

Radioaktiv forurensning i befolkningsgrupper i 1999 og 2002

Reindriftsutøvere i Midt-Norge og Kautokeino



Referanse:

Thørring H, Hosseini A, Skuterud L, Bergan T. Radioaktiv forurensning i befolkningsgrupper i 1999 og 2002. Reindriftsutøvere i Midt-Norge og Kautokeino. StrålevernRapport 2004:12. Østerås: Statens strålevern, 2004. Språk: norsk.

Emneord:

Cesium. Radioøkologi. Tsjernobyl. Helkroppsmålinger. Kosthold

Resymé:

Resultater fra målinger av ^{137}Cs i reindriftsutøvere fra Kautokeino og Midt-Norge i 1999 og 2002 er presentert. Gjennomsnittlig konsentrasjon går ned i Kautokeino, men er stabil i Midt-Norge. Reinkjøtt utgjør hovedkilden til ^{137}Cs .

Reference:

Thørring H, Hosseini A, Skuterud L, Bergan T. Radioactive contamination in population groups in 1999 and 2002. Reindeer herders in Central and Northern Norway. StrålevernRapport 2004:12. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2004. Language: Norwegian

Key words:

Caesium. Radioecology. Chernobyl. Whole body measurements. Diet

Abstract:

Results from whole body measurements of ^{137}Cs in reindeer herders from Kautokeino and central Norway in 1999 and 2002 are presented. Average concentrations are decreasing in Kautokeino, but are stable in central Norway. Reindeer meat is the main source of ^{137}Cs in reindeer herders.

Prosjektleder: Håvard Thørring.

Godkjent:



Per Strand, avdelingsdirektør, Avdeling beredskap og miljø.
30 sider.

Utgitt 2004-12-30.

Opplag 400 (04-12).

Form, omslag: Lobo Media AS, Oslo.

Trykk: Lobo Media AS, Oslo

Bestilles fra:

Statens strålevern, Postboks 55, 1332 Østerås.

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

e-post: nrpa@nrpa.no

www.nrpa.no

ISSN 0804-4910

Radioaktiv forurensning i befolkningsgrupper i 1999 og 2002

Reindriftsutøvere i Midt-Norge og Kautokeino

Håvard Thørring

Ali Hosseini

Lavrans Skuterud

Tone D. Bergan

Statens strålevern

Norwegian Radiation
Protection Authority
Østerås, 2004

Innhold

1	Innledning	5
2	Bakgrunn	6
2.1	Kilder til radioaktiv forurensning	6
	2.1.1 <i>Atmosfæriske prøvesprengninger</i>	6
	2.1.2 <i>Tsjernobyl-ulykka</i>	6
2.2	De viktigste matvarene	6
	2.2.1 <i>Naturprodukter</i>	6
	2.2.2 <i>Reinkjøtt</i>	7
2.3	Mottiltak etter Tsjernobyl-ulykka	7
3	Utvalg og metoder	8
3.1	Deltakere og måletidspunkt	8
3.2	Radionuklider	8
3.3	Måling av radioaktivitet i personer	8
3.4	Doseberegning og anbefalte grenseverdier	9
3.5	Statistikk	10
4	Resultater og diskusjon	11
4.1	Kautokeino	11
4.2	Midt-Norge	13
4.3	Tidstrender	15
	4.3.1 <i>Kautokeino</i>	15
	4.3.2 <i>Midt-Norge</i>	16
4.4	Beregnet inntak basert på kostholdsundersøkelser	18
	4.4.1 <i>Kautokeino</i>	18
	4.4.2 <i>Midt-Norge</i>	19
	4.4.3 <i>Sammenlikning og vurdering</i>	20
5	Konklusjoner	22
6	Referanser	23
7	Takk til	25

8	Vedlegg	26
	Vedlegg 1 Referansepersoner i Midt-Norge 1999	26
	Vedlegg 2 Grunnlagsmateriale for inntaksestimat – Kautokeino	27
	Vedlegg 3 Grunnlagsmateriale for inntaksestimat – Midt-Norge	28
	Vedlegg 4 Ordforklaringer	29

1 Innledning

Som en følge av de atmosfæriske prøvesprengningene av kjernevåpen, ble det tidlig på sekstitallet observert at personer med stort inntak av reinkjøtt hadde spesielt høye nivåer av radioaktivt cesium i kroppen (Lidén 1961). I 1965 ble det derfor igangsatt et program, hvor formålet var å overvåke langtidsdoser til utsatte grupper i Norge. På grunn av høyt konsum av reinkjøtt ble samer i Kautokeino valgt som utgangspunkt for undersøkelsene som besto i årlige målinger av ^{137}Cs i personer.

Etter Tsjernobyl-ulykka ble dette overvåkningsprogrammet utvidet til også å omfatte andre befolkningsgrupper. Og fra og med 1987 ble det målt radioaktivt cesium i fire nye grupper. Gruppen med høyest belastning var sørsamiske reindriftsutøvere, og dette er den eneste av de fire gruppene som fortsatt følges opp.

For tida utføres undersøkelsene hvert tredje år - i Kautokeino og Snåsa - siste gang våren 2002. Personene som undersøkes i Kautokeino er stort sett hjemmehørende i Kautokeino, mens undersøkelsene i Snåsa omfatter personer fra store deler av det sørsamiske området i Norge. Det ble i likhet med tidligere år også foretatt kostholdsundersøkelser med særlig fokus på "lokale" matvarer som rein, vilt, ferskvannsfisk, sopp og ville bær - produkter som antas å bidra med størstedelen av det radioaktive cesiumet som er påvist i disse befolkningsgruppene. Kostholdsundersøkelsene var imidlertid mer detaljerte enn tidligere og behandles derfor i separate rapporter:

- StrålevernRapport 2004:13.
Kostholdsundersøkelser 1999 og 2002 –
Reindriftsutøvere i Kautokeino
- StrålevernRapport 2004:14.
Kostholdsundersøkelser 1999 og 2002 –
Reindriftsutøvere i Midt-Norge

En liste med enheter og forklaringer på fundamentale begreper brukt i denne rapporten er gitt i Vedlegg 4.

2 Bakgrunn

2.1 Kilder til radioaktiv forurensning

2.1.1 Atmosfæriske prøvesprengninger

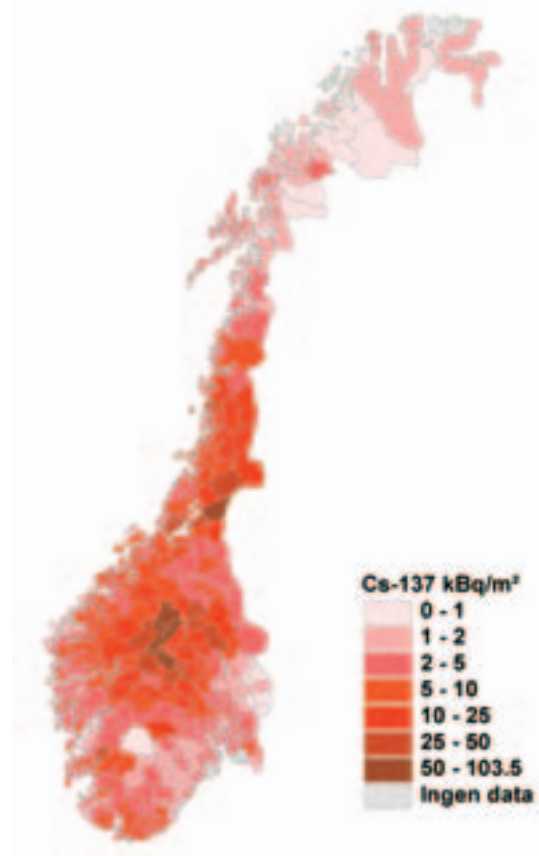
I 1950- og 1960-årene ble det foretatt en rekke prøvesprengninger av kjernevåpen i atmosfæren, de fleste på den nordlige halvkule. Radioaktive stoffer fra disse prøvesprengningene ble transportert i atmosfæren over store avstander, og det radioaktive nedfallet kom vesentlig med nedbør. Det førte til at steder med mye og hyppig nedbør, ble mer forurenset enn steder med mindre eller sjeldnere nedbør. I Norge var det særlig nedbørsrike områder langs kysten som fikk det største nedfallet fra prøvesprengningene. De viktigste stoffene fra prøvesprengningene som gav stråledoser til mennesker var ^{131}I , ^{90}Sr og ^{137}Cs . For cesium-137 var nedfallet over Norge i størrelsesorden 2-14 kBq/m².¹

2.1.2 Tsjernobyl-ulykka

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 ulykka, mottok de største mengdene radioaktivt nedfall. Norge var blant de land som ble mest forurenset fra Tsjernobyl-nedfallet, og Gudbrandsdalen, Valdres, indre deler av Trøndelagsfylkene, samt sydlige deler av Nordland var de områdene som ble hardest rammet.

Nedfallet fra Tsjernobyl besto av en rekke forskjellige radioaktive stoffer, deriblant jod-, strontium- og cesiumisotoper. Av størst betydning er de langlivede isotopene ^{137}Cs og ^{134}Cs , med halveringstid på henholdsvis 30 år og 2 år. Figur 1 viser det geografiske

nedfallsmønsteret av ^{137}Cs i Norge etter Tsjernobyl-ulykka. Målingene er basert på fire jordprøver fra hver kommune (Backe *et al.*, 1986).



Figur 1. Gjennomsnittlige aktivitetskonsentrasjoner av cesium-137 i jord etter kjernekraftulykka i Tsjernobyl (1986-verdier)

2.2 De viktigste matvarene

2.2.1 Naturprodukter

Konsentrasjonen av radioaktivt cesium i jordbruksprodukter gikk raskt ned etter Tsjernobyl-nedfallet pga. pløying, gjødling og andre vanlige tiltak. Den radioaktive forurensningen har imidlertid lengre varighet i produkter fra utmark, skog og fjell. Dette gjelder for eksempel rein, vilt, ferskvannsfisk, sopp og bær.

¹ 1 kBq=1000 Bq

Alle disse produktene bidrar til radioaktivt cesium i kroppen, men reinsdyrkjøtt er den klart viktigste kilden hos reindriftsutøvere.

