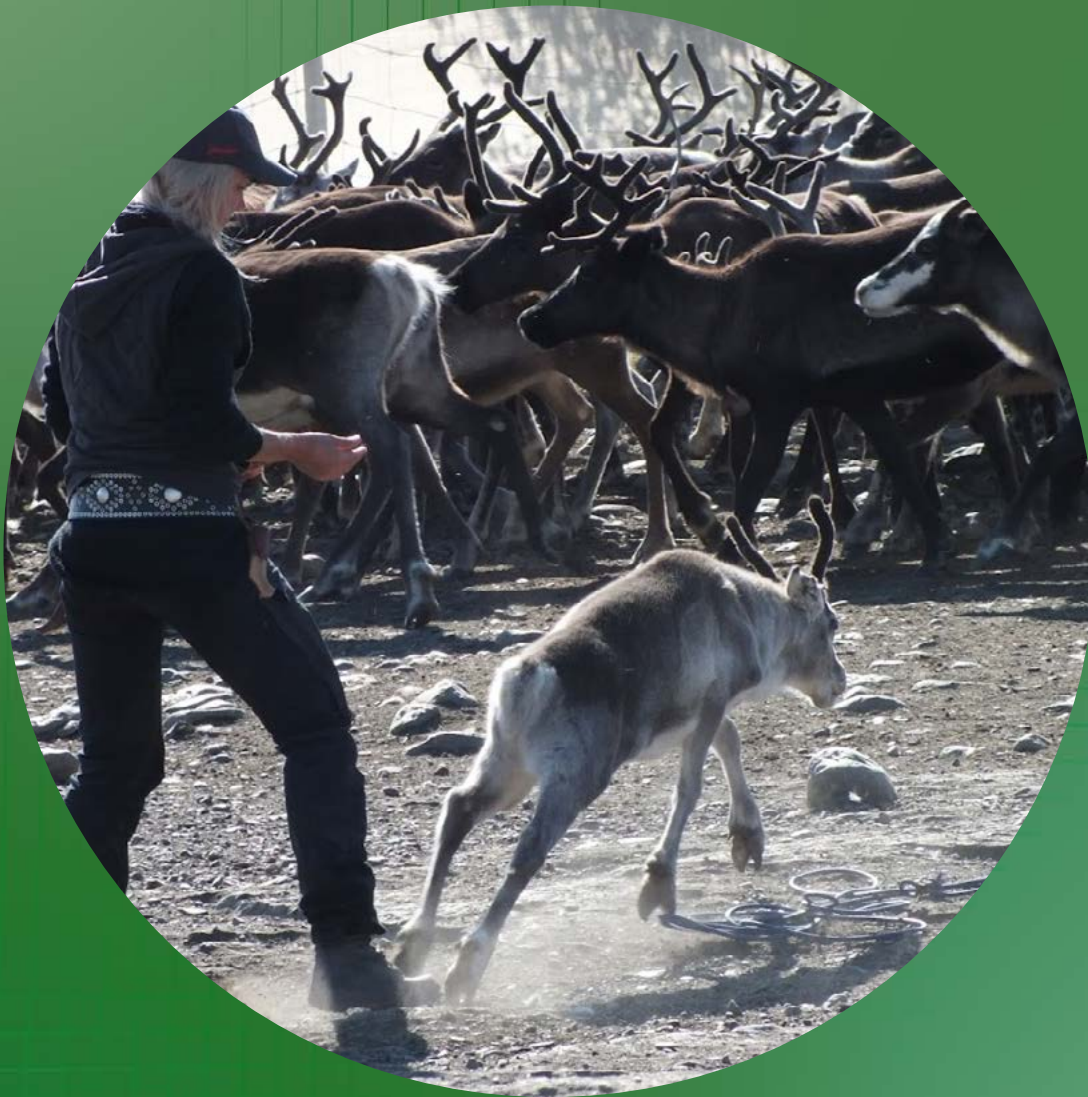


Stråledoser til reindriftsutøvere i Midt-Norge etter Tsjernobyl-ulykken



Referanse

Thørring H, Skuterud L, Komperød M. Stråledoser til reindriftsutøvere i Midt-Norge etter Tsjernobylulykken. DSA-rapport 2022:2. Østerås, Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet, 2022.

Emneord

Radioaktivitet, cesium, måling av mennesker, tiltak, dosevurderinger, helse

Resymé

Resultater fra målinger av radioaktivt cesium i reindriftsutøvere er oppsummert med hovedvekt på perioden 2005–2019. Stråledoser og helsekonsekvenser er også vurdert.

Reference

Thørring H, Skuterud L, Komperød M. Radiation doses to reindeer herders in Central Norway after the Chernobyl accident. DSA Report 2022:1. Østerås: Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority, 2022.
Language: Norwegian.

Key words

Radioactivity, caesium, whole body monitoring, countermeasures, health

Abstract

Results from whole body monitoring of reindeer herders are summarised with emphasis on the period 2005–2019. Radiation doses and health consequences have also been assessed.

Prosjektleder: Håvard Thørring.

Godkjent:



Astrid Liland, avdelingsdirektør, avdeling Beredskap

Publisert

2022-04-22

Sider

51

Forsidefoto:

Lavrans Skuterud

DSA,

Postboks 329 Skøyen,

No-0213 Oslo,

Norge.

