



## Radioaktiv forurensning i befolkningen

Reindriftsutøvere og andre personer i Kautokeino 1965–2010



**Referanse:**

Thørring H, Skuterud L. Radioaktiv forurensning i befolkningen – Reindriftsutøvere og andre personer i Kautokeino 1965-2010  
StrålevernRapport 2012:11. Østerås: Statens strålevern, 2012.

**Emneord:**

Cesium. Prøvesprengninger. Tsjernobyl. Kosthold. Helse.

**Resymé:**

Statens strålevern avsluttet i desember 2010 målingene av radioaktivt cesium i reindriftsutøvere og andre fra Kautokeino, som ble startet i 1965. Denne rapporten oppsummerer måleprogrammet.

---

**Reference:**

Thørring H, Skuterud L. Radioactive contamination in reindeer herders and other people in Kautokeino 1965–2010  
StrålevernRapport 2012:13. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2012.  
Language: Norwegian.

**Key words:**

Caesium. Nuclear tests. Chernobyl. Diet. Health.

**Abstract:**

NRPA's measurements of radioactive caesium in reindeer herders and other people from Kautokeino in northern Norway were finalised in December 2010. This report summarises the monitoring program which was started in 1965.

---

Prosjektleder: Astrid Liland.

Godkjent:



Per Strand, avdelingsdirektør, Avdeling beredskap og miljø

---

32 sider.

Utgitt: 2013-01-01.

Opplag: 100 (13-01).

Form, omslag: 07, Oslo.

Trykk: 07, Oslo.

Forsidefoto: Johan Ingvald Hætta, Reindriftsforvaltningen

Øvrige fotos: Statens strålevern

**Bestilles fra:**

Statens strålevern, Postboks 55, No-1332 Østerås, Norge.

Telefon 67 16 25 00, faks 67 14 74 07.

E-post: nrpa@nrpa.no

www.nrpa.no

ISSN 0804-4910 (print)

ISSN 1891-5191 (online)

## Radioaktiv forurensning i befolkningen

Reindrifstøvere og andre personer i Kautokeino 1965-2010

Håvard Thørring og Lavrans Skuterud

**Statens strålevern**

Norwegian Radiation  
Protection Authority  
Østerås, 2012



# Innhold/Contents

---

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>Bakgrunn</b>	<b>7</b>
2.1	Atmosfæriske prøvesprengninger	7
2.2	Spesielt om <sup>131</sup> I, <sup>137</sup> Cs og <sup>90</sup> Sr	7
2.3	Hvorfor fokusere på reindriftsutøvere?	8
<b>3</b>	<b>Overvåknings-programmet</b>	<b>9</b>
3.1	Perioden 1965-86	9
3.2	Perioden 1987-2002	10
3.3	Målingene i 2005 og 2010	12
3.4	Kostholdsundersøkelser	13
3.5	Oppsummering av resultater 1965-2010	15
<b>4</b>	<b>Stråledoser og helse</b>	<b>16</b>
4.1	Stråledoser til reindriftsutøvere i Kautokeino	17
4.2	Risiko for helseeffekter	18
4.3	Helseundersøkelser blant samer	19
<b>5</b>	<b>Konklusjoner og videre arbeid</b>	<b>19</b>
<b>6</b>	<b>Takk til</b>	<b>20</b>
<b>7</b>	<b>Referanser</b>	<b>21</b>
	<b>Vedlegg 1 – Kilder til radioaktiv forurensning</b>	<b>23</b>
	Atmosfæriske prøvesprengninger	23
	Tsjernobyl-ulykken	24
	<b>Vedlegg 2 – Måleresultater</b>	<b>25</b>
	Kvinnelige reindriftsutøvere	26
	Mannlige reindriftsutøvere	27
	Reinsdyr	28
	<b>Vedlegg 3 – Tidsutvikling</b>	<b>29</b>



# 1 Innledning

Fram til slutten av 1950-tallet var det en utbredt oppfatning at radioaktivt nedfall fra kjernevåpensprengninger i atmosfæren kom til å bli så fortennet at det ikke ville kunne påvises i mennesker. Det vakte derfor oppsikt da det i Sverige ble oppdaget relativt høye (og stigende) konsentrasjoner av radioaktivt cesium i reindriftsutøvere på starten av 1960-tallet. For å følge opp disse observasjonene, startet norske strålevernsmyndigheter i 1965 årlige målinger av radioaktivitet i samer i Kautokeino. Kunnskapen/erfaringene fra disse undersøkelsene var viktig ballast da Tsjernobyl-ulykken inntraff våren 1986, selv om nedfallet fra prøvesprengningene var mye lavere – og heller ikke medførte behov for tiltak slik Tsjernobyl-nedfallet gjorde. Med årene – og avtakende nivåer – har befolkningen i Kautokeino naturlig nok vist mindre interesse for disse undersøkelsene, og det ble derfor besluttet å avslutte måleprogrammet etter at det i desember 2010 ble konstatert at reindriftsutøvere i Kautokeino ikke lenger er mer forurenset enn den generelle befolkningen i Norge.

Formålet med denne rapporten er å oppsummere resultatene for alle år, med vekt på tidsutvikling og mulige helsekonsekvenser. Resultater fra de siste to målingene – i 2005 og 2010 – som til nå ikke er blitt publisert i rapportform, er også detaljert beskrevet.

## 2 Bakgrunn

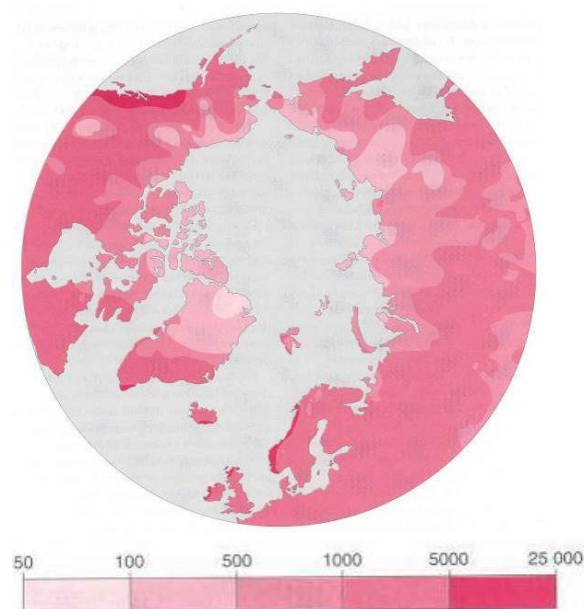
### 2.1 Atmosfæriske prøvesprengninger

I 1950- og 1960-årene ble det foretatt en rekke prøvesprengninger av kjernevåpen i atmosfæren, de fleste på den nordlige halvkule (se vedlegg 1).

Det radioaktive nedfallet i Norge kom vesentlig med nedbør. Dette førte til at steder med mye og hyppig nedbør, ble mer forurenset enn steder med mindre eller sjeldnere nedbør.

Norge mottok relativt mye radioaktivt nedfall fra disse testene pga. vårt klima og geografiske plassering, med mest nedfall i kystnære strøk (Figur 1).

Det ble dannet en rekke radioaktive stoffer ved prøvesprengningene, men de fleste av disse har forholdsvis kort fysisk halveringstid – eller de overføres i liten grad i miljøet. I forbindelse med opptak i matkjeden er det radioaktive isotoper av essensielle elementer (f.eks.  $^{131}\text{I}$ ), samt isotoper av elementer som ligner essensielle elementer (f.eks.  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) som er av størst betydning og blir omtalt nærmere nedenfor. Noen av de andre radioaktive stoffene av mindre betydning er nevnt i vedlegg 1.



**Figur 1:** Nedfallet av  $^{137}\text{Cs}$  fra prøvesprengninger av kjernevåpen i perioden 1950–1963 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ )

### 2.2 Spesielt om $^{131}\text{I}$ , $^{137}\text{Cs}$ og $^{90}\text{Sr}$

Jod-131 ( $^{131}\text{I}$ ) tas aktivt opp i skjoldbruskkjertelen hos dyr – både fra fôr og gjennom innånding av gass eller aerosoler. På grunn av kort fysisk halveringstid (8,1 dager) er problemene begrenset til de første ukene etter nedfall – hovedsakelig i tilknytning til melkeproduksjon.

Cesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) ligner kalium (K), et stoff alt levende – både planter og dyr – har mye av i alle celler. Derfor blir cesium tatt opp effektivt og overføres i næringskjeden. På grunn av lang fysisk halveringstid (30,2 år) kan  $^{137}\text{Cs}$  representere et problem mange år etter

nedfall. En gunstig egenskap ved cesium er at det ikke bindes i cellene, og at dyr og mennesker derfor skiller ut stoffet ganske raskt (biologisk halveringstid 10–20 dager i reinsdyr og rundt 100 dager i mennesker).

Strontium-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ) har også lang fysisk halveringstid (28,5 år). Det ligner kjemisk på kalsium (Ca) og fordeler seg derfor – i motsetning til cesium – hovedsakelig i beinvev. Stoffet tas mindre effektivt opp i dyr enn kalsium, og opptaket reduseres med høyere kalsium-konsentrasjon i fôret.

For mer informasjon om opptak av disse stoffene i mennesker og dyr henvises det til Harbitz & Skuterud (1999).

### 2.3 Hvorfor fokusere på reindriftsutøvere?

Ved atmosfærisk nedfall av radioaktive stoffer, vil direkte avsetning på vegetasjonen være dominerende i den første tiden. For de fleste vekster vil mesteparten av denne overflatekontamineringen fjernes raskt av vær og vind – og dessuten ved planters bladfelling om høsten. Lav utgjør imidlertid et viktig unntak: Lav har ikke røtter og tar opp næringsstoffer fra luft og nedbør, og kan «holde på» deponerte radioaktive stoffer lenge pga. lang levetid og langsom vekst. Lav har dessuten spesielt stor overflate, og blir på grunn av dette mer forurenset av radioaktivt nedfall enn de fleste andre vekster. Både  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  og andre stoffer absorberes effektivt i lav, men strontium vaskes raskere ut av laven enn cesium.

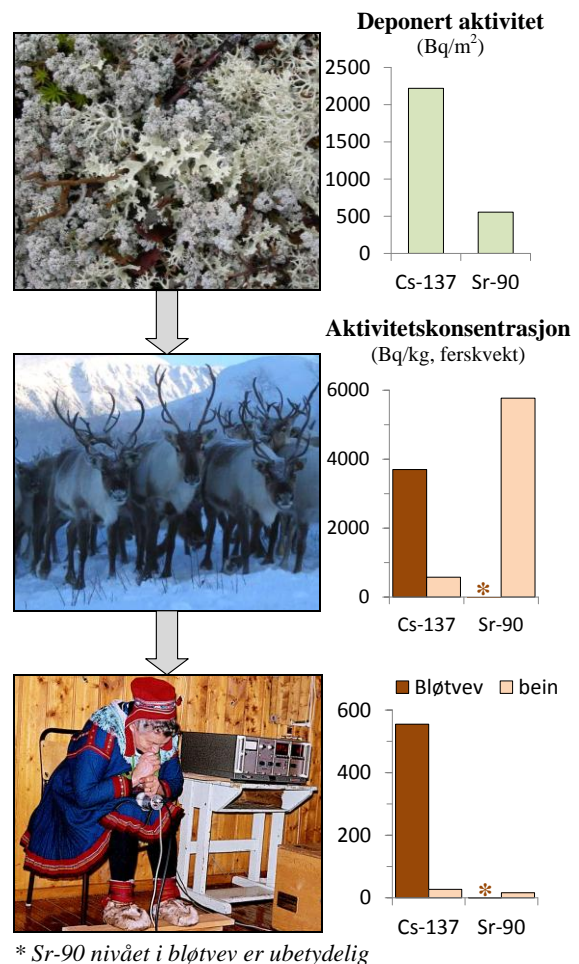
Lav er viktig næring for reinsdyr, spesielt om vinteren. I områder med gode lavbeiter kan 80–90 % av fôrintaket om vinteren bestå av lav, mens det i områder med dårlige beiter kan være under 35 %. På sommeren dominerer grønne planter dietten, men også da kan lav utgjøre 10–20 % av inntaket i lavrike områder (Warenberg m.fl., 1997). Vi har ikke noe estimat på hvor viktig lav har vært i reinens diett i Kautokeino, og det er grunn til å tro at dette har endret seg i løpet av studieperioden som følge av endringer i reintall.