2.2.2 Reinkjøtt

Reinsdyrkjøtt er blant de matprodukter som inneholder mest radioaktivt cesium. Inntak av forurenset lav har vært en viktig årsak til dette, sammen med at reinsdyr skiller ut cesium saktere om vinteren enn sommeren. Laven inneholder høye konsentrasjoner av radioaktivt cesium pga. at den tar opp næringsstoffer og forurensing direkte fra luft eller nedbør, vokser langsomt og har lang levetid. Tidligere var det derfor vesentlig høyere radiocesium-konsentrasjoner i reinkjøtt om vinteren enn sommeren og høsten. De siste årene har imidlertid denne sesongforskjellen blitt mindre pga. vedvarende høye konsentrasjoner i grønnvegetasjonen, samtidig som radiocesium-konsentrasjonene i lav har blitt tynnet ut til samme nivå som i de mest forurensete plantene. I gode "soppår" kan til og med radiocesium-konsentrasjonene i reinkjøttet være høyere om høsten enn vinteren fordi reinen eter mye sopp (Skuterud *et al.*, 2004).



Figur 2. Slakting av matrein i Østre Namdal reinbeitedistrikt.

2.3 Mottiltak etter Tsjernobylulykka

Siden 1986 er det hvert år blitt utført tiltak for å redusere innholdet av ^{137}Cs i rein ned til grenseverdien for salg. Tidlig slakting (om høsten) har vært det vanligste tiltaket, og reindriftsutøverne slakter også "matrein" ved

dette tidspunktet. Undersøkelsen blant reindriftsutøverne i 1996 viste at andre vanlige og aksepterte tiltak er nedfôring av rein før slakting, utvelgelse av matrein fra beitesteder med mindre forurensning, samt å velge ut dyr til eget forbruk etter målinger av levende dyr (StrålevernRapport 1998:9).



Figur 3. Veterinær Terje Eggen måler rein ved slakting høsten 2004

Stråledosene til sørsamene ville vært atskillig høyere hvis ikke mottiltak hadde blitt igangsatt etter Tsjernobyl-nedfallet (se Strand *et al.*, 1989, 1992).

3 Utvalg og metoder

3.1 Deltakere og måletidspunkt

Det ble sendt ut skriftlig invitasjon til deltakere ved tidligere målinger i Kautokeino og Midt-Norge, med oppfordringer om å ta med barn og andre med tilknytning til reindriftsnæringen. I Kautokeino har flere av de involverte deltatt opp mot 30 ganger siden slutten av 60-tallet.

Mens deltakerne i Kautokeino kommer fra et geografisk sett begrenset område, kommer deltakerne i Midt-Norge fra hele det sørsamiske området i Nordland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Hedmark. Det har vært størst representasjon fra Nord-Trøndelag og særlig fra områdene rundt Snåsa – hvor målingene foregår.

Sted og tidspunkt for målingene i 1999 og 2002 er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Dato og sted for helkroppsmålingene

ÅR	STED	MÅLEDATO
1999	KAUTOKEINO	7.-9. april
	SNÅSA	5.-7. mai
2002	KAUTOKEINO	3.-5. april
	SNÅSA	24.-26. april

Mars-april ble i utgangspunktet valgt som måletidspunkt fordi man antok at innholdet av radioaktivt cesium i reindriftsutøverne var størst like etter at reindyrs lavbeite var avslutta (Westerlund *et al.*, 1967). Kvartalsvise målinger i Kautokeino 1970-71 (mars, juli, september, januar) viste derimot at konsentrasjonen av ^{137}Cs var størst i juli, mens målingene i mars-april så ut til å være rimelig representative for årsmiddelverdien (Berteig *et al.*, 1971). Siden dette har driftsformen endret seg, tildels som følge av Tsjernobyl-ulykka.

Dessverre er det senere ikke gjort tilsvarende undersøkelser av årstidsvariasjoner i Kautokeino (og heller ikke i Midt-Norge).

3.2 Radionuklider

Det er valgt å fokusere på ^{137}Cs i denne rapporten. I de første årene etter Tsjernobyl-ulykka ble, i tillegg til ^{137}Cs , også nivåene av den mer kortlivede² nukliden ^{134}Cs målt. Ved ulykkestidspunktet utgjorde ^{134}Cs ca. 36 % av det totale cesiumnedfallet, men etter 1999 er dette aktivitetsforholdet redusert til <1 %, og ^{134}Cs utgjør i dag et ubetydelig dosebidrag sammenliknet med cesium-137.

3.3 Måling av radioaktivitet i personer

Ved undersøkelsene i 1999 og 2002 ble det, i mangel av eget mobilt måleutstyr, leid utstyr fra Totalforsvarets forskningsinstitut (FOI) i Umeå, Sverige. Utstyret er plassert i en container, som er plassert på egen trailer-tilhenger, denne er vist i Figur 4.



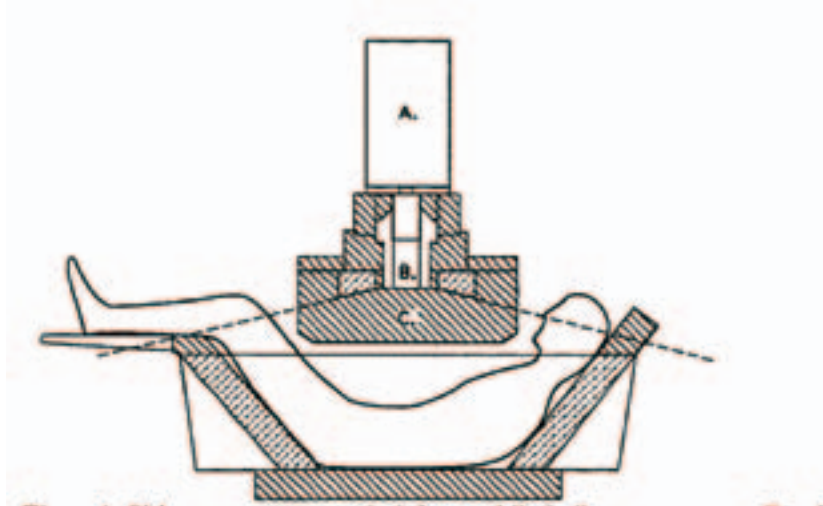
Figur 4. Containeren med måleutstyr brukt til å utføre målinger av radioaktivt cesium i personer.

Måleutstyret består av en HPGe-detektor («high purity germanium») med 50 % effektivitet, manganalsanalysator kombinert med høyspenningsaggregat og forsterker (merke EG&G ORTEC NOMAD 92X), og

² Cesium-137 har en halveringstid på 30 år, mens halveringstiden til Cs-134 er 2 år

mangekanalsanalysatorprogrammet MAESTRO (også fra EG&G ORTEC). Beregningene ble utført av et PC-program med innlagte kalibreringsfaktorer, utviklet ved FOI.

Detektoren er plassert i en modifisert stolgeometri der stolen har form som en vogge (Figur 5). Videre beskrivelse av utstyret er gitt av Ågren *et al.* (1996).



Figur 5. Skisse av målegeometrien. "Synsfeltet" til detektoren er indikert med stiplede linjer. (A) er beholder for flytende nitrogen, (B) er HPGe-detektoren, og (C) blykollimator. Figur fra Ågren *et al.* (1996).

Det må bemerkes at analysemetoden har forandret seg fra starten i 1965 til målingene i 1999 og 2002. Ved sammenlikning av resultatene fra forskjellige år er det derfor viktig å ta hensyn til at målingene er foretatt med forskjellig geometri og utstyr. Dette omtales nærmere i avsnitt 4.3.1.

3.4 Doseberegning og anbefalte grenseverdier

Stråledoser fra ^{137}Cs kan beregnes ut fra aktivitetskonsentrasjonen i kroppen (Bq/kg). For en gitt konsentrasjon av ^{137}Cs vil imidlertid stråledosen variere fra person til person, avhengig bl.a. av vekt, kjønn, alder og stoffskifte. De dosevurderinger som er gitt sammen med måleresultatene i denne rapporten er basert på en dosekonverteringsfaktor for ^{137}Cs på 0,0025 mSv/år per Bq/kg (UNSCEAR, 1988). Denne dosekonverterings-

faktoren er utregnet for menn med «gjennomsnittlig» stoffskifte og størrelse³.

Vi har valgt å presentere måleresultatene i denne rapporten som konsentrasjon av ^{137}Cs (Bq/kg) i deltakerne, og har bare i begrenset grad foretatt doseberegninger.

Generelt gjelder det ingen absolutte grenseverdier i forbindelse med radioaktiv forurensning fra ulykker og andre "ikke planlagte" hendelser. I forbindelse med nedfallet fra Tsjernobyl-ulykka, anbefalte imidlertid myndighetene at stråledosen fra forurensningen ikke burde overskride 5 mSv det første året etter ulykka og 1 mSv per år i etterfølgende år. Dette var i samsvar med retningslinjene fra den internasjonale strålevernkommissjonen (ICRP-42, 1984).

Med basis i ovennevnt dosekonverteringsfaktor tilsvarer en årsdose på 1 mSv en gjennomsnittlig helkroppskonsentrasjon på 400 Bq/kg.

³ Den internasjonale strålevernkommissjonen har definert "referansemannen" til å være 170 cm høy og veie 70 kg (ICRP-23, 1975).

3.5 Statistikk

Det ble brukt forskjellige statistiske metoder ved databehandlingen:

- I avsnittene 4.1 og 4.2 brukes utelukkende Mann-Whitney U-test
- I avsnitt 4.3.1 brukes ikke-lineær regresjon til bestemmelse av effektive økologiske halveringstider
- I avsnitt 4.3.2 brukes Kruskal-Wallis test ved sammenlikning av data fra 1996, 1999 og 2002 (gruppenivå)
- I avsnitt 4.3.2 brukes Friedmans test ved sammenlikning av konsentrasjoner i individer målt alle tre år (1996, 1999 og 2002).

Alle tester ble utført ved bruk av statistikk-programmet SPSS 11.0

4 Resultater og diskusjon

4.1 Kautokeino

En oversikt over deltakerne ved undersøkelsene er gitt i Tabell 2. Flere av personene som var med, har deltatt jevnlig siden 1960-tallet.

Tabell 2. Oversikt over gruppene som deltok ved undersøkelsene i Kautokeino.

ÅR	KJØNN	ANTALL	ALDER*	VEKT*
1999	Kvinner	12	57	68
	Menn	13	48	82
2002	Kvinner	19	55	66
	Menn	21	44	74

* Gjennomsnittsverdier

Det møtte opp færre personer enn vanlig til målingene i 1999, men dette rettet seg noe opp i 2002. Fordelingen mellom kjønn var omtrent 1:1 begge år. Gjennomsnittsalderen er rimelig i samsvar med tidligere år for menn⁴, mens den for kvinner⁵ var noe høyere enn tidligere. Også gruppenes gjennomsnittsvekt var tilsvarende tidligere år⁶, med unntak av mennene i 1999 som hadde noe høyere gjennomsnittsvekt enn tidligere. Dette kan ha sammenheng med det begrensede antallet som ble målt det året.