Telefon

67 16 25 00

Faks

67 14 74 07

E-post

dsa@dsa.no

dsa.no

ISSN 2535-7339

Stråledoser til reindriftsutøvere i Midt-Norge etter Tsjernobyl-ulykken

Forord

Undersøkelsene av radioaktiv forurensning i reindrifstøvere i Norge startet opp på 1960-tallet pga. nedfallet fra prøvesprengningene av kjernevåpen. Nedfallet etter Tsjernobyl-ulykken var mye større enn nedfallet på 1950- og 60-tallet, og førte til behov for tiltak mot forurensningen i Midt- og Sør-Norge i flere tiår. Dette gjelder fortsatt i de mest forurensete områdene. Resultater fra DSAs undersøkelser har blitt publisert i flere rapporter opp gjennom årene. Denne rapporten er den første som prøver å gi et mer fullstendig bilde av situasjonen for sørsamiske reindrifstøvere i årene etter Tsjernobyl-ulykken. I tillegg til å presentere resultater fra undersøkelser de siste årene, oppsummeres de mange mottiltakene og effektene de hadde, og også mer kulturelle utfordringer for reindrifstøvene. Rapporten favner derfor bredt, samtidig som den går i dybden på noen områder.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	5
2	Bakgrunn	6
2.1	Tsjernobyl-ulykken	6
2.2	Radioaktive stoffer	7
2.3	Nedfall av radioaktivt cesium i Norge	8
2.4	Radioaktiv forurensning i næringskjeden lav-rein-menneske	9
2.5	Kostholdsendringer og tiltak mot radioaktivt cesium i matkjeden	12
3	Informasjon om undersøkelsene	14
3.1	Måleutstyr og kalibreringer	14
3.2	Deltakere og tidspunkter	15
3.3	Kostholdsundersøkelser 2005 og 2017	17
4	Radioaktivt cesium i reindriftsutøvere	18
4.1	Effekt av tiltakene mot forurensningen	18
4.2	Kjønnsforskjeller	20
4.3	Betydningen av måletidspunkt	21
4.4	Radioaktivt cesium i barn	22
5	Stråledoser til reindriftsutøvere	23
5.1	Stråledoser fra inntak av radioaktivt cesium	23
5.2	Andre bidrag	24
6	Helsekonsekvenser	29
6.1	Risiko for helseeffekter	29
6.2	Helseundersøkelser blant samer	30
6.3	Andre konsekvenser	31
7	Referanser	35
	Vedlegg 1 – Praktisk informasjon	39
	Vedlegg 1a: Infoskriv til deltakere (fra 2015)	39
	Vedlegg 1b: Samtykke til deltakelse i prosjektet:	41
	Vedlegg 1c: Geografisk spredning av inkluderte målinger av radioaktivt cesium	42
	Vedlegg 2 – Oppsummerte måleresultater	43
	Vedlegg 2a – Alle voksne og barn i Midt-Norge	43
	Vedlegg 2b – Voksne i Røros-regionen	44
	Vedlegg 2c – Voksne i Snåsa-regionen	45
	Vedlegg 3 – Doseberegninger	46
	Vedlegg 3a – Stråledoser den første tiden etter ulykken	46
	Vedlegg 3b – Doser fra radioaktivt cesium	49
	Vedlegg 3c – Doser fra naturlige radioaktive stoffer	51

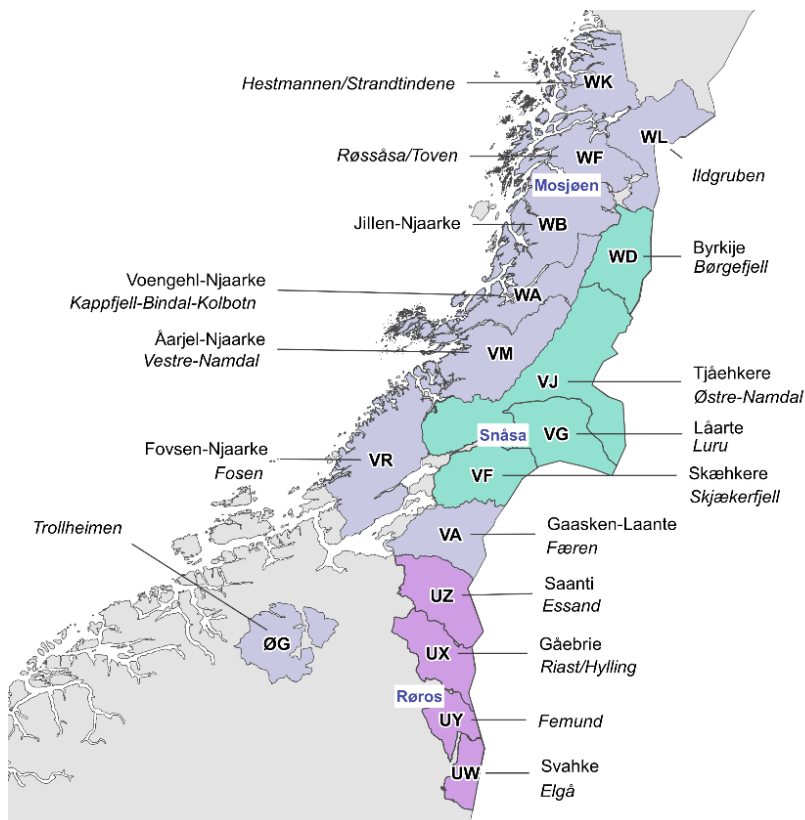
1 Innledning

Siden tidlig 1960-tall har det vært kjent at reindriftsutøvere kan være spesielt utsatt for noen former for radioaktiv forurensning på grunn av det tradisjonelt høye inntaket av reinkjøtt. Som en følge av dette, satte norske strålevernsmyndigheter i gang undersøkelser av radioaktivt cesium blant samer og andre personer i Kautokeino våren 1965. Disse undersøkelsene pågikk fram til 2010 og er nærmere beskrevet i StrålevernRapport 2012:11.

Etter Tsjernobyl-ulykken i 1986 ble undersøkelsene utvidet med fire nye befolkningsgrupper, deriblant reindriftsutøvere fra de hardest rammede områdene i Trøndelag og Nordland (sør for Saltfjellet) – som vi tar for oss i denne rapporten (figur 1). Vi refererer til hele dette sørsamiske området som «Midt-Norge» i denne rapporten. De tre andre gruppene var (1) Generell befolkning i Oslo (bare i 1987); (2) Generell befolkning i Sel (1987–90); og (3) Personer fra Øystre Slidre med høyt konsum av ferskvannsfisk og andre matvarer fra utmark (1987–90).

Mens målet med undersøkelsene i Kautokeino hovedsakelig var å følge utviklingen i forurensningen i næringskjeden over tid, fikk undersøkelsene en ny funksjon i Midt-Norge etter Tsjernobyl-ulykken. Fordi det var flere ganger mer forurensning fra Tsjernobyl enn fra de atmosfæriske prøvesprengningene av kjernevåpen, ble det behov for aktive tiltak for å redusere stråledosene til reindriftsutøverne. Målet med undersøkelsene i Midt-Norge var derfor to-delt: Både overvåkning av stråledoser til reindriftsutøverne og kontroll av at tiltakene som ble innført for å redusere dosene hadde de effektene som var ønsket.

Denne rapporten om sørsamiske reindriftsutøvere presenterer resultater for hele Midt-Norge, men mye av diskusjonen fokuserer på Snåsa- og Røros-regionene (figur 1). Inndelingen er basert på forurensningsnivå og deltakelse i undersøkelsene: Snåsa-regionen inkluderer de distriktene som har hatt de største konsekvensene av Tsjernobyl-nedfallet, og det er her de fleste deltakerne hører til. I Røros-regionen var Tsjernobyl-nedfallet betydelig lavere og jevnere geografisk fordelt, og konsekvensene var mindre.



Figur 1. Oversikt over sørsamisk område med reinbeitedistrikter som inngår i undersøkelsene. Snåsa- og Røros-regionene er uthevet i henholdsvis grønt og lilla. Hele det uthevede området representerer «Midt-Norge» i denne rapporten.