Den tradisjonelt viktigste slaktesesongen for tamrein er vinteren, etter at dyrene har gått over på lavbeite. Høy forurensning i lav kombinerte med stort lavinntak kan følgelig føre til høye konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{90}\text{Sr}$  i henholdsvis reinsdyrkjøtt og –bein (**Figur 2**).

Siden mennesker hovedsakelig spiser kjøtt (og ikke bein), vil  $^{90}\text{Sr}$  i liten grad overføres fra reinsdyr til mennesker, mens det motsatte er tilfellet for  $^{137}\text{Cs}$ . Dermed utgjør  $^{90}\text{Sr}$  et mindre problem innen reindriften enn radioaktivt cesium. Dessuten er det ikke like enkelt å måle  $^{90}\text{Sr}$  som  $^{137}\text{Cs}$ . Samlet har dette gjort at fokus har vært rettet hovedsakelig mot  $^{137}\text{Cs}$  ved langtidsovervåkingen etter prøvesprengningene.

I og med at reinsdyr skiller ut cesium raskt, vil konsentrasjonene av  $^{137}\text{Cs}$  i kjøttet ha sesongvariasjoner som i store trekk følger endringen i lavinntak (og forurensningsnivå i laven).

En siste faktor som gjør reindriftsutøvere spesielt utsatt for radioaktiv forurensning er det tradisjonelt høye konsumet – og avhengigheten – av reinkjøtt i denne befolkningsgruppen.



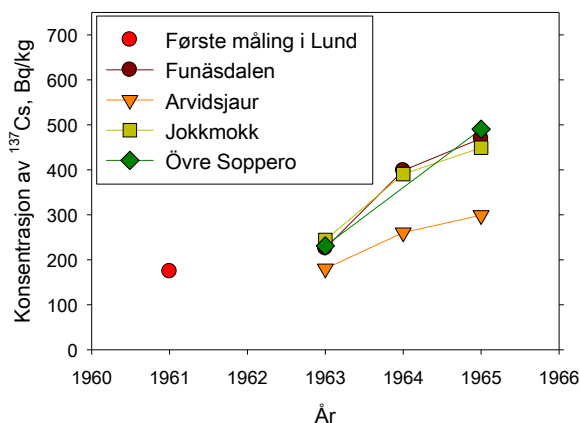
**Figur 2:** Næringskjeden lav–rein–menneske, inkludert data for cesium-137 og strontium-90 konsentrasjoner i ulike trinn rundt 1965 (tall fra Mattson & Persson, 1971).



### 3 Overvåkningsprogrammet

Allerede i 1960–61 ble det observert at personer fra Norge hadde høye konsentrasjoner av cesium-137 i kroppen sammenliknet med en kontrollgruppe fra Lund i Sverige. Grunnen til dette var nordmenns høye inntak av melk og brunost. I mars 1961 ble en samisk student i Lund undersøkt, og i mai to reineiere. Resultat: 2–3 ganger høyere konsentrasjon av cesium-137 sammenliknet med de høyeste tidligere måleverdiene av nordmenn.

Sverige skaffet seg mobilt måleutstyr og startet undersøkelser av ulike befolkningsgrupper i 1963. Figur 3 viser hvordan nivåene i reindriftnæringen utviklet seg fram til 1965.



**Figur 3:** Konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  i svenske reindriftnæring 1961–65 (data fra Lidén, 1961 og Lidén & Gustafsson, 1967).

Norske strålevernsmyndigheter satte i gang undersøkelser av radioaktivt cesium i et begrenset antall flyttsamer våren 1965.

#### 3.1 Perioden 1966–86

Fra 1966 ble deltakerne inndelt i to grupper etter yrke – og dermed stort sett etter diettvaner. Gruppetilhørighet ble fastsatt basert på opplysninger fra deltakerne selv og kontroll mot folkeregistret. Grenseovergangen mellom de to gruppene var imidlertid noe diffus.

**Gruppe I:** Personer med reindrift som næringsvei (reindriftnæring). Stort konsum av reinsdyrkjøtt.

**Gruppe II:** Annen samisk befolkning (småbrukere, arbeidere m.m.). Varierende konsum av reinsdyrkjøtt – avhengig av enkeltpersoners tilknytning til reindriftnæringen.

Fra 1967 ble det også systematisk målt forurensning i reinsdyrkjøtt i forbindelse med undersøkelsene. Alle deltakerne i undersøkelsene ble oppfordret til å ta med kjøttprøve, og de innsamlede prøvene gir trolig et godt bilde av forurensningen i kjøttet som ble konsumert i Kautokeino-området. For å få mest mulig sammenliknbare resultater ble det bedt om (a) prøver fra lårene og at (b) samtlige dyr skulle være slaktet på ettervinteren. I årene 1981–85 ble det i tillegg kjøpt inn reinskav fra slakteriet i Kautokeino – for å sammenlikne med samenes egne kjøttprøver, og for å lette arbeidet ved framtidige undersøkelser. Det ble også målt  $^{90}\text{Sr}$  i reinsdyrknokler i perioden 1971–82, samt i reinsdyrkjøtt i 1971 (Giertsen, 1991). Resultater for både kjøtt og knokler sammenfaller i hovedsak med data i Figur 2.

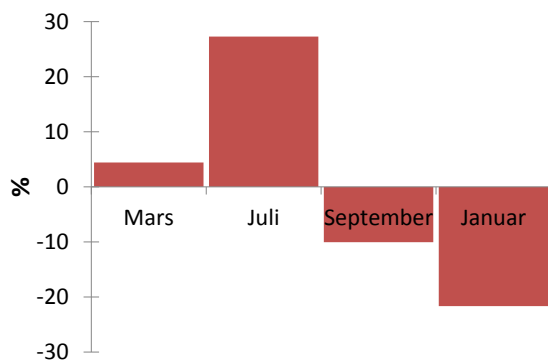
Målingene av deltakerne fra starten til 1986 ble gjort med Palmer-metoden (Palmer, 1966) der personene sitter på en stol og lener seg over detektoren som ligger i fanget (Figur 4). Det ble ikke brukt bly-skjerming mot stråling fra omgivelsene.



**Figur 4:** Målinger med Palmer-metoden i Kautokeino, 1967.

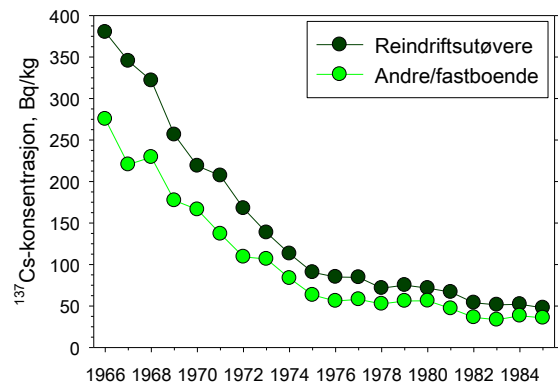
Palmer-metoden er følsom for forskjeller i fasongen på personene (høyde og vekt), og uten korreksjon for slike forskjeller utgjør resultatene ganske grove mål på innholdet av radioaktivitet i enkeltpersoner. Metoden er imidlertid vurdert som godt egnet til å følge den relative utviklingen i en person fra år til år (forutsatt at kroppsfasongen til personen ikke endrer seg vesentlig), slik det for en stor del er gjort i Kautokeino. Dessuten blir usikkerheten i målingene av enkeltpersoner ansett som mindre viktige ved beregninger av gjennomsnittsverdi for gruppa. Usikkerheten i målingene er blitt estimert til ca. 25 %, men ettersom det både er målt nokså mange personer hvert år, og at det stort sett var de samme personene som ble målt, anses resultatene å gi et godt bilde på hvordan konsentrasjonene av  $^{137}\text{Cs}$  har endret seg med årene.

Mars–april ble i utgangspunktet valgt som måletidspunkt fordi man antok at innholdet av radioaktivt cesium i reindriftsutøverne var størst like etter at reinsdyras lavbeite var avslutta (Westerlund m.fl., 1967). Kvartalsvise målinger i Kautokeino 1970–71 viste derimot at konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  var størst i juli, mens målingene i mars–april så ut til å være rimelig representative for årsmiddelverdien (Figur 5).



**Figur 5:** Cesium-137 målt i 11 reindriftsutøvere 1970–71 (prosent i forhold til gjennomsnittet av alle målingene) (data fra Berteig m.fl., 1971).

Etter publisering av samlerapport for perioden 1965–85 (Westerlund, 1985), ble måleprogrammet revidert, og det ble besluttet å fortsette med et redusert opplegg som bare innbefattet reindriftsutøvere (Gruppe 1) – som i alle år hadde hatt høyere nivåer enn Gruppe 2 (se Figur 6).



**Figur 6:** Gjennomsnittskonsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  i de to befolkningsgruppene som ble undersøkt fram til 1985. I gjennomsnitt for hele perioden hadde reindriftsutøverne 42 % høyere konsentrasjoner enn annen samisk befolkning (paret t-test,  $p < 0,01$ ).

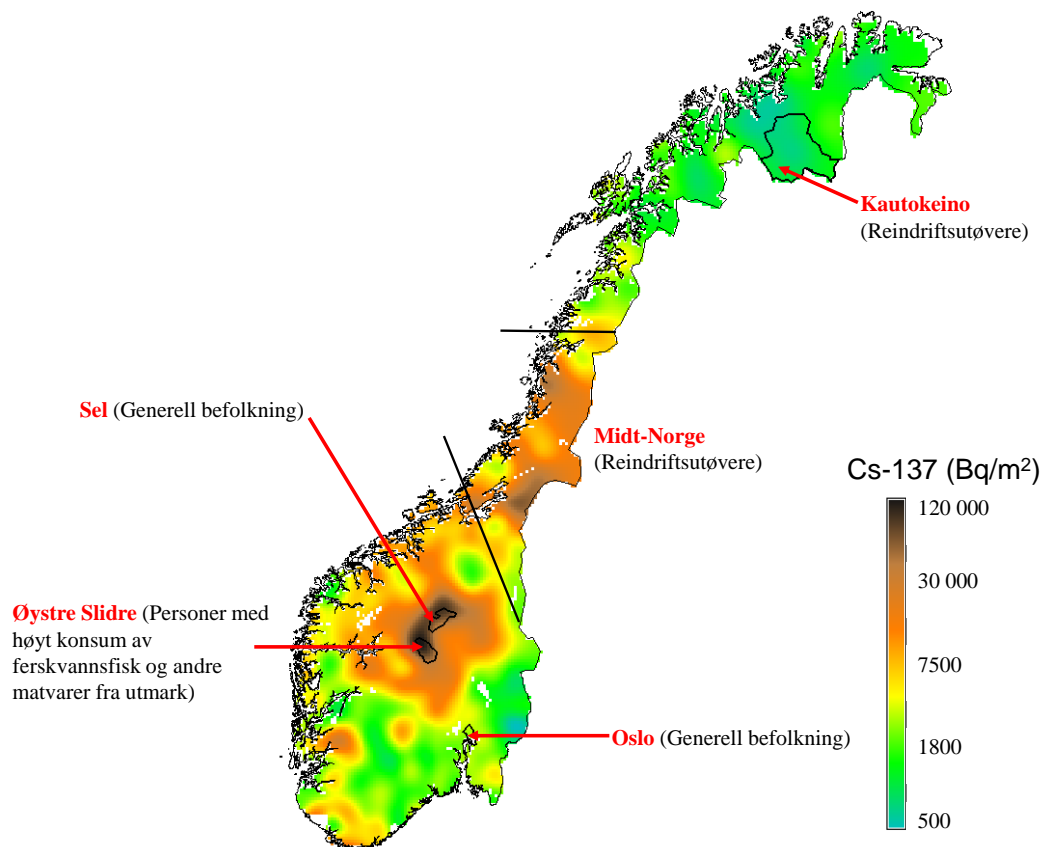
Måleoppdraget for reinsdyrkjøtt ble også endret, og ved undersøkelsen i mars 1986 ble det kun brukt prøver fra slakteriet i Kautokeino.