Fordeling av menn og kvinner (1999 og 2002) etter konsentrasjonene av ¹³⁷Cs i kroppen er vist i Figur 6. En oversikt over gjennomsnitt, median og spredning (laveste og høyeste konsentrasjon) er også gitt her.

For begge år har mennene høyere gjennomsnittlig konsentrasjon av ¹³⁷Cs enn

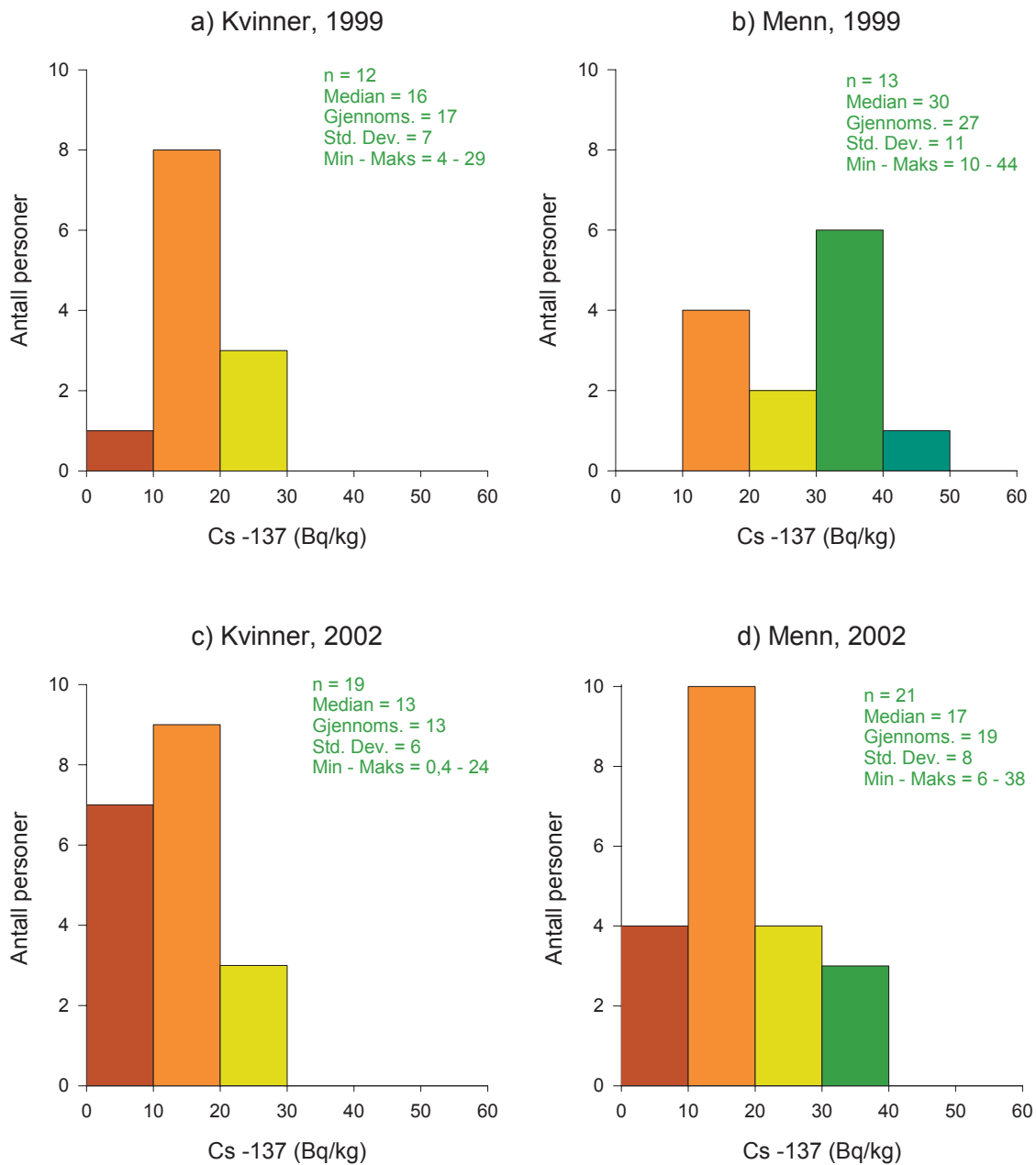
kvinnene. Dette er kjent fra tidligere målinger og skyldes blant annet ulikt stoffskifte, større inntak av ¹³⁷Cs blant menn (spiser generelt sett mer mat) og ulik muskelmasse. Spredningen er omtrent den samme for begge år, men noe større for menn enn kvinner. For menn er det en statistisk signifikant nedgang i helkroppskonsentrasjon av ¹³⁷Cs fra 1999 til 2002 ($p < 0,05$). For kvinner er det derimot ingen signifikant endring (selv om gjennomsnittsverdien er noe lavere i 2002).

Gjennomsnittlig konsentrasjon av ¹³⁷Cs for kvinner og menn sett under ett var i 1999, 22 Bq/kg, mens den i 2002 var 16 Bq/kg. I og med at gjennomsnittsvekten er ca. 70 kg for kvinner og menn begge år (henholdsvis 75 og 70 kg) kan vi (med rimelig nøyaktighet) bruke tidligere nevnte dosekonverteringsfaktoren til å beregne doser for gruppene – disse dosene er oppgitt i Tabell 3. Det antas at aktivitetskonsentrasjonene er representative for års-gjennomsnittet.

⁴ Gjennomsnitt 1965-96: 46 år

⁵ Gjennomsnitt 1965-96: 44 år

⁶ Gjennomsnitt 1965-96: 64 kg for kvinner og 70 kg for menn



Figur 6. Fordeling av helkroppsaktiviteter blant reindriftsutøvere i Kautokeino

Tabell 3. Estimerte gjennomsnittsdoser (mSv/år) for reindriftsutøvere (kvinner og menn) i Kautokeino

ÅR	ANTALL	DOSE
1999	25	0,055
2002	40	0,040

Ut fra tabell 3 ser man at gjennomsnittsdosen er betydelig under 1 mSv/år. Ingen målte personer har vært over 400 Bq/kg siden tidlig på 70-tallet (jfr. Figur 8).

4.2 Midt-Norge

Oversikt over deltakerne ved målingene er gitt i Tabell 4. I all hovedsak deltok personer fra Nord-Trøndelag (de fleste fra reinbeitedistriktene Skjækerfjell, Luru og Østre Namdal).

Tabell 4. Oversikt over gruppene som deltok ved undersøkelsene i Midt-Norge

ÅR	KJØNN	ANTALL	ALDER*	VEKT*
1999	Kvinner	17	47	63
	Menn	26	48	74
2002	Kvinner	19	45	66
	Menn	27	50	78

*Gjennomsnittsverdier

Flere menn enn kvinner deltok – dette var også tilfellet i 1996. Gjennomsnittsalder og vekt var i rimelig samsvar med tidligere år⁷.

Fordeling av menn og kvinner (1999 og 2002) etter konsentrasjonene av ¹³⁷Cs i kroppen er vist i Figur 7. En oversikt over statistiske parametere som gjennomsnitt, median og spredning (laveste og høyeste konsentrasjon) er også oppgitt i figuren.

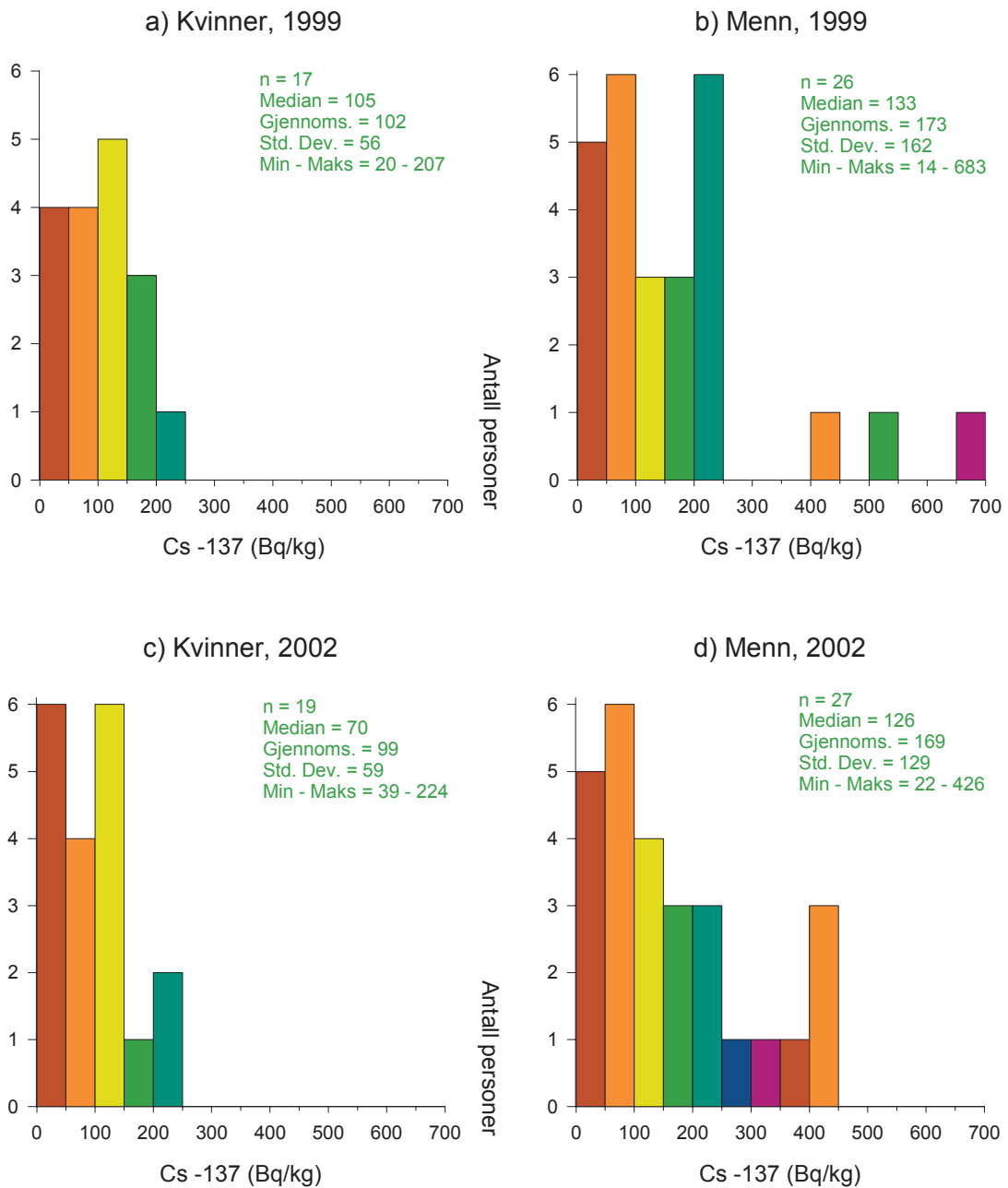
⁷ Gjennomsnittlig middelvekt for perioden 1987-96 var 61 og 72 kg for henholdsvis kvinner og menn; gjennomsnittsalder for samme periode var 38 år for kvinner og 42 år for menn.