Hovedformålet med denne rapporten er å oppsummere resultatene for perioden 2005–2019, som til nå bare har vært tilgjengelig på Miljøstatus.no og ikke i en samlet rapport. Vi har lagt vekt på hvordan nivåene av radioaktivt cesium utvikler seg over tid (også sammenlignet med perioden 1987–2004) og mulige helsekonsekvenser. Tsjernobyl-ulykken hadde store og langvarige konsekvenser også for annen husdyrproduksjon i utmark i flere områder av Norge (se f.eks. StrålevernRapport 2017:10). Den sørsamiske reindriften ble spesielt påvirket fordi reindriftsutøverne er så kulturelt knyttet til reinsdyrene.

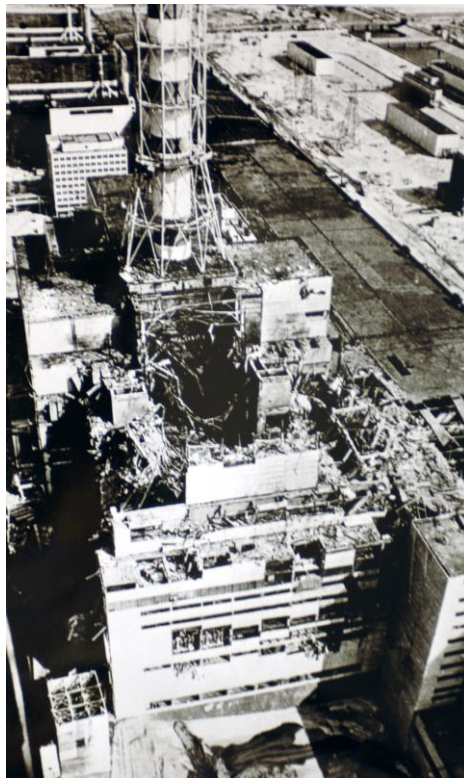
2 Bakgrunn

Det er to hovedkilder til radioaktivt cesium i reindriftsutøvere: De atmosfæriske prøvesprengningene av kjernevåpen, hovedsakelig på 1950- og 60-tallet, og Tsjernobyl-ulykken i 1986. Siden det ikke ble gjort systematiske undersøkelser av reindriftsutøvere i Midt-Norge før 1987, henviser vi til StrålevernRapport 2012:11 for beskrivelse av prøvesprengningene. Tsjernobyl-ulykken omtales nærmere i det følgende avsnittet.

2.1 Tsjernobyl-ulykken

Den 26. april 1986 eksploderte én av de fire reaktorene ved kjernekraftverket i Tsjernobyl i dagens Ukraina, ved grensen til Hviterussland (figur 2). 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 landene 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 2. Kjernekraftverket i Tsjernobyl hvor ulykken skjedde i 1986 (Copyright: IAEA Imagebank, Photo Credit: USFCRFC).

2.2 Radioaktive stoffer

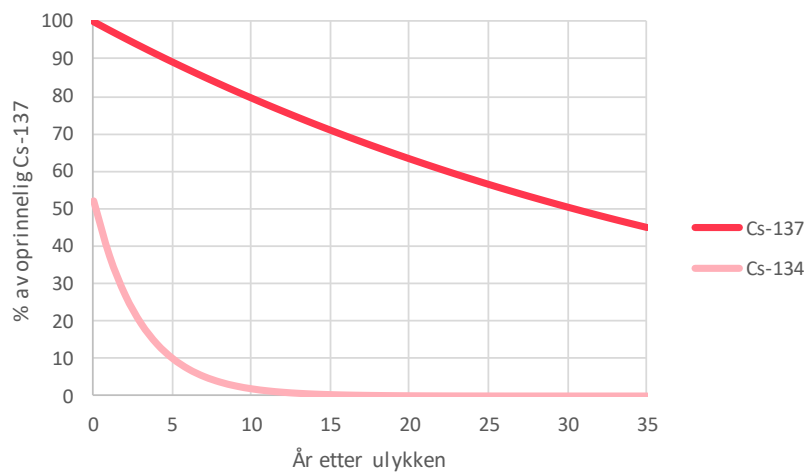
Utslippet fra reaktoren i Tsjernobyl inneholdt en rekke radioaktive stoffer, og over 20 ulike stoffer ble identifisert i nedfallet over Norge. Mange av stoffene som slapp ut har kort fysisk halveringstid – eller er konsentrert i tyngre partikler, som ble avsatt relativt nært ulykkesstedet. Vedlegg 3a i denne rapporten oppsummerer informasjon om stråledoser fra ulike radioaktive stoffer i de første ukene etter ulykken.

Det er mest radioaktive varianter av grunnstoffer med biologisk funksjon (som jod-131), eller av stoffer som ligner næringsstoffer (f.eks. cesium-137, strontium-90), som blir tatt opp i næringskjeden. Siden mesteparten av det radioaktive strontiumet ble avsatt nært utslippsstedet, var radioaktivt jod og cesium de viktigste stoffene i nedfallet over Norge fra Tsjernobyl-ulykken.

Jod-131 tas aktivt opp i skjoldbruskkjertelen hos dyr og mennesker – både fra fôr og gjennom innånding av gass eller mindre partikler (aerosoler). På grunn av kort fysisk halveringstid (8 dager) vil jod kun være et problem de første ukene etter nedfall – hovedsakelig i tilknytning til melkeproduksjon eller når jod er avsatt direkte på grønnsaker. Tsjernobyl-ulykken skjedde tidlig på våren, og det var bl.a. få melkekyr på beite. Radioaktivt jod ble derfor ikke et stort problem i Norge, men ga noe økte stråledoser våren 1986 (Vedlegg 3a).

Radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137) ligner kalium (K), et stoff alle planter og dyr har mye av i cellene. Derfor blir cesium tatt opp effektivt og overført i næringskjeden. På grunn av lang fysisk halveringstid (30 år) kan cesium-137 være et problem mange år etter nedfall. Cesium-134 har derimot en fysisk halveringstid på ca. 2 år og nivåene ble ubetydelige fra midt på 1990-tallet (figur 3). En gunstig