Tsjernobyl-ulykken 26. april 1986 førte til store endringer i overvåkningsprogrammet, men ikke før året etter (1987).

### 3.2 Perioden 1987–2002

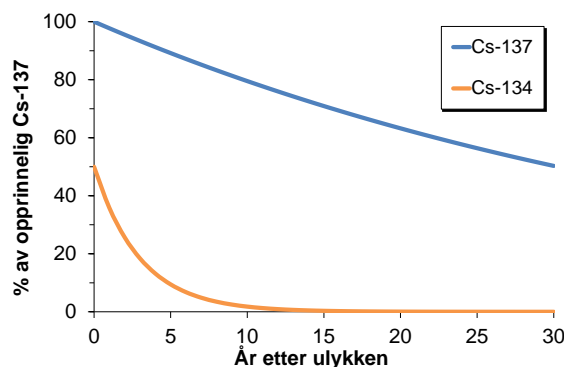
Som følge av Tsjernobyl-ulykken ble det fra 1987 innført fire nye befolkningsgrupper som skulle undersøkes i Norge, deriblant reindriftsutøvere i de hardest rammede områdene i Trøndelag og Nordland (sør for Saltfjellet).

Nedfallet i Finnmark var lavt sammenliknet med reinbeiteområdene lenger sør (se Figur 7), men det ble likevel registrert en økning i gjennomsnittskonsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  fra 1986 (rett før ulykken) til 1987 – fra 47 til 94 Bq/kg for menn og fra 34 til 63 Bq/kg for kvinner.



**Figur 7:** Gjennomsnittlige aktivitetskonsentrasjoner av cesium-137 i jord etter kjernekraftulykka i Tsjernobyl (1986-verdier) og angivelse av utvalgte befolkningsgrupper.

I tillegg til  $^{137}\text{Cs}$  kom det  $^{134}\text{Cs}$  fra Tsjernobyl i forholdet  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  ca. 0,5 (dvs. at det også var rundt 20–30 Bq/kg  $^{134}\text{Cs}$  i personene våren 1987). Cesium-134 har fysisk halveringstid på 2 år og ble derfor relativt raskt neglisjerbart sammenliknet med den mer langlivede isotopen  $^{137}\text{Cs}$  (Figur 8).



**Figur 8:** Effekten av radioaktiv nedbrytning på nivåene av cesiumisotoper med tiden. Nedfallet av  $^{134}\text{Cs}$  var i utgangspunktet ca. halvparten av  $^{137}\text{Cs}$ .

Det ble ikke samlet inn reinkjøttprøver i forbindelse med målingene i perioden 1987–89<sup>1</sup>, men i 1990 ble det i forbindelse med kostholdsundersøkelser igjen oppfordret til å ta med prøver av vinterslaktet matrein, samt prøve fra sommer- eller tidlig høstslakt. Det ble imidlertid ikke funnet vesentlige forskjeller mellom konsentrasjon av radioaktivt cesium i rein slaktet i ulike sesonger (Bøe & Sørli, 1991).

Etter 1990 ble målefrekvensen redusert til hvert tredje år, og måleutstyret ble gradvis oppgradert. I 1993 ble det for første gang benyttet blyskjerming, mens det i perioden 1996–2002 ble leid inn mobilt laboratorium fra Forsvarets forskningsanstalt (FOA) – nå Totalforsvarets forskningsintitut (FOI) – i Umeå i Sverige med mer avansert måleutstyr (Figur 9; StrålevernRapport 1998:8; StrålevernRapport 2004:12).

<sup>1</sup> Det foreligger imidlertid data over gjennomsnittsmålinger fra slakteri for vinteren 1986–1987. Disse er tatt med i Vedlegg 2.



**Figur 9:** Måling av kroppens innhold av cesium-137 i Kautokeino med innleid utstyr fra FOA (i 1996).

Etter Tsjernobyl-toppen i 1987, var det en gradvis nedgang i konsentrasjon i hele perioden (StrålevernRapport 2004:12). Denne nedgangen fortsatte helt til måleprogrammet i Kautokeino ble avsluttet (se avsnitt 3.3).

### 3.3 Målingene i 2005 og 2010

I 2005 innredet Strålevernet et eget mobilt målelaboratorium bl.a. med utstyr for måling av mennesker (Figur 10, Figur 11). Dette utstyret ble brukt ved undersøkelsene i 2005 og 2010.

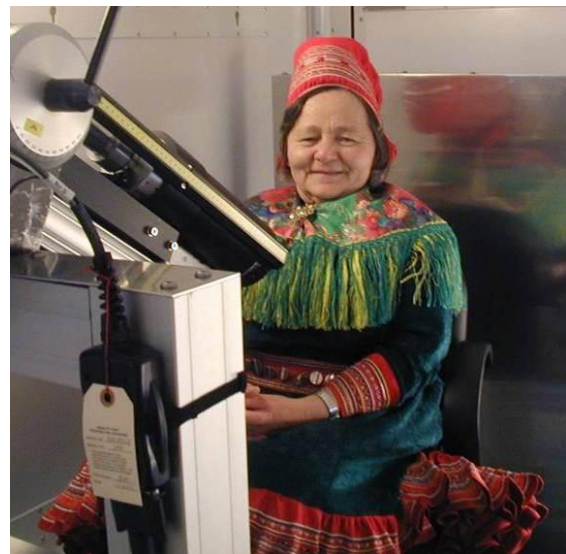


**Figur 10:** Strålevernets mobile laboratorium utplasseres i Kautokeino.

Tidligere er ikke resultatene fra disse målingene rapportert i detalj, derfor vies de ekstra plass i denne rapporten.

Slik praksis hadde vært i alle år, ble det sendt ut skriftlig invitasjon til deltakere ved tidligere målinger. Det ble også oppfordret til å invitere

med barn og andre med tilknytning til reindriftsnæringen. Flere av de involverte hadde deltatt opp mot 30 ganger siden slutten av 60-tallet.



**Figur 11:** Undersøkelser i Strålevernets mobile laboratorium, 2005.

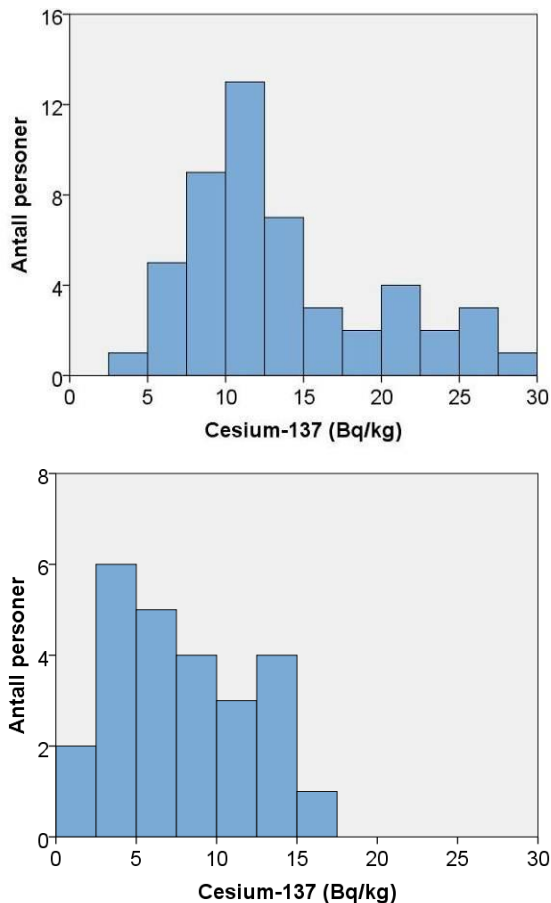
Tidspunkt for målingene var henholdsvis 8.–10. mars 2005 og 15.–16. desember 2010. Grunnen til at målingene ble utført i desember 2010, og ikke på vårparten som vanlig, var at undersøkelsene skulle falle sammen med et seminar som summerte opp 45 år med målinger i Kautokeino – og avslutningen av måleprogrammet. En oversikt over deltakerne ved begge undersøkelser er gitt i Tabell 1.

**Tabell 1:** Oversikt over gruppene som deltok ved undersøkelsene.

År	Kjønn	Antall	Alder, år*	Vekt, kg*
2005	Kvinner	20	60	68
	Menn	30	48	80
2010	Kvinner	14	59	67
	Menn	11	58	82

\* Gjennomsnittsverdier

Resultatene fra undersøkelsene i 2005 og 2010 er presentert i Figur 12.



**Figur 12:** Fordeling av konsentrasjoner av radioaktivt cesium blant reindriftsutøvere i Kautokeino i 2005 (øverst) og 2010.

Gjennomsnittlige konsentrasjoner ved målingene i 2005 var henholdsvis 10 og 15 Bq/kg for kvinner og menn, mens tilsvarende for 2010 var rundt 8 Bq/kg, for begge kjønn. Den mindre tydelige forskjellen mellom kjønnene i 2010 skyldes trolig det begrensede utvalget, og diskuteres ikke nærmere her.

På grunn av generasjonsskifte innen næringen og mindre interesse for målingene blant reindriftsutøverne, ble deltakernes tilknytning til reindrifta mer uklar utover 2000-tallet. For å undersøke betydningen av dette på gruppegjennomsnittet ble deltakerne ved undersøkelsene i 2005 inndelt i to grupper – tilsvarende Gruppe 1 og 2 beskrevet for perioden 1965–85 (Figur 6). Det ble ikke funnet statistisk signifikant forskjell i konsentrasjon mellom de to gruppene (t-test,  $p > 0,05$ ).

Det ble i 2010 også gjort målinger av cesium-137 i ansatte i Strålevernet og andre personer med ikke-samisk kosthold, og gjennomsnittet

for disse var på 4 Bq/kg, med en registrert maksimalverdi på 9 Bq/kg. Forskjellene mellom referansegruppa og reindriftsutøverne er altså ikke spesielt stor (til sammenlikning var gjennomsnittskonsentrasjonen av cesium-137 i reindriftsutøvere fra Nord-Trøndelag mer enn 100 Bq/kg i 2011).

### 3.4 Kostholdsundersøkelser

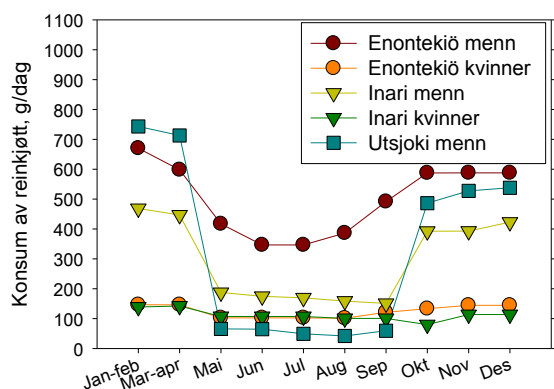
Innholdet av radioaktivt cesium i kroppen er et produkt av forurensningen i maten og matinntaket. For å finne ut hvor viktige de ulike matvarene er for innholdet i kroppen, må vi derfor vite hvor mye folk spiser av ulike matvarer – i tillegg til forurensningsnivåene. Dessuten vil kostholdsendringer også kunne ha betydning for hvordan forurensningsnivåene i befolkningen utvikler seg med tiden.