For begge år har mennene høyere gjennomsnittskonsentrasjon av ¹³⁷Cs enn kvinnene. Spredningen i konsentrasjoner er større for menn enn kvinner. Det ser ut til at spredningen blant kvinner er tilnærmet like stor i 1999 og 2002, mens det for menn er en noe lavere spredning i 2002 enn i 1999 (669 mot 404 Bq/kg). Det er imidlertid ingen statistisk signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjoner mellom 1999 og 2002, verken for kvinner eller menn.

I 1999 var gjennomsnittlig konsentrasjon av ¹³⁷Cs for kvinner og menn (sett under ett) 145 Bq/kg, mens den i 2002 var 140 Bq/kg.

I og med at gjennomsnittsvekta er ca. 70 kg for kvinner og menn begge år (henholdsvis 70 og 73 kg) kan vi bruke tidligere nevnte dosekonverteringsfaktor til å beregne doser for gruppene – disse dosene er oppgitt i Tabell 5.

Det antas at aktivitetskonsentrasjonene er representative for årsgjennomsnittet.



Figur 7. Fordeling av helkroppsaktiviteter blant reindriftsutøvere i Midt-Norge

Tabell 5. Estimerte gjennomsnittsdoser (mSv/år) for reindrifstøvere i Midt-Norge

ÅR	ANTALL	DOSE
1999	43	0,36
2002	46	0,35

Tabell 5 viser at gjennomsnittsdosen for gruppene er godt under 1 mSv/år både i 1999 og 2002. For begge år er det imidlertid enkeltpersoner (menn) som overstiger 400 Bq/kg (se Figur 7) – disse mottar antakeligvis en dose som er høyere enn 1 mSv/år.

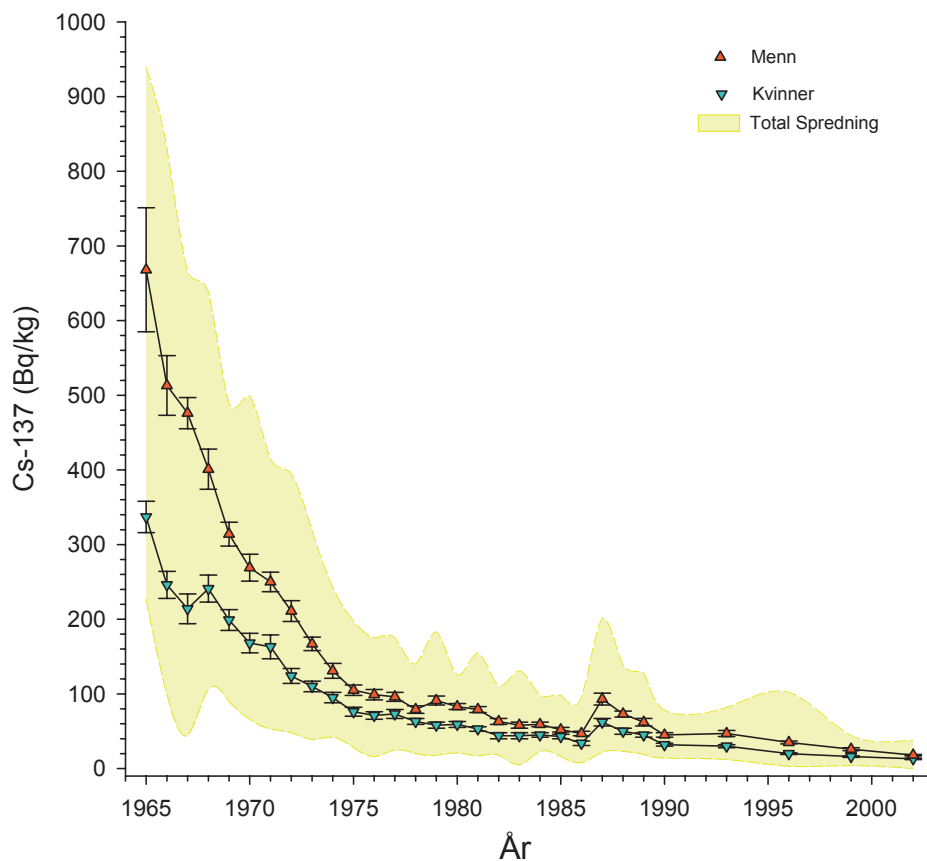
Siden Snåsa er et område som fikk relativt mye radioaktivt nedfall etter Tsjernobyl-ulykka, ønsket vi i 1999 også å undersøke deler av befolkningen som ikke driver med rein. Deltakerne i denne "referansegruppa" ble utvalgt med basis i antatt høyt konsum av lokalproduserte matvarer som kan inneholde mye ¹³⁷Cs, som kjøtt fra vilt og egne husdyr, ferskvannsfisk, sopp og bær. Denne referansegruppa hadde signifikant lavere konsentrasjoner av ¹³⁷Cs i kroppen enn reindrifstøverne (p<0,01) – se for øvrig Vedlegg 1 for flere detaljer.

4.3 Tidstrender

4.3.1 Kautokeino

Resultatene fra målinger av personene i Kautokeino helt fra starten i 1965 er gitt i Figur 8.

Det er blitt estimert at konsentrasjonene etter prøvesprengningene var høyest i 1964-65 (Westerlund *et al.*, 1967; Westerlund, 1985). Ut fra Figur 8 ser en at konsentrasjonene avtok fram til midten av 1970-årene; da skjedde det en utflating (og delvis økning) grunnet tilførsel av ¹³⁷Cs fra atmosfæriske prøvesprengninger i Kina (i 1973 og 1974). Fra og med 1979 avtok konsentrasjonen igjen - helt fram til Tsjernobyl-ulykka i 1986. I Figur 8 kan denne økningen først observeres ved målingene i 1987 - dette fordi undersøkelsene i 1986 ble gjennomført for ulykka skjedde. Konsentrasjonene i 1987 var om lag dobbelt så høye som i 1986. I årene etter har det vært en gradvis nedgang i konsentrasjon.



Figur 8. Gjennomsnittlig konsentrasjon av cesium-137 i reindrifstøvere fra Kautokeino. Feilmarginer representerer standard feil

Det er gjort beregninger av effektiv økologisk halveringstid for periodene før og etter Tsjernobyl-ulykka. Resultatene er gitt i Tabell 6. Det er en tendens til at i konsentrasjonene i personene har avtatt saktere de siste årene, og det ble derfor forsøkt med to-komponents ikke-lineær regresjon for perioden 1987-2002. Denne tilnærmingen gav utilfredstillende resultater (stor standard feil), og tabellen gir derfor i stedet to halveringstider for denne perioden (selv om disse ikke er signifikant forskjellige).

Tabell 6. Estimerte effektiv økologisk halveringstid ($T_{\text{eff, ecol}}$) for cesium-137 i reindriftsutøvere fra Kautokeino. Estimaten er basert på alle reindriftsutøvere målt i tidsperioden.

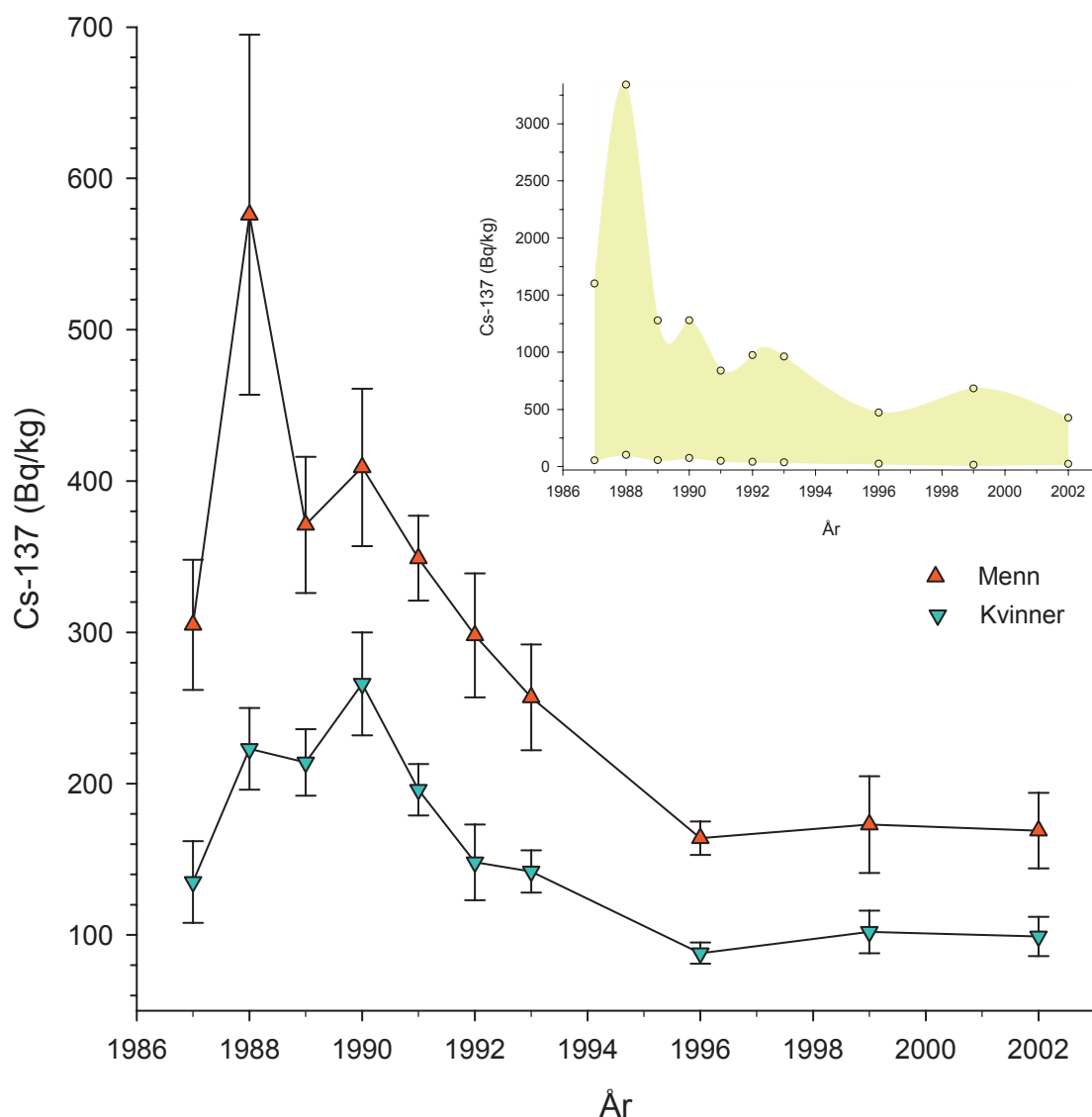
Periode	$T_{\text{eff, ecol}} \pm \text{St. feil (år)}$
1965-1986	6,36±0,14
1987-2002	6,96±0,41
1988-2002	7,37±0,51

I perioden 1965-90 ble målingene gjort med såkalt «Palmer-geometri» der personene sitter på en stol og lener seg over detektoren som ligger i fanget (Palmer, 1966). Det ble ikke brukt bly-skjerming. «Palmer-geometrien» 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 personene. Metoden er imidlertid vurdert som bedre egnet til å følge den relative utviklinga 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 er de samme personene som går igjen, anses resultatene å gi et godt bilde på hvorledes konsentrasjonene av ^{137}Cs har endret seg med årene. Metodene som ble brukt i 1993 (se StrålevernRapport 1998:8) og 1996-2002 (se

avsnitt 2.2) er ansett som bedre egnet for å bestemme konsentrasjonene av radionuklider i enkeltpersoner.