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

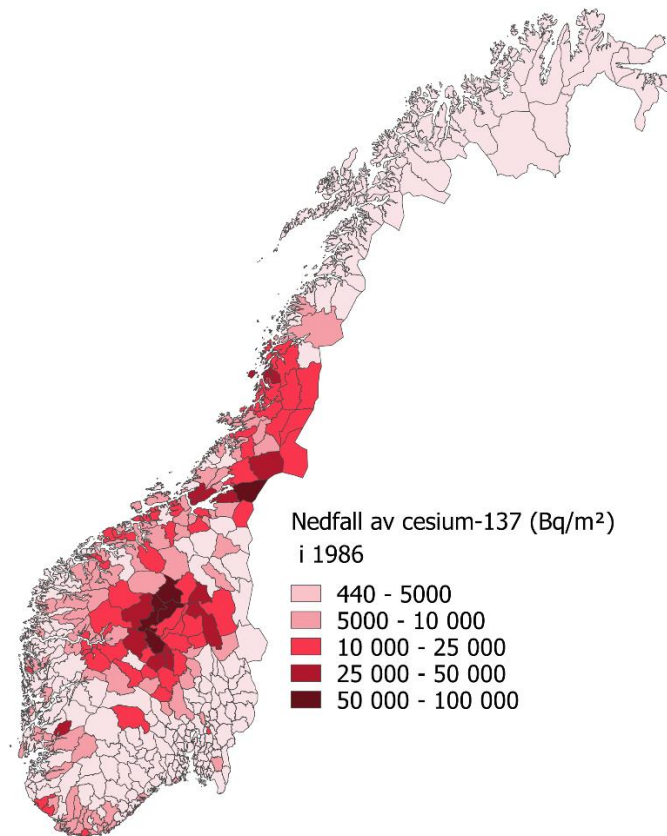


Figur 3. Effekten av radioaktiv nedbrytning på nivåene av cesiumisotoper med tiden. Nedfallet av cesium-134 var i 1986 ca. halvparten av cesium-137, men utgjør i dag et ubetydelig dosebidrag sammenliknet med cesium-137.

For mer informasjon om opptak av radioaktivt cesium, strontium og jod i mennesker og dyr henvises det til Harbitz & Skuterud (1999).

2.3 Nedfall av radioaktivt cesium i Norge

Figur 4 viser det geografiske nedfallsmønsteret av cesium-137 i Norge etter Tsjernobyl-ulykken. Målingene er basert på fire jordprøver fra hver kommune tatt i 1986 (Backe m.fl., 1986). Som nevnt ovenfor, kom det også cesium-134 fra Tsjernobyl. Nedfallet av cesium-134 var rundt halvparten så stort som nedfallet av cesium-137. Det totale nedfallet var derfor i starten ca. 50 % høyere enn vist i figur 4.



Figur 4. Gjennomsnittlige nivå av cesium-137 i overflatejord (0–4 cm) etter kjernekraftulykka i Tsjernobyl i 1986, basert på landsomfattende prøvetakinger (Backe m.fl., 1986).

Basert på data i figur 4 er gjennomsnittsnivåene av cesium-137 i jorda for spesifiserte regioner (figur 1) i 1986 estimert til:

- 14 000 Bq/m² for hele det sørsamiske området («Midt-Norge» i figur 1)
- 18 000 Bq/m² for Snåsa-regionen
- 5 100 Bq/m² for Røros-regionen
- 660 Bq/m² i Kautokeino.

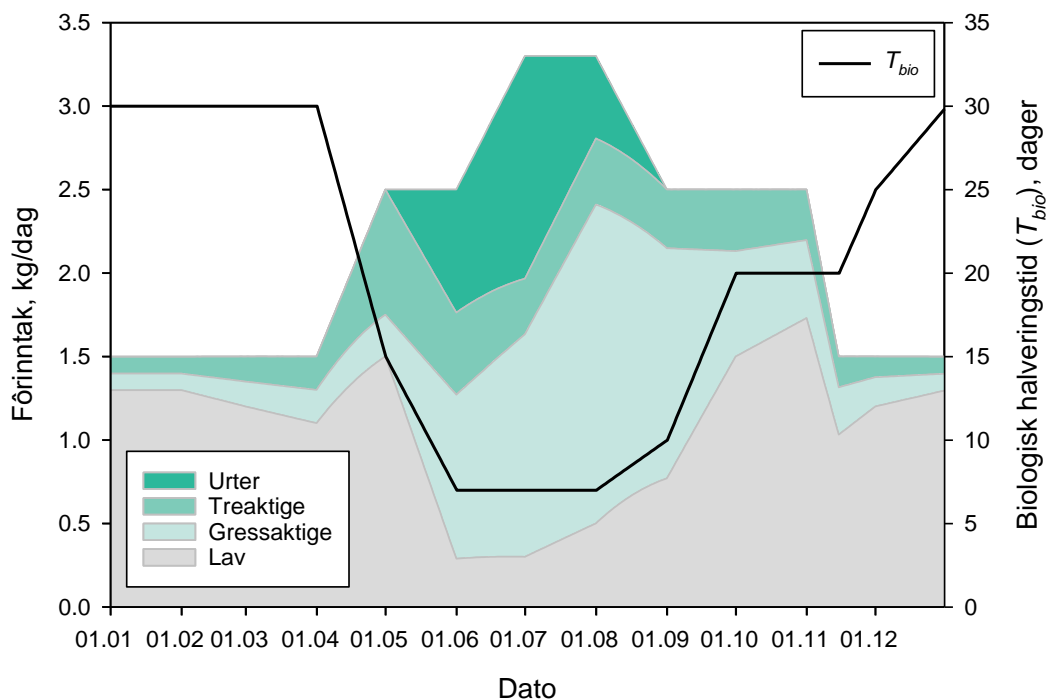
2.4 Radioaktiv forurensning i næringskjeden lav-rein-menneske

Tidlige undersøkelser blant reindriftsutøvere i Midt-Norge viste at konsum av reinkjøtt bidro med mer enn 90 % av det totale inntaket av radioaktivt cesium de første årene etter Tsjernobyl-ulykken (Bøe m.fl., 1988, 1991). Basert på kostholdsundersøkelser og målte cesium-nivåer i matvarer i perioden 1999–2002, ble det anslått at reinsdyrkjøtt bidro med 83-93 %, vilt 1-2 %, ferskvannsfisk 2-4 %, ville bær 1-2 % og sopp 3-9 % av det totale inntaket av radioaktivt cesium (StrålevernRapport 2004:12). Fordi reinsdyrkjøtt er klart viktigste kilde til radioaktivt cesium, vil vi beskrive næringskjeden lav-rein-menneske litt nærmere i dette avsnittet.

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 overflateforurensningen fjernes raskt av vær og vind – og dessuten ved planter bladfelling om høsten. Etter dette vil opptak gjennom røttene styre nivået av radioaktivitet i planter. Lav er et viktig unntak her: Lav har ikke røtter og tar opp

næringsstoffer direkte fra luft og nedbør, og kan «holde på» den avsatte forurensningen 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 radioaktivt cesium og andre stoffer absorberes effektivt i lav.

Lav er viktig næring for reinsdyr, spesielt om vinteren. I områder med gode lavbeiter kan 80–90 % av fôrintaket om vinteren bestå av lav. På sommeren dominerer grønne planter dietten, men også da kan lav utgjøre 10-20 % av inntaket i lav-rike områder (Gaare og Staaland, 1994; Warenberg m.fl., 1997) (figur 5). Samtidig med at lav blir gradvis viktigere i reinsdyras diett utover høsten, avtar også det totale fôrintaket. Stoffskiftet blir lavere, og sammen med et lavt inntak av kalium (som det er mye mindre av i lav enn i grønne planter), gjør det at reinsdyra også skiller ut cesium saktere. Den biologiske halveringstida går opp og holder seg høy helt til våren kommer.