Den første grundige kostholdsundersøkelsen vi vet om fra Kautokeino ble gjennomført i februar-mars 1963, og studerte reiseiere som en av fem yrkesgrupper (Solvang og Øgrim, 1967). Denne undersøkelsen hadde ingen kopling til radioaktiv forurensning, og det ble derfor ikke analysert forurensning i matvarer. Strålevernets første kostholdsundersøkelse i Kautokeino ble gjennomført i 1989, deretter i 1990, 1999, 2002 og i 2005. Ulike metoder ble brukt: Mens undersøkelsen i 1963 kartla konsum gjennom veiing av matvarer/forbruk, utførte Strålevernet spørreundersøkelser som vektla enten gjennomsnittlig årlig inntak gjennom anskaffelser til husholdningene (med antatt fordeling mellom husstandsmedlemmer), eller individuelt konsum (dvs. spørsmål om hvor ofte ulike retter ble konsumert, og hvor mye hver gang).

Både en finsk studie i 1962 (Jokelainen, 1965) og våre studier i Midt-Norge i 1987–89 (Strand m.fl. 1992) og 1999–2002 (StrålevernRapport 2004:12) viste at konsum av reinkjøtt (og innmat) står for 80–90 % av det totale inntaket av  $^{137}\text{Cs}$  blant reindriftsutøvere. Det er derfor det legges vekt på konsum av reinkjøtt, og ikke på de andre kildene (som ferskvannsfisk, annet vilt, melk og melkeprodukter).

Reindriftsutøvere har tradisjonelt hatt store sesongvariasjoner i kostholdet knyttet til mattilgang til ulike årstider. Slike variasjoner vil – i tillegg til sesongvariasjonene i  $^{137}\text{Cs}$  i reinkjøtt gjennom året – påvirke innholdet av radioaktiv forurensning i utøverne. Studiene i Norge har ikke fokusert på sesongvariasjoner i

kosthold, utover undersøkelsen av  $^{137}\text{Cs}$  i utøverne til ulike årstider i 1970–71 (Figur 5). En finsk kostholdsundersøkelse fant imidlertid at menns reinkjøttkonsum i et område kunne gå fra over 700 g/dag om vinteren til under 50 g/dag om sommeren (Figur 13). Menns reinkjøttkonsum har vært høyere og med større sesongvariasjoner enn kvinnenes, blant annet på grunn av mennenes rolle som reingjetere. I den finske undersøkelsen varierte kvinnenes konsum fra 140–150 g/dag om vinteren til ca. 100 g/dag om sommeren (Figur 13).

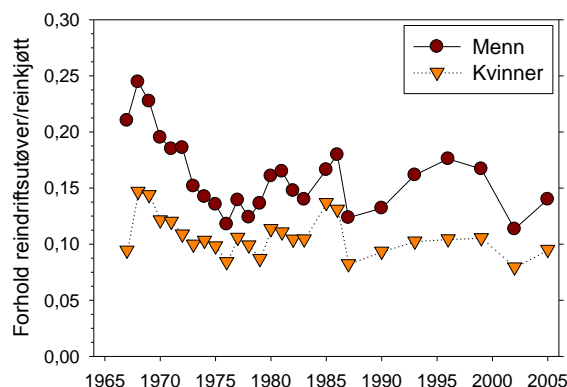


**Figur 13:** Sesongvariasjoner i reinkjøttkonsum blant finske reindriftsutøvere i 1962 (fra Jokelainen 1965).

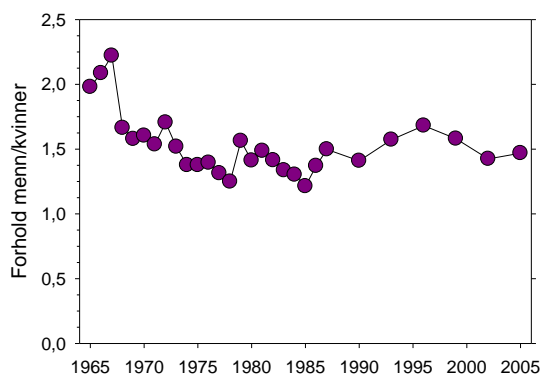
Moderniseringen av samfunnet og reindriften (mindre selvberging, bedre vareutvalg, bedre kommunikasjon og transport osv.) har sannsynligvis medført redusert sesongvariasjonene i kostholdet, og også redusert reindriftsutøvernes avhengighet av reinkjøtt som matvare. Vi vet ikke om studier som kvantifiserer reduksjonene i sesongvariasjon, men i vår undersøkelse i 1999 svarte 2/3 at de hadde større kjøttkonsum gjennom vinterhalvåret, og i 2002 svarte bare halvparten at dette var tilfelle. Begge år var imidlertid svarprosenten lav (StrålevernRapport 2004:13).

Så lenge konsum av reinkjøtt er en så dominerende kilde til radioaktivt cesium i befolkningen, vil endringer i kostholdet reflekteres i forholdet mellom  $^{137}\text{Cs}$  i personene og i reinkjøttet. Figur 14 illustrerer at det er store variasjoner i dette forholdet som følge av variasjoner i  $^{137}\text{Cs}$ -konsentrasjoner både i personer og reinsdyr. Likevel indikeres en trend fra de første til de siste årene av undersøkelsene som tilsvarer en reduksjon i

konsumet på nesten 30 % for menn og drøye 20 % for kvinner. Forskjellene i konsentrasjoner mellom menn og kvinner (Figur 15) antyder også at kostholdsendringene har vært størst for menn, og særlig fram til slutten av 1980-tallet: Mens menn i starten av undersøkelsene hadde dobbelt så høye  $^{137}\text{Cs}$ -konsentrasjoner i kroppen som kvinnene, har forskjellen ligget på rundt 50 % de siste tiårene.



**Figur 14:** Forholdet mellom konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg) i reindriftsutøvere og reinkjøtt i Kautokeino.



**Figur 15:** Forholdet mellom konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg) i menn og kvinner blant reindriftsutøvere i Kautokeino.

Estimert konsum av reinkjøtt i kostholdsundersøkelsene i Kautokeino er oppsummert i Tabell 2.

**Tabell 2:** Konsum av reinkjøtt (g/dag, inkl. innmat) blant reindriftsutøvere i Kautokeino estimert ved ulike kostholdsundersøkelser.

Undersøkelsesår	Kvinner	Menn
1963	200	380
1989–1990	260–270	380–430
1999	172 (63–370)*	
2002	190 (23–500)*	

\*I 1999 og 2002 ble ikke resultatene beregnet for menn og kvinner separat. Verdiene i parentes er minimums- og maksimumsverdier.

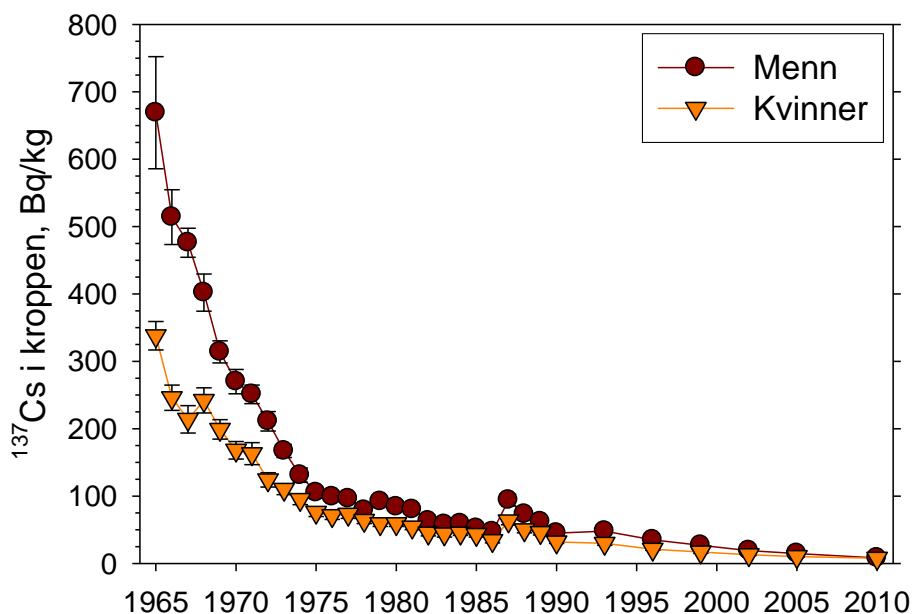
Estimatene fra 1963-undersøkelsen er i overensstemmelse med de finske tallene (Figur 13), særlig hvis det er riktig at estimatene i Kautokeino var noe lave i forhold til normalen pga. kuldeperiode med mindre utendørsaktivitet (Solvang og Øgrim 1967). Men forskjellene i konsum mellom menn og kvinner (faktor 1,9) synes betydelig lavere enn i Finland (2,8–4,0). I undersøkelsene i 1989–1990 synes særlig estimatene for kvinner å være høye (over 30 % økning fra 1963).

Estimatene fra de siste undersøkelsene – i 1999 og 2002 – er betydelig lavere enn de tidligere verdiene, og også lavere enn det som indikeres av endringen i forholdet mellom forurensningen i deltakerne og reinkjøttet (Figur 14).

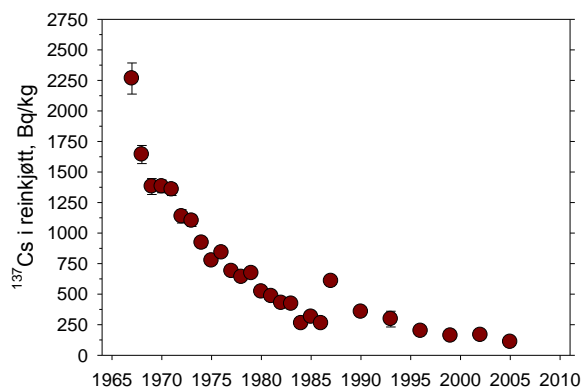
### 3.5 Oppsummering av resultater 1965–2010

Resultatene fra målinger av kvinner og menn i Kautokeino helt fra starten i 1965 er presentert i Figur 16. Konsentrasjonene i 1965 samsvarte med de i svenske reindriftsutøvere samme år (vist i Figur 3).

Som omtalt ovenfor (avsnitt 3.4) har mennene i hele perioden 1,5–2 ganger høyere gjennomsnittlig konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  enn kvinnene (paret t-test,  $p < 0,01$ ). Denne forskjellen kan bl.a. forklares med ulikt stoffskifte, større inntak av  $^{137}\text{Cs}$  blant menn (menn spiser generelt sett mer mat/kjøtt), samt ulik andel muskelmasse (relativt til total kroppsvekt).



**Figur 16:** Gjennomsnittlige konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  i reindriftsutøvere fra Kautokeino. Feilmarginer representerer standard feil.



**Figur 17:** Gjennomsnittlige konsentrasjoner av <sup>137</sup>Cs i reinsdyr i Kautokeino. Feilmarginer representerer standard feil.

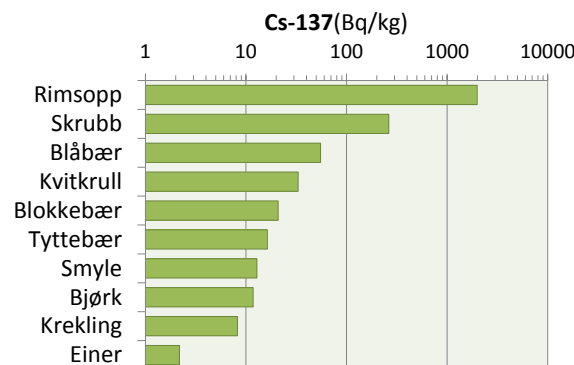
Reduksjonene i <sup>137</sup>Cs-konsentrasjoner både i reindriftsutøvere og i reinkjøtt (Figur 17) kan beskrives som eksponentielle nedganger, både i perioden fra 1960-tallet og i perioden etter Tsjernobyl-ulykken. Tabell 3 viser beregnede effektive halveringstider. Beregningene gir relativt like halveringstider gjennom de over 4 tiårene undersøkelsene har pågått. Kanskje er det noe kortere halveringstider i reindriftsutøvere enn i reinsdyr, noe som vil forventes når konsumet av reinkjøtt avtar.