4.3.2 Midt-Norge

Utviklingen i konsentrasjon av ^{137}Cs i reindriftsutøvere er vist i Figur 9.



Figur 9. Gjennomsnittlig konsentrasjon av cesium-137 i reindrifstøvere fra Midt-Norge. Feilmarginer representerer standard feil. Oversikt over spredning (laveste og høyeste konsentrasjoner) er uthevet i egen figur.

De høyeste konsentrasjonene av ^{137}Cs ble målt i 1988 og enkelte personer hadde såpass høye aktivitetskonsentrasjoner som 3000 Bq/kg. Den relativt lave konsentrasjonen i 1987 skyldtes delvis konsum av rent reinsdyrkjøtt fra tiden før ulykken, samt at det i 1987 ble brukt en del reinkjøtt fra Finnmark i stedet for kjøtt av egen rein. Reduksjonen fra 1988 og i påfølgende år skyldes først og fremst tiltak som har medført reduserte aktivitetsnivåer i reinskjøtt (se avsnitt 2.3). Økningen fra 1989 til 1990 kan være metodisk betinget: I perioden 1987-93 ble det benyttet såkalt "stolgeometri" ved helkroppsmålingene i Midt-Norge (se StrålevernRapport 1998:9). Ved 1990-målingene ble det delvis benyttet "Palmer-geometri".

Til tross for at disse dataene er blitt korrigert med basis i målinger foretatt ca. 1 måned senere, er de ikke direkte sammenliknbare med tidligere (og senere år). Fra og med 1996 ble stolgeometri i form av vogge benyttet ved målingene (se avsnitt 3.3).

Siden 1996 har nivåene av ^{137}Cs i reindrifstøvere fra Midt-Norge vært stabile: Det var ingen signifikant nedgang i perioden 1996-2002, verken når det gjelder gruppene som helhet eller på individnivå⁸. Det har

⁸ Basert på en undersøkelse av aktivitetskonsentrasjonene i 18 personer som deltok i alle tre målingene (1996, 1999 og 2002)

følgelig ingen mening å beregne halveringstid for perioden 1987-2002.

I skrivende stund er det uklart hva som er årsakene til at innholdet av cesium-137 i reindriftsutøvere fra Midt-Norge ikke har gått ned de senere år (mens nivåene i Kautokeino fortsetter å avta). En relativt liten endring i konsentrasjonene i rein fra Midt-Norge i samme periode (Skuterud *et al.*, 2004) er nok en viktig årsak. Dette er særlig tydelig på høsten (tidlig slaktning). Etter hvert har også forskjellen mellom vinter- og sommernivåer avtatt: Mens det tidligere var 3-4 ganger høyere konsentrasjoner av ^{137}Cs i rein om vinteren enn påfølgende sommer, er forskjellene de senere år blitt betydelig mindre, og enkelte år har nivåene vært høyere om høsten enn om vinteren (hovedsakelig pga. sopp på beitet). Mindre sesongvariasjon i konsentrasjonene i rein skyldes at lav ikke lengre er en like dominerende kilde til ^{137}Cs i reinkjøtt (Skuterud *et al.*, 2004).

En annen forklaring på at det ikke har vært noen nedgang i konsentrasjoner i reindriftsutøverne mellom 1996 og 2002 kan være nedføringspraksis og valg av matrein: Dersom det er viktig for reindriftsutøverne at rein til eget forbruk bør være under et visst nivå, og at en stor andel av reinsdyra stadig har høyere aktivitetsnivåer enn dette, vil nedføring eller utvelgning etter måling (for eksempel dyr som er godkjent for salg) kunne resultere i en stabilisering. I 1994 ble tiltaksgrensen for reinsdyrkjøtt satt ned fra 6000 Bq/kg til 3000 Bq/kg, det er mulig at utflatingen ville blitt observert fra 1993-94 dersom tiltaksgrensen ikke hadde blitt senket.

Kostholdsundersøkelser gir ingen indikasjon på at det er betydelige forskjeller i slaktetidspunkt i 1996, 1999 og 2002, eller at det har vært økt inntak av reinkjøtt i perioden 1996-2002 (StrålevernRapport 2004:14). Spesiell tilberedning av mat var kun av betydning like etter Tsjernobyl-ulykka og det er lite trolig at dette har hatt noen innvirkning i perioden 1996-2002. Siden måletidspunktet er omtrent det samme i 1996, 1999 og 2002, gruppesammensetningen er nokså lik (når vi ser på de personene som er målt alle tre gangene er det

heller ingen nedgang blant disse), og analysemetoden er den samme, kan disse faktorene utelukkes.

Trolig er utflatingen et resultat av et samspill mellom forskjellige faktorer.

4.4 Beregnet inntak basert på kostholdsundersøkelser

Nivåer av ^{137}Cs i befolkningsgrupper kan også beregnes med utgangspunkt i informasjon om kostholdsvaner, samt aktivitetskonsentrasjoner i matvarer. For reindriftsutøvere, er dette tidligere blitt gjort i bl.a. Bøe & Sørli (1991) (Kautokeino) og i StrålevernRapport 1994:10 (Midt-Norge).

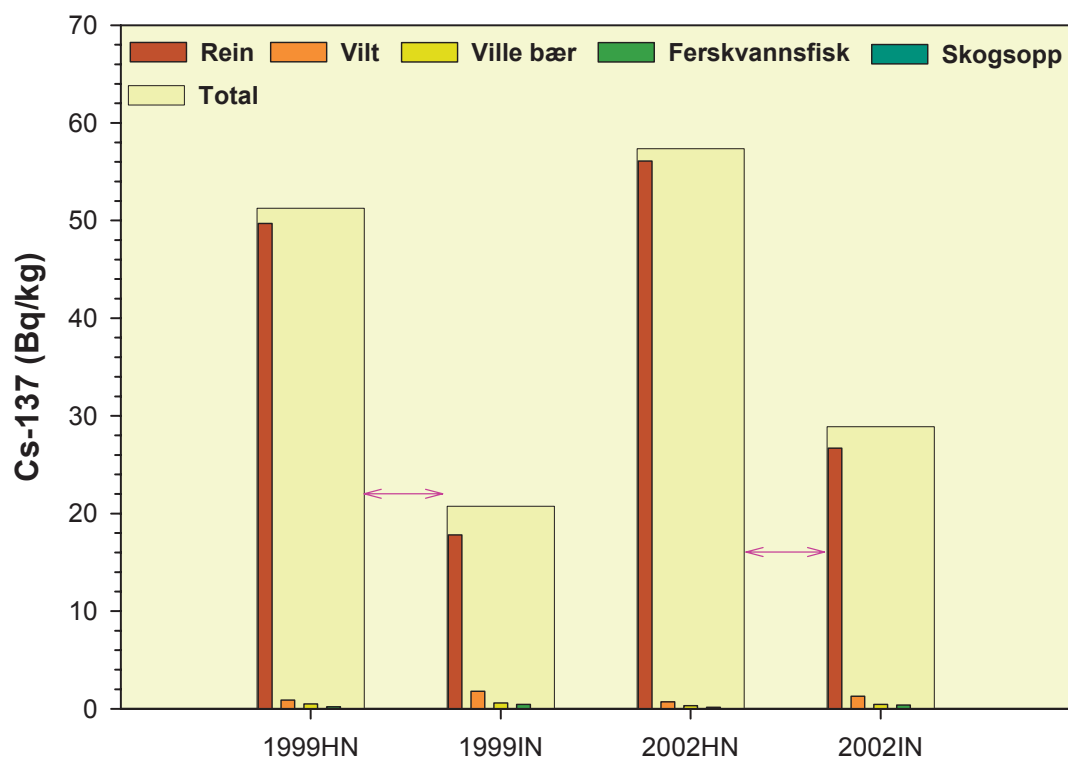
Med basis i informasjon gitt i Vedlegg 2 og 3, samt gjennomsnittskonsum⁹ av ulike matvarer fra kostholdsundersøkelsene presentert i StrålevernRapport 2004:13 (Kautokeino) og StrålevernRapport 2004:14 (Midt-Norge), er det beregnet gjennomsnittlig innhold av cesium-137 i deltakerne i 1999 og 2002. Det antas ved beregningene at inntaket av matvarer er konstant gjennom året og at sammenhengen med inntatt aktivitet og aktivitetskonsentrasjonen av ^{137}Cs i kroppen er 1,8 Bq/kg per Bq/d (ICRP 56, 1990).

Ved kostholdsundersøkelsene i 1999 og 2002 ble det spurt både om respondentens kosthold (individdata) og husholdningens samlede konsum (husholdnings). Det refereres til begge tilnæringsmåter i de påfølgende avsnittene.

4.4.1 Kautokeino

Tidligere undersøkelser av kosthold blant reindriftsutøvere i Kautokeino har vist at konsum av reinkjøtt bidrar med mer enn 90 % av det totale inntaket av radioaktivt cesium (Bøe & Sørli, 1991).