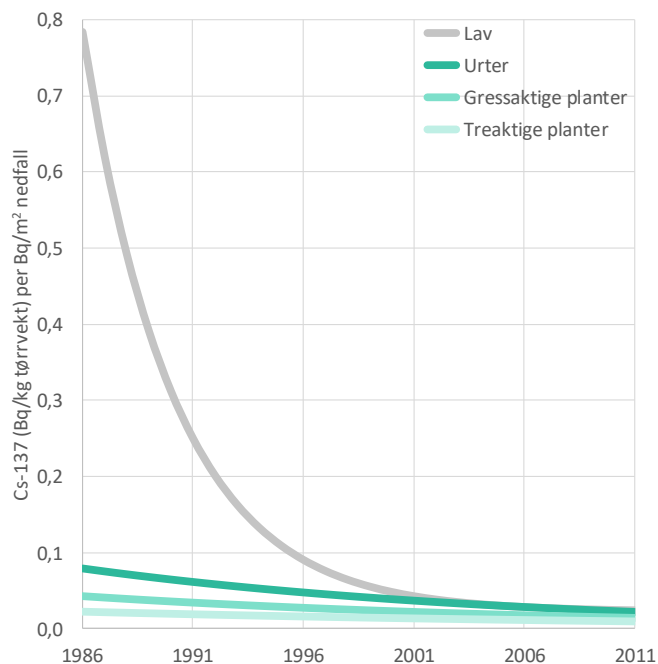


Figur 5. Daglig inntak av forskjellige kategorier fôr (i kg tørrvekt per dag) for en voksen gjennomsnittsrein basert på Gaare and Staaland (1994). Biologisk halveringstid (T_{bio}) av radioaktivt cesium gjennom året er også vist – disse er hentet fra Åhman (2007).

Mye cesium i lav kombinert med stort lavinntak vil føre til høye konsentrasjoner av radioaktivt cesium i reinsdyrkjøtt gjennom vinteren, som også er den tradisjonelt viktige slaktesesongen for rein. I og med at reinsdyr skiller ut cesium raskt når våren kommer med det kalium-rike grønne beitet vil konsentrasjonene av cesium i kjøttet ha sesongvariasjoner som i store trekk følger endringen i lavinntak (og forurensningsnivå i laven).

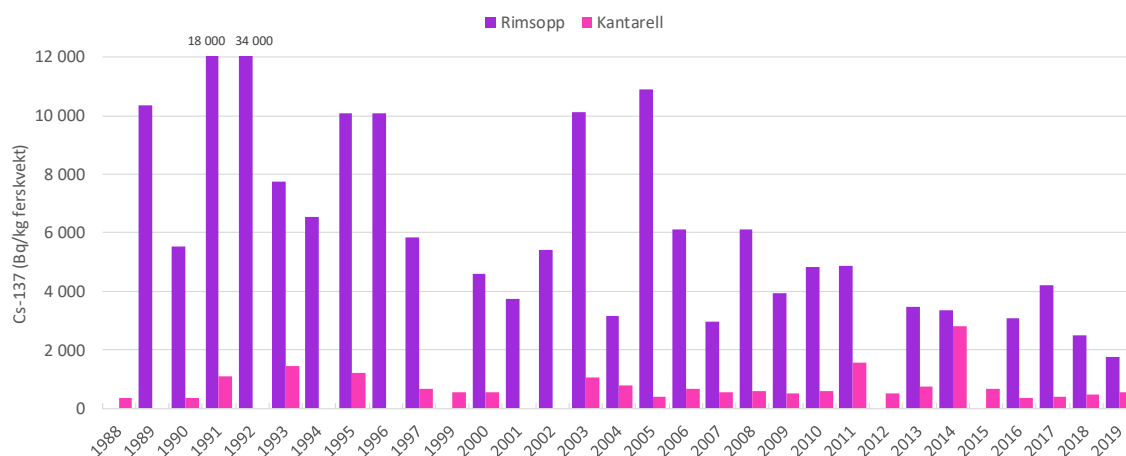
Betydningen av lav som cesium-kilde er en avgjørende faktor for tidsutviklingen i cesium-konsentrasjoner – både for rein og mennesker. Pga. det manglende rotsystemet vil cesium-nivåene i lav generelt gå raskere ned enn i planter. Typisk tar det rundt 3 år før nivåene i lav er redusert til det halve, mens tilsvarende for enkelte plantearter kan være opptil 10 ganger lengre. Opptaket av radioaktivt cesium i planter vil imidlertid variere betydelig med art, jordas fysiske og kjemiske egenskaper (organisk materiale, pH, leirtype og -innhold, konkurrerende ioner som kalium) i ulike beiteområder. Hvilke beiteplanter en bestemt rein foretrekker vil også ha betydning, så tidsutviklingen i reinsdyrkjøtt vil nødvendigvis være sammensatt. Nyere undersøkelser har også vist at cesium-konsentrasjonene i lav har lagt seg på et nivå

tilsvarende planter de senere år, slik at bidraget fra lav de siste årene ikke har gått ned like mye som antatt etter Tsjernobyl-ulykken (figur 6).



Figur 6. Tidsutvikling for cesium-137 i kategorier av fôrplanter for rein i Jotunheimen og Valdres-området (Bq/kg tørrvekt per Bq/m² nedfall). Basert på Skuterud og Thørring (2021).

I tillegg til lav og beiteplanter, bidrar også sopp vesentlig til reinens høstdiett. Dette gjelder særlig i år med spesielt rik tilgang (såkalte «soppår»). Sammenlignet med planter, tar sopp opp mye radioaktivt cesium fra jorda, men det er stor variasjon mellom de ulike artene. For eksempel tar generelt rimsopp og blek piggsopp opp mer radioaktivt cesium enn fåresopp, rødskrubb og kantareller (figur 7).