**Tabell 3:** Estimerte effektive halveringstider ( $T_{eff}$ ) for cesium-137 i reindriftsutøvere og reinsdyr fra Kautokeino. Kurvetilpasninger og mer detaljerte analyseresultater er vist i Vedlegg 3.

Periode	$T_{eff} \pm$ st. feil (år)
1965–1986 (utøver)	6,01±0,28
1987–2010 (utøver)	7,53±0,38
1967–1986 (rein)	6,71±0,26
1987–2005 (rein)	7,98±0,87

Betydningen av laven som forurensningskilde er en viktig faktor for tidsutviklingen i <sup>137</sup>Cs-konsentrasjoner – både i mennesker og reinsdyr: I og med at lav ikke har røtter, tar ikke lav opp radioaktivt cesium fra jorda slik planter gjør. Etter hvert som årene etter siste nedfall har gått (og konsentrasjonene i laven fortynnes) kan derfor grønne planter påvirke tidsutviklinga for radioaktivt cesium i rein i

større og større grad. Opptaket av radioaktivt cesium i planter vil imidlertid variere med jordas fysiske og kjemiske egenskaper (organisk materiale, pH, leirtype og -innhold, konkurrerende ioner som kalium<sup>2</sup>) i ulike beiteområder, samt hvilke beiteplanter reinen foretrekker, så tidsutviklingen i reinsdyrkjøtt vil være kompleks. Som et eksempel viser Figur 18 konsentrasjonen av cesium-137 i beitevekster fra et område i Kautokeino på slutten av 2000-tallet.



**Figur 18:** Radioaktivt cesium i beitevekster fra en lokalitet i Kautokeino, august 2007 (Merk: logaritmisk skala).

I tillegg til å vise forholdet mellom lav (kvitkrull) og andre beiteplanter, viser Figur 18 at det kan være spesielt høye nivåer av radioaktivt cesium i sopp (rimsopp/skrubb). Sopp utgjør et viktig bidrag til reinens høstdiett, og i år med spesielt rik tilgang, kan enkelte sopparter gi et vesentlig bidrag til forurensningen av rein. Særlig for reindriftsutøvere som slakter om høsten vil dette kunne ha betydning.

## 4 Stråledoser og helse

For å kunne vurdere hva kroppsinholdet av radioaktivt cesium betyr i risiko for helsekonsekvenser, må radioaktivitetsnivået (Bq/kg) regnes om til stråledose (i milliSievert, mSv). For å kunne beregne denne individuelt,

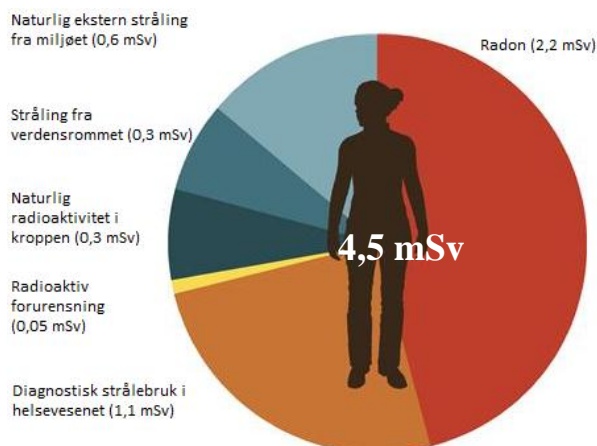
<sup>2</sup> Undersøkelser fra Kautokeino tyder på at en relativt stor andel cesium (20-30 %) stadig er i mobil/plantetilgjengelig form (Thørring m.fl., 2012).



må vi egentlig studere hver enkelt person bl.a. for å finne ut hvor raskt han eller hun skiller ut cesium. Siden dette vanskelig lar seg gjennomføre i praksis, velger vi å se på gjennomsnittet for hele gruppen, og beregner en dose for en «gjennomsnittsperson» i den undersøkte gruppen. Et cesiuminnhold i kroppen på 300–400 Bq/kg vil tilsvare en dose på ca. 1 mSv/år. Hvis vi i stedet regner fra inntak av  $^{137}\text{Cs}$  gjennom maten, gir 1 Bq en dose på 0,000013 mSv for voksne, mens dosen for barn blir noe mindre.

I tillegg til stråling fra radioaktiv forurensning blir alle mennesker utsatt for ytre bestråling fra verdensrommet (kosmisk stråling), fra naturlige radioaktive stoffer i jord og berggrunn, og for indre bestråling fra naturlige radioaktive stoffer i kroppen vår. Videre mottar vi stråledoser fra den radioaktive gassen radon – som kan oppkonsentreres i godt isolerte hus. Også bruk av stråling i helsevesenet bidrar til befolkningens totale stråledose.

Figur 19 viser hvor mye de ulike strålekildene bidrar. Tallene for medisinsk stråling, radon og intern stråling er basert på gjennomsnittsverdier for den norske befolkning.



**Figur 19:** Årlige stråledoser fra forskjellige kilder for en gjennomsnittsperson i Norge. (Illustrasjon: Statens strålevern/Monica Egeli)

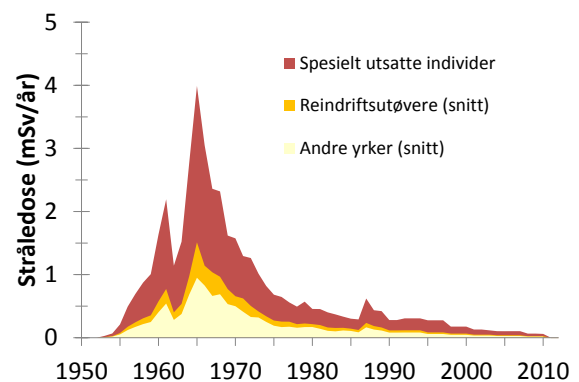
#### 4.1 Stråledoser i Kautokeino

Dosebidraget fra radioaktiv forurensning til reindriftsutøvere og andre personer med tilsvarende kosthold i Kautokeino har vært

vesentlig høyere enn for den generelle befolkningen i Norge.

I Figur 20 har vi summert opp årlige gjennomsnittsdoser fra radioaktivt cesium i ulike grupper for perioden 1950–2010. I tillegg har vi estimert forventet maksimaldose til spesielt utsatte individer (gjennomsnitt + 3 standard avvik), som er mer konservativ enn bruk av høyest målte verdi for hvert år, siden kun deler av befolkningen stiller til målingene.

Etttersom det ikke foreligger målinger av radioaktivt cesium i mennesker fra før 1965, har vi for perioden 1950–64 brukt et estimat basert på nedbørsdata beskrevet i Westerlund (1985)<sup>3</sup>. Dette er gjort både for reindriftsutøvere og andre yrkesgrupper<sup>4</sup>.



**Figur 20:** Stråledose fra cesium-137 i befolkningsgrupper fra Kautokeino. Summert over hele perioden: 12, 17 og 43 mSv for henholdsvis andre yrker, gjennomsnitt reindriftsutøver og spesielt utsatte individer.

Utfra Figur 20 ser vi at det på 1960–70-tallet forekom doser over de grenser som myndighetenes i dag anbefaler for radioaktiv forurensning (1 mSv/år). Det er imidlertid lite sannsynlig at noen enkeltpersoner har ligget over denne grensen etter første halvdel av 1970-tallet.

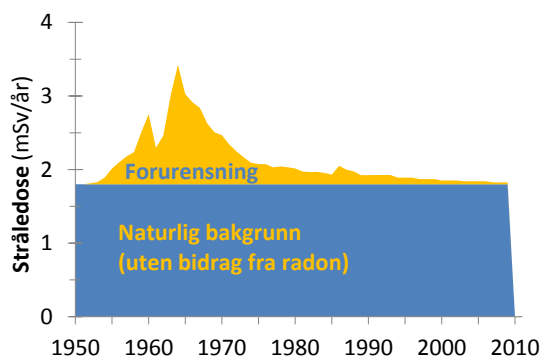
<sup>3</sup> Konsentrasjoner i Westerlund (1985) er omregnet til dose ved å bruke dosekonverteringsfaktoren 0,0031 mSv/år per Bq/kg (Skuterud & Thørring, 2012). Dette gir et noe høyere doseestimat enn i Westerlund (1985).

<sup>4</sup> For å bestemme maksimal dose til reindriftsutøvere for 1965, er gjennomsnittverdiene multiplisert med på 2,4 – som er gjennomsnittlig forhold mellom gjennomsnitt+3 standard avvik og gjennomsnitt for perioden 1965–85.

Også når det gjelder naturlig bakgrunnsstråling vil det være forskjeller mellom gruppene fra Kautokeino – spesielt reindriftsutøverne – og den generelle befolkningen (Figur 19). På grunn av det høye inntaket av reinsdyrkjøtt vil trolig reindriftsutøvere (spesielt de personene som spiser ekstra mye kjøtt) ha noe mer naturlig radioaktivitet i kroppen. Dosebidrag fra naturlig radioaktivitet i kroppen kommer vesentlig fra radioaktivt kalium ( $^{40}\text{K}$ ) og polonium ( $^{210}\text{Po}$ ), og for den generelle befolkningen er dosen fra disse stoffene henholdsvis 0,18 og 0,12 mSv/år.

Kalium-40 varierer lite mellom personer, men dosene vil være noe høyere for unge atleter enn eldre utrente personer. For polonium-210 er situasjonen en annen: På grunn av relativt høye konsentrasjoner av  $^{210}\text{Po}$  i reinlav<sup>5</sup>, er det relativt mye av dette naturlig forekommende stoffet i reinsdyrkjøtt (og knokler). Personer med høyt inntak av reinsdyrkjøtt vil derfor få en høyere dose fra  $^{210}\text{Po}$  – om lag 0,6 mSv per år basert på beregninger fra Sør- og Midt-Norge (Skuterud, 2005). Et sannsynlig estimat for dosebidraget fra naturlige radioaktive stoffer i kroppen hos reindriftsutøvere vil derfor være 0,8 mSv/år – i motsetning til 0,3 mSv/år for den generelle befolkningen. Den naturlige eksterne strålingen i Kautokeino-området er basert på data fra målenettverket RADNET (<http://radnett.nrpa.no/>), rundt 0,7 mSv per år.

En enkel sammenlikning mellom stråledose fra radioaktiv forurensning og bidrag fra naturlige kilder (utenom radon) er gitt i Figur 21.



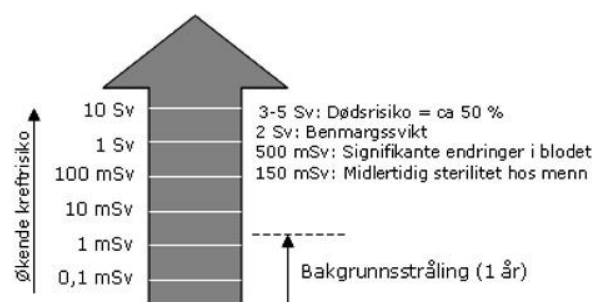
**Figur 21:** Stråledose til reindriftsutøvere fra radioaktiv forurensning (cesium-137) og estimert bakgrunn fra kosmisk stråling (0,3 mSv/år), naturlig ekstern stråling (0,7 mSv/år) og naturlig radioaktivitet i kroppen (0,8 mSv/år).