⁹ Det er valgt å bruke gjennomsnittsverdier for konsum av matvarer (ikke median). Dette fordi de målte helkroppskonsentrasjonene er gitt som gjennomsnittsverdier



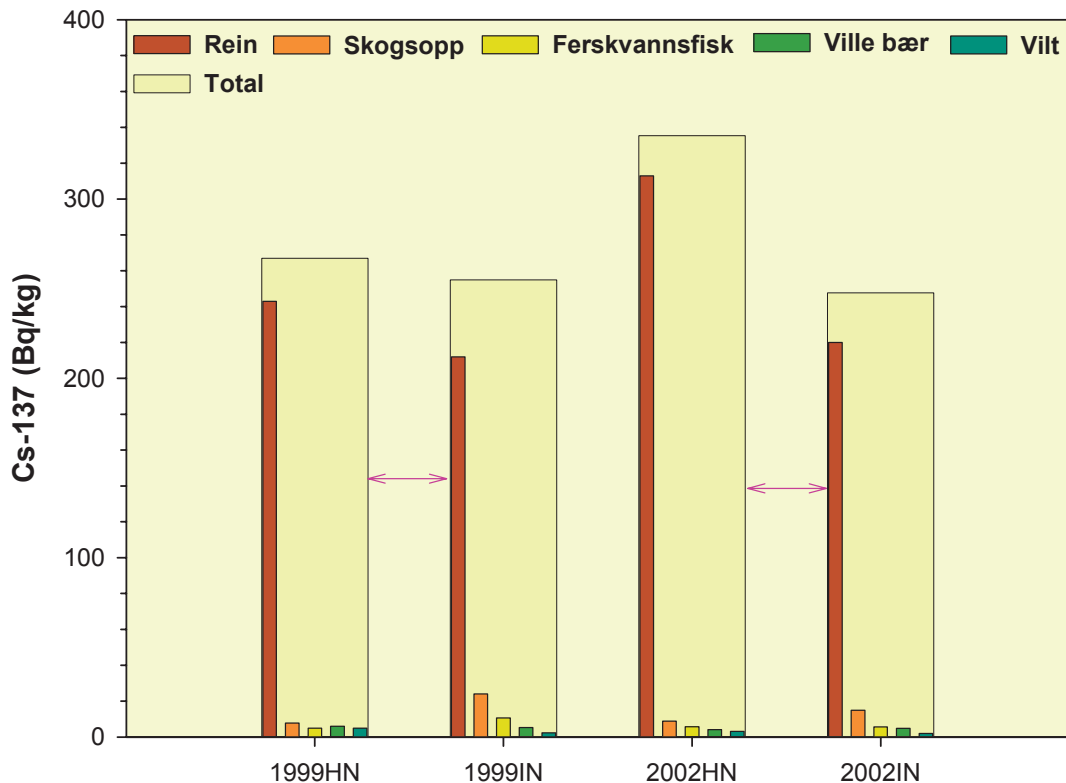
Figur 10. Beregnede bidrag fra de viktigste matvarene til innholdet av cesium-137 i reindrifstøvere fra Kautokeino. Gjennomsnittverdier fra målingene, de respektive år, er indikert med piler (HN: inntak basert på husholdningsdata, IN: inntak basert på individdata)

Beregnet konsentrasjon i 1999 var 52 Bq/kg (basert på husholdningsdata) eller 21 Bq/kg (basert på individdata). I 2002 gav tilsvarende beregninger 58 Bq/kg (basert på husholdningsdata) eller 29 Bq/kg (basert på individdata). Estimaten i Figur 10 indikerer at reinkjøtt stadig bidrar med mer enn 90 % av innholdet av ^{137}Cs til reindrifstøvere i Kautokeino, mens bidraget fra andre matvarer er noe forskjellig, avhengig av om det benyttes individ- eller husholdsestimater på inntak. Basert på husholds- og individdata for både 1999 og 2002, bidrar reinsdyrkjøtt med 85-97 %, vilt 1-9 %, ferskvannsfisk <1-2 %, ville bær <1-3 % og sopp <1 %.

Som rapportert i andre tilsvarende undersøkelser er beregnet helkroppsaktivitet høyere enn den målte (StrålevernRapport 1994:10; Tracy *et al.*, 1993; Andrási, 1994). For denne undersøkelsen ligger forholdet på 1,0-2,4 (1999) og 1,8-3,6 (2002).

4.4.2 Midt-Norge

I tidligere undersøkelser blant reindrifstøvere i Midt-Norge ble det også konkludert med at konsum av reinkjøtt bidro med mer enn 90 % av det totale inntaket av radioaktivt cesium de første årene etter Tsjernobyl-ulykka (Bøe *et al.*, 1988, 1991).



Figur 11. Beregnede bidrag fra de viktigste matvarene til innholdet av cesium-137 i reindrifstutøvere fra Midt-Norge. Gjennomsnittverdier fra målingene, de respektive år, er indikert med piler. (HN: inntak basert på husholdningsdata, IN: inntak basert på individdata)

Beregnet konsentrasjon i 1999 var 270 Bq/kg (basert på husholdningsdata) eller 260 Bq/kg (basert på individdata). I 2002 gav tilsvarende beregninger 340 Bq/kg (basert på husholdningsdata) eller 250 Bq/kg (basert på individdata). Estimaten vist i Figur 11 indikerer at reinkjøtt stadig bidrar med omlag 90 % av innholdet av ^{137}Cs til reindrifstutøvere i Midt-Norge, mens bidraget fra andre matvarer er noe forskjellig, avhengig av om det benyttes individ- eller husholdsestimater på inntak av matvarer. Basert på husholds- og individdata for både 1999 og 2002, bidrar reinsdyrkjøtt med 83-93 %, vilt 1-2 %, ferskvannsfisk 2-4 %, ville bær 1-2 % og sopp 3-9 %.

Som rapportert i flere andre undersøkelser er beregnet konsentrasjon høyere enn den målte (StrålevernRapport 1994:10; Tracy *et al.*, 1993; András, 1994). For denne undersøkelsen ligger forholdet på 1,8 (1999) og 1,8-2,4 (2002).

4.4.3 Sammenlikning og vurdering

Foruten usikkerheter i inntak av matvarer¹⁰ og aktivitetkonsentrasjonene i dem, er det flere mulige årsaker til at estimerte helkroppskonsentrasjoner er jevnt over høyere enn de målte – et par av de viktigste årsakene kan være:

- **Prosessering:** Cesium tapes ved prosessering av matvarer eller ved selve matlagningen. For reinkjøtt kan for eksempel koking av kjøtt og begrenset bruk av kraften fjerne ca. 60 % av radiocesiumet (IAEA, 1994). Et maksimalt forhold på om lag 2,5 kan relateres til slike forhold, men et lavere

¹⁰ Forskjeller mellom estimer på individnivå og husholdsnivå er nærmere diskutert i StrålevernRapport 2004:13 (Kautokeino) og Strålevernrapport 2004:14 (Midt-Norge)

forhold er mer sannsynlig ettersom en del av reinkjøttet inntas i tørket form; også mye kokekraft konsumeres.

- **Biologisk halveringstid:** Sammenhengen som brukes for å regne om fra inntatt aktivitet og aktivitetskonsentrasjonen av ^{137}Cs i kroppen (dvs. 1,8 Bq/kg per Bq/d) er konservativt bestemt, og gjelder for menn. Tilsvarende omregningsfaktor for kvinner er generelt ca. 30 % lavere (pga. hurtigere utskilling av cesium fra kroppen). Dersom vi antar at forholdet mellom kjønnene i utvalget er 1:1, vil et forhold mellom estimert og målt helkroppsaktivitet på om lag 1,2 forventes.

5 Konklusjoner

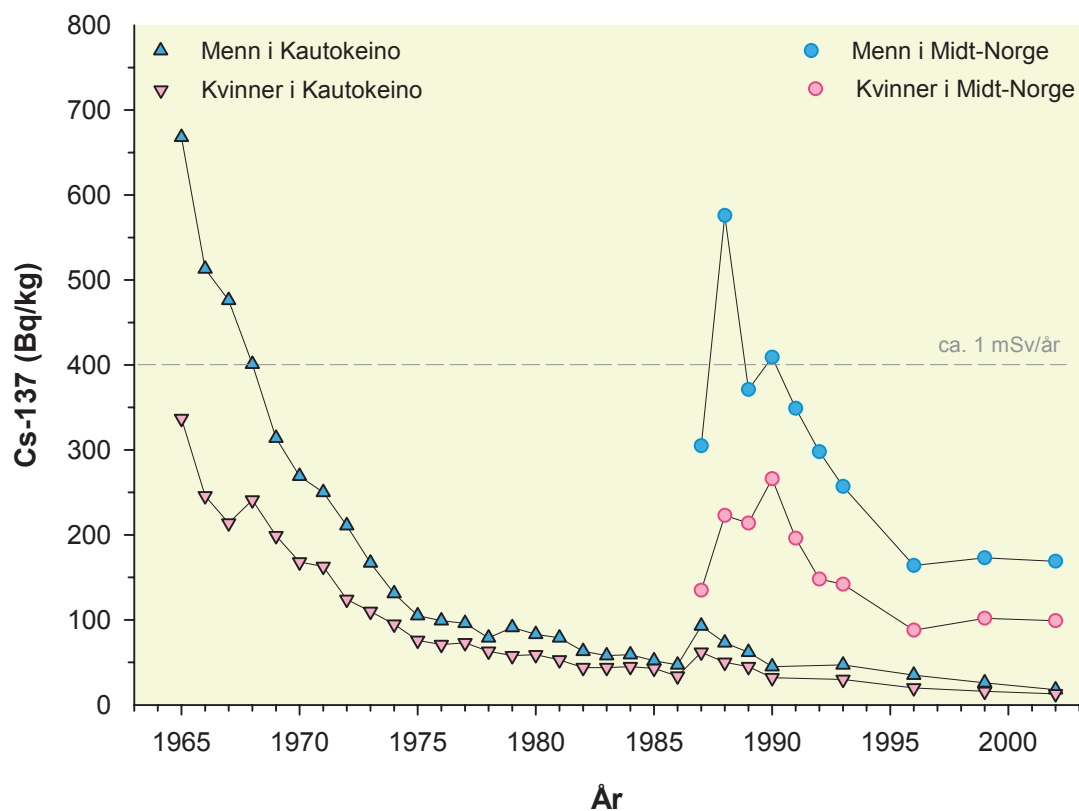
Undersøkelsene i 1999 og 2002 viser at konsentrasjonene av ^{137}Cs i reindriftsutøvere fra Kautokeino fortsetter å gå ned. Resultatene fra 2002 – hvor gjennomsnittlig konsentrasjon var 16 Bq/kg, er de laveste siden målingene startet i 1965 (se Figur 12). Beregninger gjort for perioden etter Tsjernobyl-ulykka antyder at reduksjonen skjer med en effektiv økologisk halveringstid på om lag 7 år. Estimerte midlere doser i 1999 og 2002 var i størrelsesorden 0,04-0,05 mSv/år.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av ^{137}Cs i reindriftsutøvere fra Midt-Norge, var 145 Bq/kg i 1999, og omtrent det samme i 2002. Det har ikke vært noen påvisbar konsentrasjonsendring i perioden 1996-2002 (se Figur 12). Midlere stråledoser for befolkningsgruppen ble estimert til ca. 0,35 mSv/år.