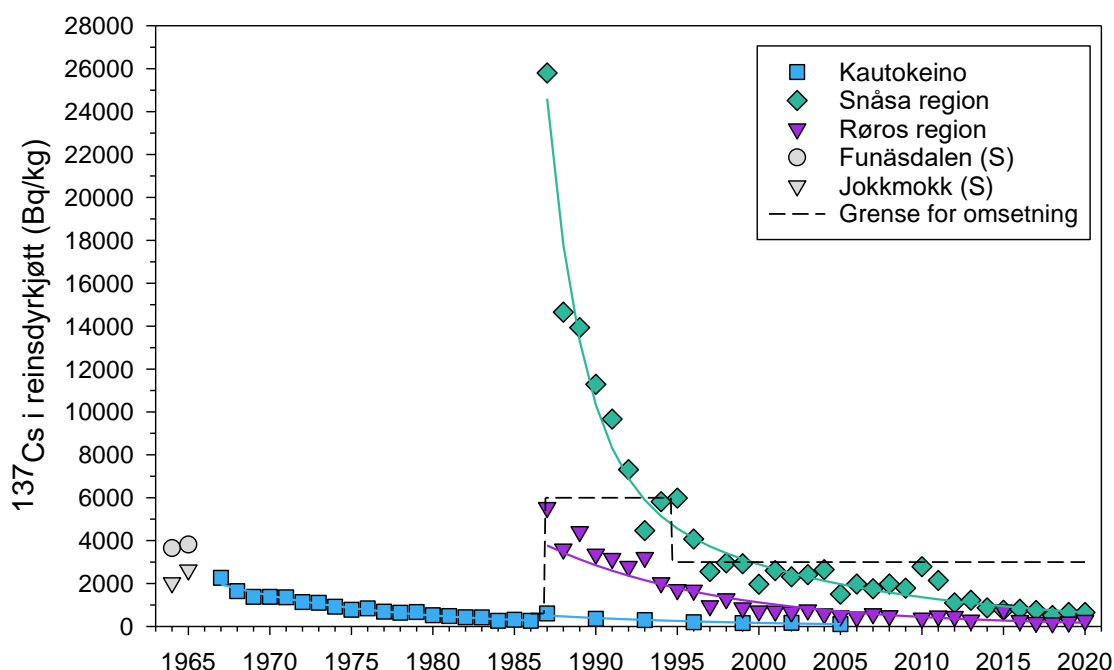


Figur 7. Cesium-137 i sopp fra Lierne nord i Trøndelag. Data for rimsopp og kantarell. Datakilde: DSA (tilgjengelig på Miljostatus.no).

Dersom det er stor tilgang på sopparter som tar opp mye radioaktivt cesium fra jorda på beitet, vil dette gi spesielt høye nivåer i rein på høsten. Figur 7 antyder også at nivåene av cesium-137 i rimsopp er på vei

nedover, mens tilsvarende trend ikke er observerbar for kantarell. Slike forskjeller mellom sopparter vil også kunne ha betydning for høstnivåene av cesium i reinkjøtt på lengre sikt.

Figur 8 viser nivåer av cesium-137 i reinkjøtt fra ulike regioner. Her er det kun vist vinterverdier – og bidrag fra sopp har derfor liten betydning. Som nevnt tidligere, var konsekvensene etter Tsjernobyl-nedfallet mye større i Snåsa- og Røros-regionen enn nedfallet fra de atmosfæriske prøvesprengningene på 1950- og 60-tallet. Det ble ikke gjort systematiske målinger i det sørsamiske området i perioden 1950–86, men målinger fra Funäsdalen i Sverige, som ligger ca. 30 km øst for Røros-regionen, hadde sammenliknbare gjennomsnittsverdier med Kautokeino på 1960-tallet (se også figur 11, som viser nivåer av cesium-137 i reindriftsutøvere for samme periode). Dette gjaldt også Jokkmokk, lengre nord i Sverige. Vi har derfor god grunn til å mene at Kautokeino-dataene også er representative for Midt-Norge for perioden før Tsjernobyl-ulykken.



Figur 8. Cesium-137 i rein fra forskjellige beiteområder (nivåer uten påvirkning av tiltak; se Figur 1 for spesifisering av Snåsa- og Røros-regionene).

Analyser av tidsutviklingen etter Tsjernobyl-ulykken viser at cesium-nivåene i reinkjøtt har gått ned med en halveringstid på 7–8 år for alle tre regioner. For Snåsa-regionen ble det funnet at kurvetilpasningen til dataene ble bedre dersom det ble brukt to komponenter i stedet for én¹, dvs. at nedgangen var raskere de første årene enn i senere år.

2.5 Kostholdsendringer og tiltak mot radioaktivt cesium i matkjeden

Allerede få dager etter Tsjernobyl-ulykken innså norske myndigheter at reindriften i de mest forurensete områdene kunne bli betydelig påvirket av nedfallet, både fordi cesiumnivåer kunne bli spesielt høye i reinkjøtt, og fordi situasjonen kunne vare over mange år. Undersøkelser gjennom sommeren 1986 resulterte bl.a. i medieoppslag om at «reindriften kan bli påvirket i en mannsalder», og høsten 1986 ble

¹ Halveringstiden for Røros-området har vært $7,41 \pm 0,46$ år, og $7,30 \pm 0,54$ år for Snåsa-regionen. For Snåsa-regionen gir en to-komponent kurve med halveringstider på $1,52 \pm 0,51$ år og $9,40 \pm 1,04$ år bedre tilpassing.

det innført omsetningsforbud for reinkjøtt produsert sør for Saltfjellet. De høye og økende nivåene i reinkjøtt utover høsten – sammen med perspektivene på varigheten av problemet – gjorde at myndighetene i november 1986 satte opp tiltaksgrensen for radioaktivt cesium i omsatt reinkjøtt fra 600 til 6000 Bq/kg. Denne økningen ble vurdert som akseptabel fordi det gjennomsnittlige inntaket av reinkjøtt i den generelle befolkningen var lavt (ca. 600 g/år). Reindriftsutøverne i de rammete områdene hadde et betydelig høyere inntak enn dette og fikk tilbud om lite forurenset reinkjøtt fra Finnmark. Det ble også gitt kostholdsråd (Helsedirektoratet, 1987) samt anbefaling om å velge ut kjøtt til eget konsum som hadde verdier under 600 Bq/kg.

Konsekvensene for reindriften utløste en stor innsats fra reindriftsutøvere, forskere og myndigheter for å utvikle tiltak mot radioaktivt cesium, slik at det skulle være mulig å produsere kjøtt til omsetning og fortsette det vanlige livet som reindriftsutøvere. Tiltakene i reindriften har derfor vært gjennomført både for å redusere forurensningen i omsatt reinkjøtt og for å redusere inntaket av forurensning blant reindriftsutøverne:

- Endret slaktetidspunkt fra vinter til tidlig høst og føring av rein med rent fôr i gjerdeanlegg (nedføring) er eksempel på tiltak som var vanlige i mange år for å begrense cesiumnivåene i omsatt reinkjøtt.
- Tilbudet om lite forurenset reinkjøtt fra Finnmark er et eksempel på tiltak for å redusere stråledosen til reindriftsutøverne som privatpersoner, men ekstra hensyn ved tilberedning av kjøttet, slakting om høsten og ekstra nedføring av rein til eget hushold («matrein») var mer populære og vanlige tiltak. I mange år fikk reindriftsutøverne utbetalt «kompensasjon for alternativt kosthold» slik at økonomihensyn ikke skulle gjøre at reindriftsutøverne spiste reinkjøtt med for høye cesiumnivå.