<sup>5</sup> Kilden er radongass som siver opp fra bakken og omdannes til  $^{210}\text{Pb}$  som avsettes på reinlav.  $^{210}\text{Po}$  er datterprodukt av  $^{210}\text{Pb}$ .

Det er nærliggende å anta at reindriftsutøvere er mindre utsatt for radon enn den generelle norske befolkningen på grunn av mye opphold utendørs. Her er det vanskelig å gi noe konkret estimat fordi radon-konsentrasjonen varierer mye – og dessuten har andel tid tilbrakt innendørs også økt blant reindriftsutøvere de senere årene. Som et antatt høyt nivå kan man bruke landsgjennomsnittet for dose fra radon (2,2 mSv/år) ved sammenlikning med de andre dosebidragene i Figur 21.

## 4.2 Risiko for helseeffekter

Figur 22 gir eksempler på sammenheng mellom stråledoser og noen helseeffekter.



**Figur 22:** Illustrasjon av sammenheng mellom stråledoser og noen helseeffekter. Doser under 100 mSv blir ansett som lave, og det er foreløpig ikke påvist helseeffekter under dette nivået. 1 Sv = 1000 mSv

En av grunntankene i alt strålevernsarbeid er at all ekstra stråling innebærer en ekstra risiko for helsekonsekvenser, og at risikoen øker med stråledosen («linear non-threshold»-modellen, LNT).

Den internasjonale strålevernskommisjonen ICRP operer med et risikoestimert for kreft med dødelig utgang i gjennomsnittsbefolkninger på 0,000055 per mSv (ICRP, 2007). Forutsatt at dette risikoestimertet også gjelder for reindriftsutøvere, vil en gjennomsnittlig reindriftsutøver som har mottatt 17 mSv altså ha 0,094 % høyere risiko for å dø av kreft pga. radioaktivt cesium i kroppen. Dette tilsvarer omtrent ett ekstra kreftdødsfall per 1000 innbyggere. Når vi vet at ca. 250 av 1000 nordmenn vil dø av kreft som følge av andre årsaker, vil det derfor være vanskelig å påvise det lille ekstra bidraget fra radioaktiv forurensning i kreftstatistikken.

Det må igjen påpekes at risikoanslaget over gjelder bare for kreftdødsfall, mens «helse» er

et mye mer omfattende begrep, som også inkluderer bekymring knyttet til forurensningen. I tillegg til kreft, er arvelige skader en effekt som ofte skaper bekymring. Imidlertid er risikoen for slike skader mye lavere enn for kreft (bare 3-4 % av risikoen for kreft), og har dessuten blitt nedjustert til under 1/6-del av tidligere estimat i løpet av de senere årene (ICRP, 2007).

### 4.3 Helseundersøkelser blant samer

De senere årene er det gjennomført to epidemiologiske studier blant samer i de tre nordligste fylkene: Ett på kreftforekomst (Haldorsen & Tynes, 2005), og ett på dødsårsaker/mortalitet (Tynes & Haldorsen, 2007). Begge undersøkte en gruppe («kohort») på 19 801 personer, hvorav 71 % var fra Finnmark. Det ble brukt to referansegrupper: (1) ikke-samisk befolkning fra de samme kommunene som samene, (2) generell befolkning i Norge. I begge studiene ble kohorten også delt inn i 4 undergrupper etter (antatt) inntak av reinsdyrkjøtt. Den ene gruppen var reindriftsutøvere.

Ved studiet av kreftforekomst, ble det brukt data fra Kreftregistret for perioden 1970–1997. For alle krefttyper sett under ett, ble det funnet betydelig lavere krefthyppighet (20–25 %) i den samiske befolkningen enn i den øvrige befolkning i området og i resten av landet. Det ble ikke funnet økt forekomst av krefttyper normalt forbundet med stråling – som leukemi, skjoldbruskkjertel-, bein- og brystkreft. Alt dette er i samsvar med tilsvarende studier fra Sverige og Finland (Hassler m.fl., 2008).

Den eneste kreftformen som forekom mer hyppig hos samer i Nord-Norge – sammenliknet med referansegruppene – var spiserørskreft, men bare hos menn. Det er imidlertid ikke funnet tilsvarende overhyppighet av spiserørskreft blant svenske og finske samer, så resultatet er derfor ikke entydig.

Basert på gruppeinndeling med (antatt) økende inntak av reinsdyrkjøtt, ble det funnet signifikant nedgang i forekomst av både tykktarm- og prostatakreft.

Ved studiet av dødsårsaker, ble det brukt data for perioden 1970–1998. Vi vektlegger her dødsfall som følge av sykdom.

For hele gruppen ble det funnet en lavere dødsrisiko fra kreft sammenliknet med de andre befolkningsgruppene. Dette er i samsvar med data for kreftforekomst. Det ble også funnet lavere mortalitet fra kronisk leversykdom.

For hjerte- og karsykdommer sykdommer ble det derimot funnet noe høyere dødsrisiko for samer sett under ett, men ved (antatt) høyere inntak av reinsdyrkjøtt ble det hos menn funnet en klar nedadgående trend i dødelighet med økende inntak av reinsdyrkjøtt: For reindriftsutøvere var dødsrisiko som følge av koronar (ischemisk) hjertesykdom og sykdom i hjernens blodårer (cerebrovaskulær sykdom) signifikant lavere enn hos referansegruppene.

Genetiske faktorer kan delvis forklare lavere krefthyppighet blant samer. Likevel er en tradisjonell samisk livsstil med mye fysisk aktivitet og høyt inntak av fisk og reinsdyrkjøtt den mest sannsynlige forklaringen på lavere forekomst av kreft. Det ser også ut til at denne typen livsstil har en beskyttende virkning mot død fra hjerte- og karsykdommer for menn.

## 5 Konklusjoner og videre arbeid

Strålevernet avsluttet i desember 2010 målingene av radioaktiv forurensning i reindriftsutøvere i Kautokeino, som ble startet i 1965. Ved avslutningen av måleprogrammet viste resultatene et gjennomsnitt på 8 Bq/kg blant reindriftsutøverne, som tilsvarer en årlig stråledose på i overkant av 0,02 mSv, som ikke er særlig mye høyere enn for den norske befolkningen for øvrig.

De høyeste målingene av radioaktivt cesium i reindriftsutøvere i Kautokeino ble gjort ved oppstarten i 1965. Da var stråledosen til reindriftsutøvere i gjennomsnitt ca. 1.5 mSv/år. I årene som fulgte sank nivåene gradvis, med en halvering i konsentrasjon ca. hvert 6. år fram til Tsjernobyl-ulykken i 1986.

Tsjernobyl-nedfallet medførte store konsekvenser for reindrift sør for Saltfjellet, men nedfallet var relativt begrenset i Kautokeino, og hadde liten praktisk betydning.

Alt i alt har vi for perioden 1950–2010 anslått at en gjennomsnittlig reindriftsutøver har

mottatt en stråledose fra radioaktivt cesium på ca. 17 mSv (med maksverdi 43 mSv for spesielt utsatte enkeltindivider). Til sammenlikning har reindriftsutøvere i Snåsa-området mottatt i gjennomsnitt ca. 17 mSv bare i løpet av 15 år etter Tsjernobyl-ulykken (Skuterud & Thørring, 2012).

En viktig antakelse i alt strålevernsarbeid er at kreftrisiko (også ved lave doser) øker proporsjonalt med stråledosen, slik at en liten økning i dose vil gi en liten økning i risiko. Med de stråledosene det her er snakk om er det imidlertid vanskelig å påvise mulig innvirkning på kreftstatistikken, siden så mange personer får kreft av andre årsaker. I en studie av kreftforekomst ble det funnet lavere krefthypighet i den nordsamiske befolkningen, både sammenliknet med den øvrige befolkning i området og den generelle befolkningen i Norge. Dette er også i samsvar med tilsvarende undersøkelser i Sverige og Finland, og tilskrives hovedsakelig samenes livsstil med mye fysisk aktivitet, samt genetiske forhold (Haldorsen & Tynes, 2005).

Avslutningsvis må det påpekes at overvåkingen av radioaktiv forurensning i reindriftsutøvere ikke avsluttes med måleserien i Kautokeino. Det pågår stadig undersøkelser i de sørsamiske områdene – hvor Tsjernobyl-konsekvensene har vært betydelige – siste gang i 2011, hvor Strålevernet gjorde målinger av cesium-137 i både Røros (Sør-Trøndelag) og Snåsa (Nord-Trøndelag).

## 6 Takk til

Alle reindriftsutøvere og andre som har deltatt ved undersøkelsene, samt bidragsytere fra Statens institutt for strålehygiene (SIS) / Statens strålevern:

K. Madshus, E.A. Westerlund, A. Bull, T. Berthelsen, J. Johansen, H. Aamlid, L. Berteig, A. Klokk, L. Gjertsen, W. Thorbjørnsen, W. Jellum, P. Arneberg, B. Lind, E. Bøe, A. Andersson Sørli, P. Strand, T.D. Bergan, I.M. Eikermann, H. Mehli, A. Mosdøl, L. Flø, M. Dowdall, A. Hosseini, J. Drefvelin, B. Møller, J. Nilssen.



*Figur 23: Målepersonell i 1967 og 2007.*

## 7 Referanser

- Backe S, Bjerke H, Rudjord AL, Ugletveit F (1986). Nedfall av cesium i Norge etter Tsjernobylulykken, SIS Rapport 1986:5, Statens institutt for strålehygiene, Østerås.
- Bergan TD (2002). Radioactive fallout in Norway from atmospheric nuclear tests. *Journal of Environmental Radioactivity* 60, pp 189–208.
- Berteig L, Berthelsen T, Klokk A, Westerlund EA: Årstidsvariasjon av <sup>137</sup>Cs i norske samer med reindrift som næring 1970–1971. Statens institutt for strålehygiene, Montebello, Oslo, 1971.
- Bøe E, Sørli AA (1991). Kostholdsundersøkelse og helkroppsmålinger på reindriftssamer i Kautokeino 1989 og 1990. SIS Rapport 1991:10, Statens institutt for strålehygiene, Østerås.
- Giertsen L (1991). Radioaktiv miljøforurensning i Kautokeino-området. SIS Rapport 1991:8, Statens institutt for strålehygiene, Østerås.
- Gustafsson M (1969). External and internal irradiation of swedish reindeer breeders 1950–1970. *Health Physics* 17, pp 19–34.
- Haldorsen T, Tynes T (2005). Cancer in the Sami population of North Norway, 1970–1997. *Eur. J. Cancer Prev.* 14: 63–68.
- Harbitz O, Skuterud L (redaktører). Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning. Oslo: Landbruksforlaget A/S 1999.
- Hassler S, Soininen L, Sjölander P, Pukkala E (2008). Cancer among the Sami – A review on the Norwegian, Swedish and Finnish Sami population. *International Journal of Circumpolar Health* 67:5.
- Holm E, Persson RBR (1976). Transfer of fall-out plutonium in the food-chain lichen-reindeer-man. I: Transuranium nuclides in the environment. International Atomic Energy Agency, Wien. Rapport IAEA-SM--199/5: 435-446.
- ICRP (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, Elsevier.
- Jokelainen A (1965). Diet of the Finnish Lapps and its cesium-137 and potassium contents. Thesis. *Acta Agralia Fennica* 103. University of Helsinki, 140 pp. ...
- Lidén K (1961). Cesium 137 burdens in Swedish laplanders and reindeer. *Acta Radiol.* 56:237–240.
- Lidén K, Gustafsson M (1967). Relationships and seasonal variation of <sup>137</sup>Cs in lichen, reindeer and man in Northern Sweden 1961–1965. I: B. Åberg, F. P. Hungate (red.): Radioecological Concentration Processes. Proceedings of an International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford:Pergamon Press, s. 193–208.
- Mattson LJS, Persson RBR (1971). Radioecology of Na-22, Po-210 and Pb-210 in the unique food chain: Lichen-Reindeer-Man. I: Proceedings of the International Symposium on Radioecology applied to the protection of man and his environment, Rome 7–10 September 1971.
- Palmer HE. Simplified whole-body counting. *Health Physics* 12, s.95, 1966.
- Skuterud L (2005). Investigation of selected natural and anthropogenic radionuclides in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) and lynx (*Lynx lynx*). Trondheim: Norwegian University of Science and Technology; Doctoral Theses at NTNU 2005:151.
- Solvang A, Øgrim, ME (1967). Kostholdsundersøkelser i Kautokeino og Karasjok. Forskningsresultater fra Landsforeningen for Kosthold og Helse. Melding nr. 11.
- Skuterud L, Thørring H (2012). Averted doses to Norwegian Sami reindeer herders after the Chernobyl accident. *Health Physics* 102(2), pp 208–216.
- Strand P, Selnæs TD, Bøe E, Harbitz O, Sørli AA. Chernobyl fallout: Internal doses to the Norwegian population and the effect of dietary advice. *Health Phys.* 63 (4) 385–392, 1992.
- StrålevernRapport 1994:10. Sørli AA, Bøe E, Selnæs TD. Kostholdsundersøkelse og helkroppsmålinger for utvalgte grupper i Norge 1991. Statens strålevern, Østerås.