I forbindelse med Tsjernobyl-ulykka anbefalte myndighetene at stråledosen til befolkningen ikke burde overskride 1 mSv/år.

Gjennomsnittsdosene til reindriftsutøverne i Midt-Norge ligger m.a.o. godt under denne verdien, men både i 1999 og 2002 er det enkeltpersoner (menn) med aktivitetsnivåer i kroppen som overstiger 400 Bq/kg. Disse personene mottar trolig en høyere stråledose enn 1 mSv per år.

Basert på aktivitetskonsentrasjoner i de viktigste matvarene (Reinkjøtt, vilt, ferskvannsfisk, ville bær og sopp) og kostholdsundersøkelser, gjort de respektive år, ble innholdet av ^{137}Cs i reindriftsutøvere i både Kautokeino og Midt-Norge beregnet. I Kautokeino var forholdet mellom beregnede og målte konsentrasjoner 1,0-3,6, mens det for reindriftsutøvere i Midt-Norge var 1,8-2,4. Reinkjøtt bidro med ca. 90 % av aktiviteten begge steder. Forskjellene mellom målte og beregnet konsentrasjoner kan bl.a. skyldes at det ikke tas hensyn til at ^{137}Cs tapes ved tillaging av mat. For Kautokeino er det også usikkerheter knyttet til hvor mye reinkjøtt som faktisk inntas per dag: Det ble observert en signifikant forskjell mellom estimatet på individnivå og husholdsnivå. En slik forskjell ble ikke observert i Midt-Norge.



Figur 12. Oversikt over gjennomsnittlige aktivitetskonsentrasjoner av cesium-137 i reindriftsutøvere fra Kautokeino og Midt-Norge.

6 Referanser

Andrási A. Investigation of the reliability of deriving whole body Cs-137 content from food contamination data. In: Proceedings of the 17th IRPA Regional Congress held in Portsmouth, June 6-10, 1994. International Radiation Protection Association, Ashford, Kent: Nuclear Technology Publishing, 157-160, 1994

Backe S, Bjerke H, Rudjord, AL, Ugletveit F. Nedfall av cesium i Norge etter Tsjernobylulykken, SIS Rapport 1986:5, Statens institutt for strålehygiene, Østerås, 1986.

Berteig L, Berthelsen T, Klokk A, Westerlund EA: Årstidsvariasjon av ¹³⁷Cs i norske samer med reindrift som næring 1970-1971. Statens institutt for strålehygiene, Montebello, Oslo, 1971.

Bøe E, Sørli AA. Kostholdsundersøkelse og helkroppsmålinger på reindriftssamer i Kautokeino 1989 og 1990. SIS Rapport 1991:10, Statens institutt for strålehygiene, Østerås, 1991.

Bøe E, Strand P, Selnæs TD, Andersson A. Stråldose fra mat til mennesker de fire første årene etter Tsjernobyl. Helkroppsmålinger og kostholdsundersøkelser av tilfeldige og spesielt utvalgte personer, Statens næringsmiddeltilsyn, SNT-Rapport 7, 1991.

Bøe E, Trygg K, Berteig L, Berthelsen T, Strand P, Strand T, Harbitz O, Nordbø T. Stråldose fra mat til mennesker etter Tsjernobyl, Statens næringsmiddeltilsyn, SNT-Rapport 2, 1988.

Gjelsvik R, Liland A. Radioaktivitet i matvarer. Resultater fra Matkurv-programmet 1999-

2002. StrålevernRapport (under utarbeidelse), Statens strålevern, Østerås.

IAEA Technical Report Series No. 364: Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments, 1994.

ICRP-23: Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23, International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1975.

ICRP-42: A Compilation of the Major Concepts and Quantities in use by ICRP. ICRP Publication 42, International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1984.

ICRP-56: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1. ICRP Publication 56, International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1990.

JRNEG (2002): Skuterud L, Bergan T, Howard B, Wright S (Eds.). Long-term consequences of potential radioactive contamination in the Northern areas: Northern Norway, Joint Norwegian-Russian Expert Group, 2002.

Lidén K. Cesium 137 burdens in Swedish laplanders and reindeers. Acta Radiol. 56: 237-240, 1961.

Nettverk for miljølære:
<http://miljolare.no/radioaktivitet/>

Palmer HE. Simplified whole-body counting. Health Physics 12, s.95, 1966.

Skuterud L, Gaare E, Eikermann IM, Hove K, Steinnes E. Chernobyl radioactivity persists in

reindeer, *Journal of Environmental Radioactivity*, Submitted November 2004

StrålevernRapport 1994:10 (Sørli AA, Bøe E, Selnæs TD. Kostholdsundersøkelse og helkroppsmålinger for utvalgte grupper i Norge 1991. StrålevernRapport 1994:10. Statens strålevern, Østerås, 1994).

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

StrålevernRapport 1998:9 (Mehli H, Skuterud L, Mosdøl A. Tsjernobylnedfall i Midt-Norge: Undersøkelser blant reindrifutsutøvere i 1992, 1993 og 1996. StrålevernRapport 1998:9, Statens strålevern, Østerås).

StrålevernRapport 2001:1 (Liland A, Skuterud L, Bergan T, Forseth T, Gaare E, Hellstrøm T.) Overvåkning av radioaktiv forurensning i næringsmidler fra det terrestre miljø 1986-98. StrålevernRapport 2001:1, Statens strålevern, Østerås).

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

StrålevernRapport 2004:14 (Thørring H, Hosseini A, Skuterud L. Kostholdsundersøkelser 1999 og 2002. Reindrifutsutøvere i Midt-Norge. StrålevernRapport 2004:14, Statens strålevern, Østerås, 2004b).

Strand P, Bøe E, Berteig L, Berthelsen T, Strand T, Trygg K, Harbitz O. Whole-body counting and dietary surveys in Norway during the first year after the Chernobyl accident.

Radiation Protection Dosimetry, 27 (3) 163-171 (1989).

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.

Tracy BL, Kramer GH, Limson-Zamora HM, Zielinski J. Human uptake of radiocaesium from caribou meat, *Rad. Prot. Dos.* 48(4): 317-323, 1993.

UNSCEAR: Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1988 Report to the General Assembly, with annexes. United Nations, New York, 1988.

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 samlerrapport for våre målinger 1965-1983. SIS Rapport 1985-1, Statens institutt for strålehygiene, Østerås, 1985.

Ågren G, Björelund A, Johansson L. Cs-137 i befolkningsgrupper i norra Sverige. Forsvarets forskningsanstalt, FOA-R-96-00361-4.3-SE, Umeå, Sverige, 1996.

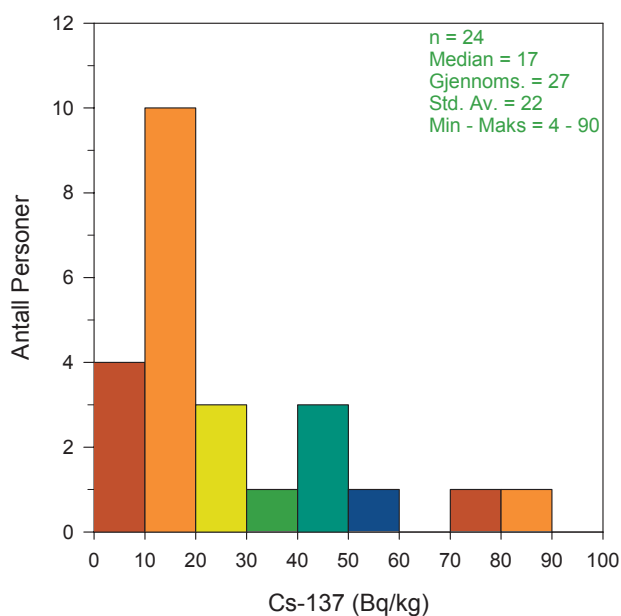
7 Takk til

Alle som var med og utførte målingene i 1999 og 2002 og Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) i Umeå, Sverige, for lån av utstyr og kvalifisert personell. Videre rettes en takk til kommunelegen i Snåsa og reindriftsforvaltningens områdekontor i Snåsa, samt personale ved kulturhuset i Kautokeino for hjelp i forbindelse med gjennomføring. Og sist, men ikke minst: En spesiell takk til alle dere som stilte opp som deltakere ved undersøkelsene.

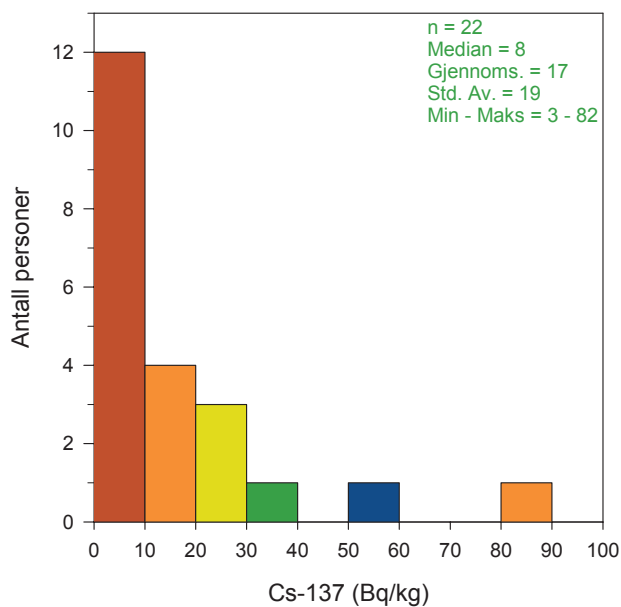
Undersøkelsene har delvis vært finansiert gjennom Landbruksdepartementet/Statens næringsmiddeltilsyn (nå Mattilsynet).

Vedlegg

Vedlegg 1 Referansepersoner i Midt-Norge 1999



Figur V1.1 Fordeling av helkroppsaktiviteter blant referansepersoner i Snåsa (menn)



Figur V1.2 Fordeling av helkroppsaktiviteter blant referansepersoner i Snåsa (kvinner)

Vedlegg 2 Grunnlagsmateriale for inntaksestimat – Kautokeino

Reinkjøttestimaten er basert på analyserte prøver innlevert i samband med målingene i Kautokeino i 1999 og 2002. Aktivitetskonsentrasjoner i andre matvarer er anslått ut fra relevante data - hovedsakelig fra Finnmark - i aktuelle år (Tabell V2.1).