Tabell 1 gir en oppsummering av ulike tiltak, og hvor lenge de ble brukt. Endret slaktetidspunkt fra vinter til høst (kalt «fremskyndet» eller «tidlig» slakting avhengig av hvor og når på høsten) har over tid vært det vanligste tiltaket, men nedføring var også nødvendig i mange år. En undersøkelse blant reindriftsutøverne i 1996 viste at de mest aksepterte tiltakene rettet mot matrein var nedføring, slakting etter beite i områder med mindre forurensning, og å velge dyr med lave verdier etter målinger av levende dyr (Mehli m.fl., 1998). Driftsåret 2004-2005 var det første året det ikke måtte gjennomføres nedføring i den samiske reindriften. Tiltaksgrensen for radioaktivt cesium ble satt ned fra 6000 til 3000 Bq/kg i 1994, og har siden vært uendret.

Tabell 1. Skjematisk oversikt over ulike tiltak etter Tsjernobyl-ulykken (når de ble innført og hvor lenge de var i bruk). Tallene refererer til reindriftsårene 1986/87 osv. Mørk farge illustrerer utstrakt bruk, og lys farge at det var mindre brukt.

	86/87	89/90	94/95	99/00	04/05	09/10	14/15	19/20
Kassering ^a	■	■	■	■	■	■	■	■
Kjøtt fra Finnmark	■	■	■	■	■	■	■	■
Kontroll av dyr ^b	■	■	■	■	■	■	■	■
Nedføring ^c	■	■	■	■	■	■	■	■
Cesiumbinder ^d	■	■	■	■	■	■	■	■
Tidlig slakting ^e	■	■	■	■	■	■	■	■
Kostholdskompensasjon ^f	■	■	■	■	■	■	■	■
Personlige tiltak ^g	■	■	■	■	■	■	■	■

- Omsetningsforbud vinteren 1986/87, kassering deretter.
- Kontrollmålinger av levende dyr før slakting.
- Nedføring i gjerdeanlegg mest brukt i samisk reindrift (bl.a. med lav samlet i lite forurensete områder). I tamreinlagene var "nedføring på fritt felt" / utsatt slakting og bruk av mindre forurensete områder brukt noe lengre (lys blå).
- Lite bruk av vomtabletter og saltstein i samisk reindrift.
- Både «fremskyndet» eller «tidlig slakting».
- Erstattet med tilbud om kontroll av matrein fra 2008.
- Alternativ tilberedning av reinkjøtt, spise mindre reinkjøtt og naturprodukt/kostholdsendringer, sortere kjøtt etter cesiumnivå, velge matrein basert på målinger av levende dyr.

Som det vil framgå av kapittel 5, ville stråledosene til sørsamene vært atskillig høyere hvis ikke tiltak hadde blitt igangsatt etter Tsjernobyl-nedfallet.

I og med at inntaket av radioaktivt cesium er lik reinkjøttkonsumet ganget med konsentrasjonen av cesium i kjøttet, er informasjon om kostholdet viktig for vurdering av stråledoser og effekter av tiltak. Historisk har det vært få kostholdsundersøkelser blant reindriftsutøverne, og for årene før Tsjernobyl-ulykken har vi i Norge bare undersøkelser i Finnmark (Solvang og Øgrim, 1967). DSA (tidligere Statens institutt for strålehygiene og Statens strålevern) har derfor gjennomført egne intervju og spørreundersøkelser. DSAs undersøkelser viste at mange av reindriftsutøverne i Midt-Norge hadde et betydelig redusert konsum av reinkjøtt i årene etter Tsjernobyl-ulykken: Før ulykken ble konsumet estimert til å være rundt 180 g/dag (Bøe m.fl., 1988), mens det i perioden 1987–2002 varierte rundt 110–160 g/dag (StrålevernRapport 2004:14). Denne rapporten vil presentere resultater av noen nyere kostholdsundersøkelser.

De siste 20 årene har også andre gjennomført kostholdsundersøkelser som gir interessant tilleggsinformasjon (f.eks. Brustad m.fl. (2008) og Nilsson m.fl. (2011)), men disse har et bredere blikk på kosthold og helse, og har ikke publisert tall på konsum av reinkjøtt som kan sammenlignes direkte med resultatene fra DSAs kostholdsundersøkelser.

3 Informasjon om undersøkelsene

Som nevnt under kapittel 1, har målinger av radioaktivt cesium i reindriftsutøvere i Norge blitt utført siden 1965. Fram til 1987 ble det utelukkende gjort målinger i Kautokeino. Nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken var lavt i Finnmark, sammenliknet med reinbeiteområdene i Midt-Norge som omtales i denne rapporten (figur 1), og dette er reflektert i nivåene av cesium-137 i rein (figur 8). For mer detaljer om overvåkningsprogrammet i Kautokeino henvises det til StrålevernRapport 2012:11.

3.1 Måleutstyr og kalibreringer

I løpet av 2004–2005 anskaffet Strålevernet et mobilt målelaboratorium bl.a. med utstyr for måling av personer (Figur 9). Dette utstyret har blitt brukt ved alle undersøkelsene i perioden 2005–2019. Måleutstyret er primært en «*high purity*» germanium-detektor (HPGe). Den høye energiopløsningen i denne detektoren foretrekkes fordi den skiller bedre på ulike radioaktive stoffer og på bakgrunnsstråling. Dessverre er teknologien litt sårbar i felt, og en natriumjodid-detektor (NaI) brukes når HPGe-detektoren ikke fungerer. Kalibrering av detektorene ble først dokumentert i Teknisk dokument nr. 5. Gjennom årene er målemetoden gradvis forbedret. Særlig har det vært fokus på et bredere spekter av kroppsstørrelser, slik at f.eks. også barn kan undersøkes mer nøyaktig (Teknisk dokument nr. 21). Etter hvert som nivåene i personer blir lavere, blir det også viktigere å korrigere for hvor mye en person skjermer strålingen fra bakken. Korreksjon for dette er derfor også forbedret i Teknisk dokument nr. 21. Dette kontinuerlige forbedringsarbeidet har noen følger for resultatene som presenteres her:

- Målingene gjennom hele perioden 2005–2019 har blitt analysert på nytt med de siste kalibreringsresultatene (nye «effektiviteter» fra Teknisk dokument nr. 21), slik at resultatene for forskjellige kroppsstørrelser skal bli mest mulig riktig.
- Målingene i perioden 2005–2011 er korrigert for skjerming som beskrevet i Teknisk dokument nr. 5, mens ny skjermingskorreksjon fra Teknisk dokument nr. 21 er brukt for perioden 2013–2019.