---

StrålevernRapport 1998:8. Skuterud L, Mehli H, Flø L. Målinger av cesium-137 i reindrifstøvarar i Kautokeino i 1993 og 1996. Statens strålevern, Østerås.

StrålevernRapport 2004:12. Thørring H, Hosseini A, Skuterud L, Bergan TD. Radioaktiv forurensning i befolkningsgrupper i 1999 og 2002. Statens strålevern, Østerås.

StrålevernRapport 2004:13. Thørring H, Hosseini A, Skuterud L. Kostholdsundersøkelser 1999 og 2002. Reindrifstøvere i Kautokeino. Statens strålevern, Østerås.

Thørring H, Skuterud L, Steinnes E (2012). Distribution and turnover of <sup>137</sup>Cs in birch forest ecosystems: influence of precipitation chemistry. *Journal of Environmental Radioactivity* 110, pp 69–77.

Tynes T, Haldorsen T. Mortality in the Sami population of North Norway, 1970–98. *Scandinavian Journal of Public Health* 35 (3):306–312, 2007.

UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Volume I: SOURCES, Annex C: Exposures to the public from man-made sources of radiation. <http://www.unscear.org/docs/reports/annexc.pdf>

Warenberg K, Danell Ö, Gaare E, Nieminen M. Flora i reinbeiteland, Oslo: Nordisk Organ for Reinforskning (NOR), Landbruksforlaget, 1997.

Westerlund EA, Madshus K, Berthelsen T. Cs-137 i norske samer våren 1966. Rapport til Helsedirektoratet. Statens institutt for strålehygiene, Montebello, Oslo, 1967.

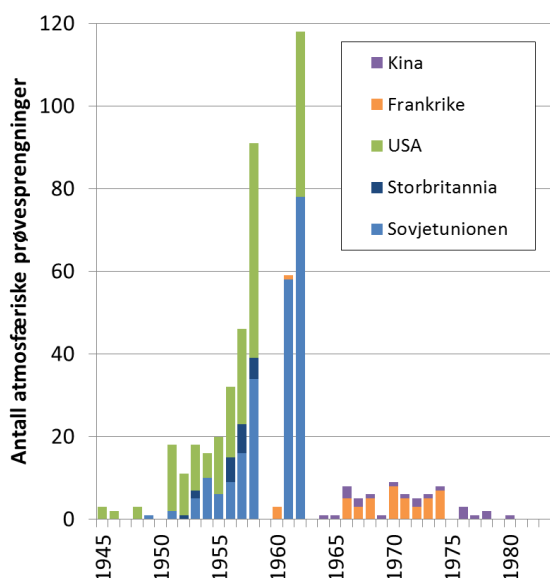
Westerlund EA. Cs-137 i norske samer. En samlerapport for våre målinger 1965–1983. SIS Rapport 1985:1, Statens institutt for strålehygiene, Østerås, 1985.

# Vedlegg 1 – Kilder til radioaktiv forurensning

## Atmosfæriske prøvesprengninger

Etter at den første atombomben ble detonert over Hiroshima i 1945, foregikk det på 50- og 60-tallet intensive prøvesprengninger av kjernevåpen – hovedsakelig på den nordlige halvkule. Totalt er det blitt utført 2419 sprengninger, hvorav 543 i atmosfæren (UNSCEAR, 2000).

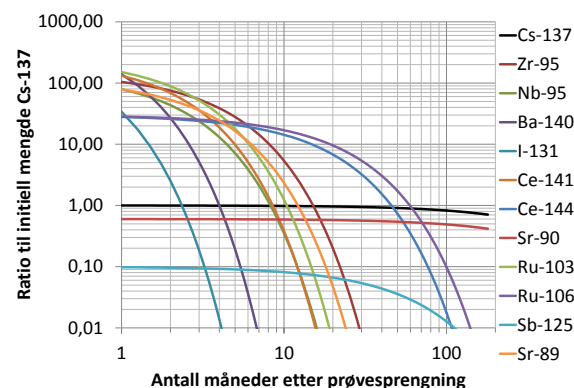
Globalt sett er kjernevåpensprengninger i atmosfæren den største kilden til radioaktiv forurensning av miljøet, og periodene 1952–58 og 1961–62 var de mest intensive (Figur V. 1).



**Figur V. 1:** Antall atmosfæriske prøvesprengninger utført av Frankrike, Kina, Storbritannia, Sovjetunionen og USA i perioden 1945–1980 (39 «safety tests» er ikke tatt med i figuren).

Antallet prøvesprengninger ble drastisk redusert etter at USA, Storbritannia og Sovjetunionen undertegnet den såkalte «Moskva-avtalen» i 1963, som delvis forbyr prøvesprengninger av kjernevåpen i atmosfæren, i himmelrommet og under vann. Frankrike og Kina fortsatte derimot utprøving av kjernevåpen i atmosfæren, og den siste detonasjonen ble utført av Kina så sent som i 1980.

I en kjernefysisk detonasjon dannes det en rekke radioaktive stoffer med kortere eller lengre fysisk halveringstid. Tiden det tar fra detonasjon til deposisjon er derfor av stor betydning for sammensetningen av nedfallet (Figur V. 2).



**Figur V. 2:** Endringer av nedfallets sammensetning med tiden.

I perioden 1956–81, tok det i snitt 8–9 måneder fra detonasjon til nedfallet kom ned over Norge, men det var stor forskjell mellom ulike episoder – fra 3 til 27 måneder (Bergan, 2002). Spesielt gikk det lang tid mellom detonasjon og nedfall i stratosfæriske prøvesprengninger, slike som ladningene ved Novaja Semlja i Sovjetunionen. Selv om disse testene ble utført bare 50 mil fra norgesgrensen, mottok ikke derfor Norge spesielt mye nedfall – og det var heller ikke større nedfall lengst nord i landet (jf. Figur 1).

På grunn av potensielt høye nivåer av forurensning i næringskjeden lav – reinsdyr – menneske ble det i prøvesprengningsperioden gjennomført næringskjedestudier av mange radioaktive stoffer, hvorav de tre viktigste (jod-131, cesium-137 og strontium-90) er omtalt i hovedteksten (avsnitt 2.2). Andre stoffer som ble undersøkt var natrium-22, mangan-54, jern-55, cerium-144, europium-155 og plutonium-239 og -240 (Gustafsson, 1969; Mattsson & Persson, 1971; Holm og Persson, 1976).

På grunn av den oppmerksomheten plutonium ofte får, har vi valgt å omtale dette stoffet nærmere. Plutonium blir, som flere av de andre stoffene nevnt ovenfor, overført i liten grad i næringskjeden. Ved opptak i dyr og mennesker blir stoffet hovedsakelig bundet i beinvev og konsentrert i lever. Det er derfor begrensede muligheter for overføring videre i næringskjeden fra reinsdyr til menneske. I

årene med maksimumsnivå i reinsdyr (dvs. rundt 1970) estimerte Holm og Persson (1976) at reindriftsutøvere kunne få i seg 0,8–0,9 Bq  $^{239}\text{Pu}$  per år. Dette tilsvarer effektive doser på 0,0002 mSv/år – og ekvivalente doser på 0,008 mSv/år til beinoverflater, som får de høyeste dosene. Holm og Persson (1976) konkluderte med at reindriftsutøvere ikke var mer utsatt for plutonium-forurensning enn andre befolkningsgrupper, og at andre matvarer enn reinsdyrkjøtt – samt muligens inhalasjon – var de viktigste plutonium-kildene også for reindriftsutøvere.

### Tsjernobyl-ulykken

Den 26. april 1986 eksploderte én av de fire reaktorene ved kjernekraftverket i Tsjernobyl i Ukraina, ved grensen til Hviterussland. Det radioaktive utslippet som fulgte eksplosjonen pågikk fram til 6. mai. Vind førte deler av utslippet til Vest-Europa, og områder som fikk nedbør i dagene etter ulykken, mottok de største mengdene radioaktivt nedfall. Norge var blant de land som ble mest forurenset etter Tsjernobyl-ulykken, og Gudbrandsdalen, Valdres, indre deler av Trøndelagsfylkene, samt sørlige deler av Nordland var de områdene som ble hardest rammet. Områdene

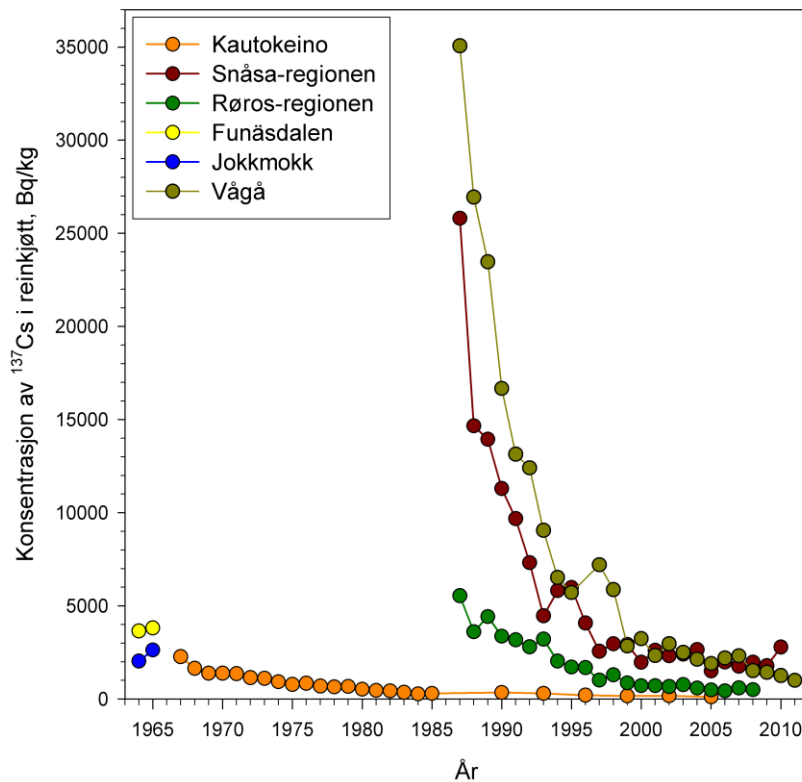
som mottok minst nedfall var Nordland nord for Saltfjellet, Troms og Finnmark.