Tabell V2.1. Estimerte gjennomsnittskonsentrasjoner (med laveste og høyeste verdi) av cesium-137 i ulike matvarer (Bq/kg)

Matvare	1999	2002	Felles
Reinkjøtt	160 (44-290)	170 (24-360)	
Vilt ¹	90 (0-2100)	62 (0-360)	
Ferskvannsfisk ²			10
Ville bær ³			7,4 (2,2-16)
Sopp ⁴			180 (35-390)

1: Hovedsaklig elg. Estimater basert på Matkurv-data (landsgjennomsnitt). Se StrålevernRapport 2001:1 og Gjelsvik & Liland (under utarbeidelse).

2: Anslag basert på Bøe & Sørli (1991). Her er 15 Bq/kg brukt for perioden 1989-90 – antatt 50 % nedgang.

3: Blåbær og multer. Data for Finnmark fra JRNEG (2002). Regnet om fra tørrvekt til ferskvekt - antatt 90 % tørketap.

4: Data for Finnmark fra JRNEG (2002). Regnet om fra tørrvekt til ferskvekt – antatt 90 % tørketap

Vedlegg 3 Grunnlagsmateriale for inntaksestimat – Midt-Norge

I kostholdsundersøkelsen (StrålevernRapport 2004:13) ble deltakerne spurt om de kjente radioaktivitetsinnholdet i reinkjøttet som ble brukt i husholdningen. Resultatene er gitt i Tabell V3.1. Det ble imidlertid ikke foretatt kontrollmålinger for å verifisere opplysningene, og ikke alle personer har svart. Det er dermed noe usikkert om middelverdiene er representative for alle reindriftsutøverne i Midt-Norge.

Tabell V3.1. Konsentrasjon av cesium-137 i reinskjøtt (Bq/kg) oppgitt av deltakere i kostholdsundersøkelsen

År	Antall personer som kjenner radioaktivitets-innholdet i reinkjøtt (P*)	SNITT	MEDIAN	SPREDNING (MIN-MAX)
1999	23 (77%)	850	600	150 - 2000
2002	22 (55%)	1200	1000	300 - 3000

* Prosentandel som har svart på spørsmålet

Aktivitetskonsentrasjoner i andre matvarer må anslås ut fra eksisterende målinger fra relevante områder i aktuelle år (Tabell V3.2). En slik tilnærming vil naturlig nok introdusere betydelige usikkerheter i estimatene.

Tabell V3.2. Estimerte gjennomsnittskonsentrasjoner (med laveste og høyeste verdi) av Cesium-137 i ulike matvarer (Bq/kg)

Matvare	1999	2002	Felles
Vilt ¹	90 (0-2100)	62 (0-360)	
Ferskvannsfisk ²			200 (15-580)
Ville bær ³			65 (20-170)
Sopp ⁴			1100 (5-10 000)

1: Hovedsaklig elg. Estimer basert på Matkurvdata (landsgjennomsnitt). Se StrålevernRapport 2001:1 og Gjelsvik & Liland (under utarbeidelse).

2: Ørret og røye. Estimer hovedsakelig basert på data fra Høysjøen (Nord-Trøndelag), men supplert med data fra andre innsjøer i Trøndelag (Nettverk for miljølære).

3: Tyttebær, blåbær og krekling. Estimat basert på data fra Nettverk for miljølære

4: Diverse matsopp. Fra Strålevernets overvåkningsprogram - data fra Nord- og Sør-Trøndelag (Lierne og Orkdal). Supplert med data fra Nettverk for miljølære (<http://miljolare.no/radioaktivitet/>).

Vedlegg 4 Ordforklaringer

Aktivitet

En radioaktiv kildes styrke eller aktivitet viser hvor mange kjerner som henfaller hvert sekund. Det måles i enheten becquerel (Bq), oppkalt etter den franske fysikeren, Henri Becquerel.

Aktivitetskonsentrasjon (eller: aktivitetsnivå)

Aktivitet per masseenhed (f.eks. Bq/kg).

Atom

Minste bestanddel av et grunnstoff, som består av en kjerne med protoner og nøytroner og med en "sky" av elektroner rundt kjernen.

Atomkjerne

Den sentrale delen av et atom sammensatt av protoner og nøytroner.

Becquerel (Bq)

1 becquerel er ett henfall pr sekund. Enhet for aktivitet.

Biologisk halveringstid

Når man får i seg et stoff – for eksempel radioaktivt cesium, vil etter hvert stoffet kunne skilles ut fra kroppen via svette, urin og avføring. Vi snakker derfor om en biologisk halveringstid – som representerer den tiden kroppen trenger for å skille ut halvparten av innholdet av stoffet når tilførselen stopper.

Dose

Se Stråledose.

Dosekonverteringsfaktor

Faktor som (i denne rapporten) benyttes til å regne om aktivitetskonsentrasjonen i kroppen (Bq/kg) til en doserate (mSv/år).

Doserate

Stråledose mottatt per tidsenhet (f.eks. mSv/år).

Effektiv biologisk halveringstid

Et radioaktivt stoff i kroppen forsvinner på to måter: enten ved at det skilles ut biologisk (se biologisk halveringstid) eller ved at det henfaller fysisk (se fysisk halveringstid). Hvis vi kjenner den biologiske og den fysiske halveringstiden til et radioaktivt stoff, kan vi beregne den effektive halveringstiden. Den effektive halveringstiden er forskjellig fra art til art og fra isotop til isotop, og avhenger dessuten av hvilken kjemisk forbindelse det radioaktive stoffet foreligger i. For Cs-137, er effektiv biologisk halveringstid ca 2-3 uker for sau, ca. 1 måned for reinsdyr og ca. 3 måneder for mennesker.

Effektiv økologisk halveringstid

Begrepet kan lettest forklares gjennom et eksempel: Dersom vi antar at det skjer et nedfall av cesium-137 i et beiteområde, vil en del av forurensningen tas opp av plantene og deretter overføres til dyr som beiter i området. Den tiden det tar før nivået av ¹³⁷Cs er redusert til det halve i planter eller dyr i området, enten ved transport ut av økosystemet eller som følge av radioaktivt henfall, kalles effektiv økologisk halveringstid. Den effektive økologiske halveringstiden varierer fra art til art og fra isotop til isotop.

Halveringstid (eller: fysisk halveringstid)

Halveringstiden er den tiden det tar før halvparten av kjernene har henfalt og aktiviteten er redusert til det halve. For eksempel tar det 30 år for en mengde cesium (^{137}Cs) på 1000 Bq halveres til en aktivitet på 500 Bq. Fysisk halveringstid er konstant og karakteristisk egenskap for en gitt radionuklide.

Isotop (eller: nuklide)

Atomer med ulikt antatt nøytroner i kjernen, men med likt antall protoner. De fleste grunnstoffer forekommer i flere isotoper, og i mange tilfeller er minst én av dem radioaktiv (f. eks. har cesium en stabil isotop (^{133}Cs) og mange radioaktive isotoper, deriblant ^{137}Cs).

Median (-verdi)

Midterste målte verdi, verdi som har den midtre plassen i en rekke av økende eller minkende verdier. Hvis antallet er et partall er medianverdien midlet av de to midterste tall.

Nuklide

Se Isotop.

Radioaktiv kilde

En radioaktiv kilde består av ustabile atomkjerner. De vil før eller senere gå over i en mer stabil tilstand. Dette skjer ved utsendelse av stråling. Det er tre typer stråling som sendes ut fra radioaktive stoffer. De kalles alfa, beta og gamma etter de tre første bokstavene i det greske alfabet.

Radioaktivitet

En atomkjerne som desintegrerer (brytes ned) kvitter seg med sitt energioverskudd ved å sende ut energirik stråling. Det er denne prosessen som kalles radioaktivitet. Det vi kaller radioaktive stoffer består av særlig ustabile isotoper som desintegrerer ofte.

Radioaktivt nedfall

Radionuklider som transporteres med luftstrømmer i atmosfæren og blir avsatt i tørr form eller nedbør på jordoverflata.

Radionuklide (eller: radioaktivt stoff)

Enhver atomkjerne som er ustabil (radioaktiv).

Stråledose

En stråledose er energimengden som avsettes i et stoff som bestråles. Enheten for dose er *gray* Gy (oppkalt etter L. H. Gray).

Det er bare stråling som avsetter energi i kroppen som kan gi biologisk virkning (mens strålingen som går tvers igjennom er uten betydning for kroppen selv). Absorbert energi per masseenheter i et bestemt organ eller hele kroppen omtales som *absorbert dose*. Fordi forskjellige radioaktive stoffer avgir forskjellig type stråling med litt forskjellige virkninger, regner vi ofte om til en *ekvivalent dose* som angis i *sievert* Sv (etter R. M. Sievert), og som er mer egnet som virkningsmål. Det er denne stråledosen som er blitt benyttet i denne rapporten.

Stråling

Stråling er transport av energi fra en strålekilde.

Tiltaksgrense

Øvre grense for aktivitetskonsentrasjoner av radionuklider i matvarer. Angir når dosebegrensende tiltak skal settes i verk. For eksempel, er den norske tiltaksgrensen for cesium-137 i reinkjøtt 3000 Bq/kg.

StrålevernRapport 2004:1

Avvikshåndtering ved norske stråleterapisentre
Forslag til felles system utarbeidet av arbeidsgruppe oppnevnt av Statens strålevern som del av arbeidet med kvalitetssikring i stråleterapi (KVIST)

StrålevernRapport 2004:2

The Radiological Environment of Svalbard

StrålevernRapport 2004:3

Virksomhetsplan 2004

StrålevernRapport 2004:4

Overvåkingsmålinger 2003 – prognoser for slaktesesongen

StrålevernRapport 2004:5

Tilførsel av radioaktive stoffer til Barentshavet –
vurdering av utvalgte scenarier
Grunnlagsrapport for Forvaltningsplan for Barentshavet,
utredning av konsekvenser av ytre påvirkninger

StrålevernRapport 2004:6

Virksomhetsrapport for norske stråleterapisentre 2001 - 2002

StrålevernRapport 2004:7

Digitalisering av analoge screeningsbilder
Mammografiprogrammet Troms og Finnmark

StrålevernRapport 2004:8

Diagnostisation of analogue screening mammograms
Norwegian Breast Cancer Screening Program Troms and Finnmark

StrålevernRapport 2004:9

Pilotprosjekt for kliniske revisjoner i stråleterapi

StrålevernRapport 2004:10

Radioactivity in the Marine Environment 2002
Results from the Norwegian Marine Monitoring Programme (RAME)

StrålevernRapport 2004:11

Årsrapport fra persondosimetritjenesten ved
Statens strålevern 2003