**Figur V. 3:** Kjernekraftverket i Tsjernobyl hvor ulykken skjedde i 1986.

Nedfallet fra Tsjernobyl besto av en rekke forskjellige radioaktive stoffer, deriblant  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{141}\text{Ce}$  og  $^{144}\text{Ce}$  (Backe m.fl. 1986). I Norge målte vi de høyeste konsentrasjonene av  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  og  $^{137}\text{Cs}$  de første dagene. På lengre sikt har det vært radioaktivt cesium, og spesielt  $^{137}\text{Cs}$ , som har vært det største problemet i Norge.

Forskjellen i konsekvenser mellom nedfallet fra Tsjernobyl og de atmosfæriske prøvesprengningene er illustrert i Figur V. 4.



**Figur V. 4:** Konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  i reinsdyrkjøtt fra norske og svenske (Funäsdalen og Jokkmokk) reinbeiteområder grunnet bombenedfall og Tsjernobyl-ulykken (fra 1987).



---

## Vedlegg 2 – Måleresultater



## Kvinnelige reindriftsutøvere

År	antall personer	Alder (år)	Nettovekt (kg)	Cesium-137 (Bq/kg)				
				Snitt	Median	SD	Min	Max
1965	14	33	56	338	351	79	227	544
1966	20	37	67	246	227	84	100	434
1967	32	40	63	214	201	115	44	457
1968	25	41	64	242	228	93	133	452
1969	24	41	63	199	201	71	90	331
1970	25	43	67	168	162	65	66	331
1971	22	45	67	163	140	77	53	348
1972	28	44	66	124	107	56	48	243
1973	35	40	63	110	104	46	39	203
1974	28	40	64	95	86	41	42	186
1975	33	40	64	76	70	36	28	161
1976	29	42	64	71	63	30	29	143
1977	30	41	62	73	70	33	25	162
1978	27	43	65	64	61	24	20	116
1979	26	45	66	59	58	21	18	104
1980	30	45	64	59	58	22	21	103
1981	30	42	64	54	46	20	17	89
1982	25	45	66	45	42	20	18	98
1983	28	45	66	44	40	26	5	131
1984	27	47	66	45	39	17	23	77
1985	26	48	64	43	41	20	16	89
1986	26	48	64	34	31	17	8	86
1987	27	49	65	63	55	29	22	146
1988	25	45	62	50	45	22	23	98
1989	29	47	63	46	39	20	19	84
1990	26	48	64	32	31	12	14	58
1993	21	53	67	30	27	14	12	61
1996	46	46	65	21	20	9	3	39
1999	12	57	68	17	16	7	4	29
2002	19	55	66	13	13	6	0	24
2005	20	60	68	10	10	4	3	20
2010	14	59	67	8	7	5	1	16

## Mannlige reindrifstøvere

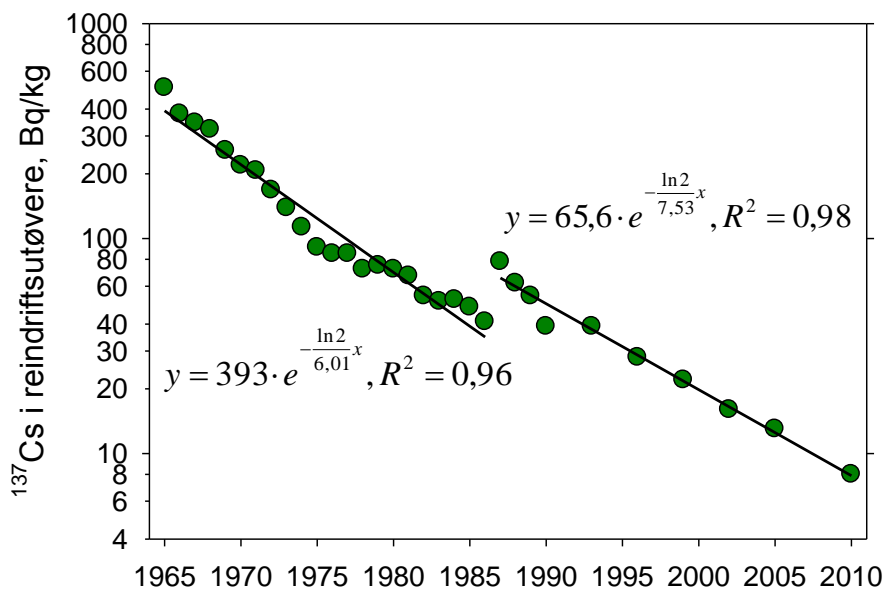
År	antall personer	Alder (år)	Nettovekt (kg)	Cesium-137 (Bq/kg)				
				Snitt	Median	SD	Min	Max
1965	7	46	58	669	730	220	293	939
1966	17	42	65	514	552	167	195	832
1967	23	43	66	476	481	103	245	667
1968	20	44	70	402	408	123	106	638
1969	21	41	70	314	294	75	142	489
1970	22	51	70	270	261	85	105	499
1971	19	45	72	251	224	60	161	415
1972	23	46	69	211	201	70	124	395
1973	34	45	68	167	160	57	72	319
1974	20	46	71	131	127	47	70	243
1975	29	45	69	105	87	41	47	198
1976	29	46	71	99	106	39	16	175
1977	24	48	70	96	93	30	53	175
1978	30	45	70	79	68	28	37	140
1979	23	51	71	92	90	33	53	183
1980	26	44	70	84	83	23	50	125
1981	26	46	73	80	75	24	48	155
1982	23	46	72	63	58	24	32	111
1983	23	51	74	59	54	21	28	107
1984	24	51	69	59	59	17	31	98
1985	25	51	69	52	51	16	25	98
1986	24	51	67	47	43	17	21	95
1987	20	51	71	94	52	38	41	201
1988	24	42	69	73	75	24	26	139
1989	22	42	71	62	56	26	19	128
1990	27	43	73	45	42	16	21	78
1993	18	48	73	48	46	18	22	82
1996	45	41	74	35	33	19	5	102
1999	13	48	82	27	30	11	10	44
2002	21	44	74	19	17	8	6	38
2005	30	48	80	15	14	6	6	27
2010	11	58	82	8	8	4	3	14

## Reinsdyr

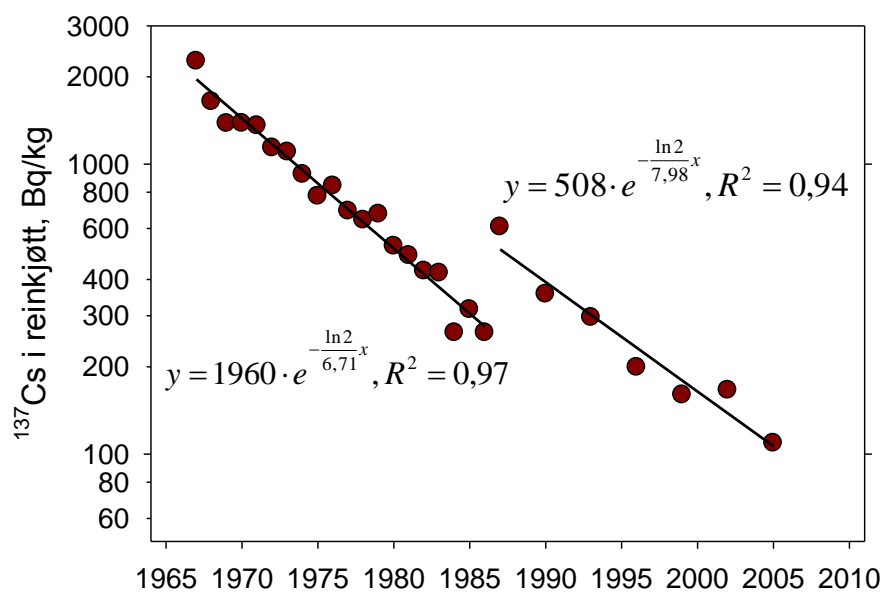
År	antall prøver	Cesium-137 (Bq/kg)					Kommentar
		Snitt	Median	SD	Min	Maks	
1966	1	2997					1 dyr målt
1967	20	2265	2340	569	1195	3241	Fra samer
1968	33	1643	1691	427	803	2620	Fra samer
1969	28	1381	1399	344	803	2161	Fra samer
1970	40	1382	1442	328	612	2011	Fra samer
1971	40	1357	1407	312	719	1981	Fra samer
1972	28	1137	1144	290	593	1674	Fra samer
1973	42	1101	1126	301	339	1697	Fra samer
1974	41	921	910	249	289	1476	Fra samer
1975	37	775	825	178	377	1055	Fra samer
1976	41	841	840	165	470	1199	Fra samer
1977	38	689	701	132	359	951	Fra samer
1978	47	641	648	149	340	910	Fra samer
1979	38	672	673	156	300	955	Fra samer
1980	41	521	525	109	352	751	Fra samer
1981	78	484	474	115	259	803	Fra samer/slakteri
1982	73	428	418	85	163	640	Fra samer/slakteri
1983	73	421	455	135	104	633	Fra samer/slakteri
1984	71	262	263	87	48	422	Fra samer/slakteri
1985	76	315	344	103	37	518	Fra samer/slakteri
1986	30	262	255	30	222	337	Fra slakteri
1987	249	607*					Fra slakteri
1990	28	342	354	158	37	700	Fra samer
1993	4	296	246	128	205	486	Fra samer
1996	47	199	212	81	19	351	Fra samer
1999	8	160	157	77	44	290	Fra samer
2002	22	166	177	72	24	357	Fra samer
2004	10	152	154	16	126	177	Distrikt: 30A
2005	30	109	108	25	75	178	Distrikt: 35A, 35B, 36

\*Vektet snitt basert på gjennomsnittsmålinger fra ulike distrikter i Kautokeino-området. Vi vet kun hvor mange reinsdyr som ble målt i hvert distrikt, og har ikke oversikt over enkeltmålinger.

## Vedlegg 3 – Tidsutvikling



**Figur V. 5:** Regresjonsanalyse av tidsutviklingen i  $^{137}\text{Cs}$ -konsentrasjoner i reindriftsutøvere. Analysene er gjennomført med log-transformerte samlede gjennomsnittsverdier for menn og kvinner, separat for periodene før og etter Tsjernobyl-ulykken. I logaritmisk plott vises eksponentiell nedgang som rett linje. Effektive halveringstider for periodene 1965–86 og 1987–2010 er henholdsvis 6,01 år og 7,53 år.



**Figur V. 6:** Regresjonsanalyse av tidsutviklingen i  $^{137}\text{Cs}$ -konsentrasjoner i reinkjøtt. Analysene er gjennomført med log-transformerte gjennomsnittsverdier, separat for periodene før og etter Tsjernobyl-ulykken. Effektive halveringstider for periodene 1967–86 og 1987–2005 er henholdsvis 6,71 år og 7,98 år.





Statens strålevern  
Norwegian Radiation Protection Authority

**StrålevernRapport 2012:1**

Strategisk plan 2012–2014

**StrålevernRapport 2012:2**

Virksomhetsplan 2012

**StrålevernRapport 2012:3**

Polonium-210 and other radionuclides in terrestrial, freshwater and brackish environments

**StrålevernRapport 2012:4**

Potential consequences in Norway after a hypothetical accident at Leningrad nuclear power plant

**StrålevernRapport 2012:5**

Roller, ansvar, krisehåndtering og utfordringer i norsk atomberedskap

**StrålevernRapport 2012:6**

Radioaktive stoffer – tilførsler, konsentrasjoner og mulige effekter i Norskehavet

**StrålevernRapport 2012:7**

Stråleterapi i Norge – Generelle trender 2001–2012

**StrålevernRapport 2012:8**

Vurdering av jodtabletter som aktuelt tiltak i norsk atomberedskap

**StrålevernRapport 2012:9**

Volum og doser i ekstern stråleterapi

**StrålevernRapport 2012:10**

Radioactivity in the Marine Environment 2010

**StrålevernRapport 2012:11**

Radioaktiv forurensning i befolkningen