StrålevernRapport 2004:12 oppsummerer målemetodene i perioden 1987–2004. Rapporten gir også referanser til eldre rapporter.



Figur 9. DSAs mobile laboratorium på Røros i 2019 (foto: Jon Drefvelin, DSA), og bilde fra måling og samtale mellom reindriftsutøver og DSA-ansatt (bilde fra 2011. Foto: Geir Tønset, Adresseavisen).

3.2 Deltakere og tidspunkter

Målingene er et tilbud til alle med samisk kosthold, og det ble sendt ut invitasjon til alle innehavere av siidaandeler², deres samboere/ektefeller og andre registrerte siida-medlemmer, basert på oversikter fra Statsforvalteren (tidligere Reindriftsforvaltningen og Fylkesmannen). Det ble også oppfordret til å ta med barn, dersom dette var ønskelig, samt å invitere med ev. andre personer med samisk kosthold som ikke er registrert med tilknytning til siidaandel. Andre deltakere fra tidligere undersøkelser fikk også invitasjon. Fra og med 2015 måtte alle deltakere, etter krav fra Datatilsynet, signere samtykkeskjema med informasjon om målingene (Vedlegg 1a og 1b). I perioden 2005–2019 er det gjennomført undersøkelser 4 steder: Snåsa (alle år utenom 2017), Røros (2006, 2007, 2011, 2013, 2015, 2019), Mosjøen (2007) og Heia (ca. 15 km nord for Snåsa, 2017) (Tabell 2). Mosjøen ble inkludert som målested i 2007 for å få bedre representasjon fra reinbeitedistrikter i Nordland. Da hadde det vært relativt lite deltakelse fra flere av disse distriktene i noen år, bl.a. pga. lang reisevei til Snåsa. Undersøkelsene i 2007 bekreftet at nivåene i reineiere i disse områdene var like lave som forventet, og det har derfor ikke blitt gjennomført flere målinger i Mosjøen.

Fra midt på 1990-tallet ble undersøkelsene gjennomført hvert tredje år. Tilbakemelding fra reineiere indikerte at intervallet burde være kortere, og i perioden 2005–2009 ble det gjort årlige målinger i Snåsa. Men, da det så ut som årlige målinger resulterte i færre deltakere, har undersøkelsen deretter vært gjennomført hvert andre år. I 2013 ble det foretatt en spørreundersøkelse om undersøkelsene, som i alt 30 deltakere svarte på. Hovedfunn var at:

- Alle deltakere syntes at vi skulle fortsette i årene som kommer.
- 17 deltakere ønsket målinger hvert annet år, mens 13 ønsket målinger hvert år.
- De fleste av deltakerne ønsket målinger i første halvdel av mars (før påske) eller første halvdel av april.

Det ble konkludert med at det dermed var tilstrekkelig å gjøre målinger hvert annet år. Det ble imidlertid ikke gjort målinger i Røros i 2017, og det er mulig at det bare vil gjøres sjeldnere målinger der i tiden som kommer – sannsynligvis hvert fjerde år. Nivåene i Røros-området er betydelig lavere enn lenger nord i

² familiegruppe eller enkeltperson som er del av en siida, og som driver reindrift under ledelse av en person eller av ektefeller eller samboere i fellesskap. En siida er en gruppe av reineiere som utøver reindrift i fellesskap på bestemte arealer.

Trøndelag, og kan fungere som et «referanseområde» der det ikke har vært gjennomført tiltak mot forurensningen på mange år.

Tabell 2. Målesteder og tidspunkter for målinger

År	Snåsa	Røros	Mosjøen
2005	2.– 4. mars	-	-
2006	6.– 7. april	3.– 4. april	-
2007	22.– 23. mars	28.– 29. mars	19.– 20. mars
2008	6.– 7. mai	-	-
2008	16.– 17. oktober	-	-
2009	3.– 4. februar	-	-
2011	17.– 18. mars	21.– 22. mars	-
2013	8.– 9. april	11.– 12. april	-
2015	17.– 18. mars	12.– 13. mars	-
2017	14.– 16. mars*	-	-
2019	25.– 26. mars	28.– 29. mars	-

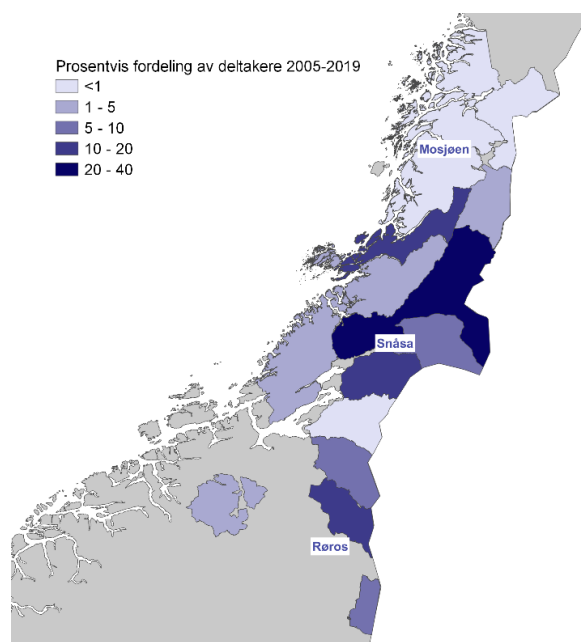
*Målingene ble gjort på Heia ca. 15 km nord for Snåsa

I analysene av måleresultatene blir alle deltakerne i undersøkelsene gruppert basert på inntak av reinkjøtt – dvs. måltid med reinkjøtt som hovedingrediens (siste år):

- Gr 1:** Rein viktigste kjøttkilde (Flere ganger i uka) (reindriftsutøver)
- Gr 2:** Spiser vesentlige mengder reinkjøtt (1–4 ganger i måneden) (annen tilknytning til reindrift)
- Gr 3:** Spiser lite eller ikke noe reinkjøtt (< 1 gang i måneden) (kontrollgruppe)

Personer som hører til Gr 1 og Gr 2 har, etter vår definisjon, samisk kosthold, og er tatt med i beregninger av gjennomsnittsverdier osv. Kun personer over 16 år er tatt med i beregninger av snittverdier, for at resultatene skal være mest mulig sammenliknbare med tidligere målinger. Resultater for barn rapporteres separat.

Gjennom alle år med undersøkelser har det vært størst representasjon fra tidligere Nord-Trøndelag, og særlig fra områdene rundt Snåsa – hvor de fleste målingene har blitt utført. Figur 10 gir en oversikt over deltakere i 2005–2019.



Figur 10. Antall deltakere / relevante målinger 2005–2019 (695 deltakere i alt)

Mer informasjon om antall deltakere er gitt i Vedlegg 1c. Her har vi også lagt ved tilsvarende oversikt for perioden 1987–2004.

3.3 Kostholdsundersøkelser 2005 og 2017

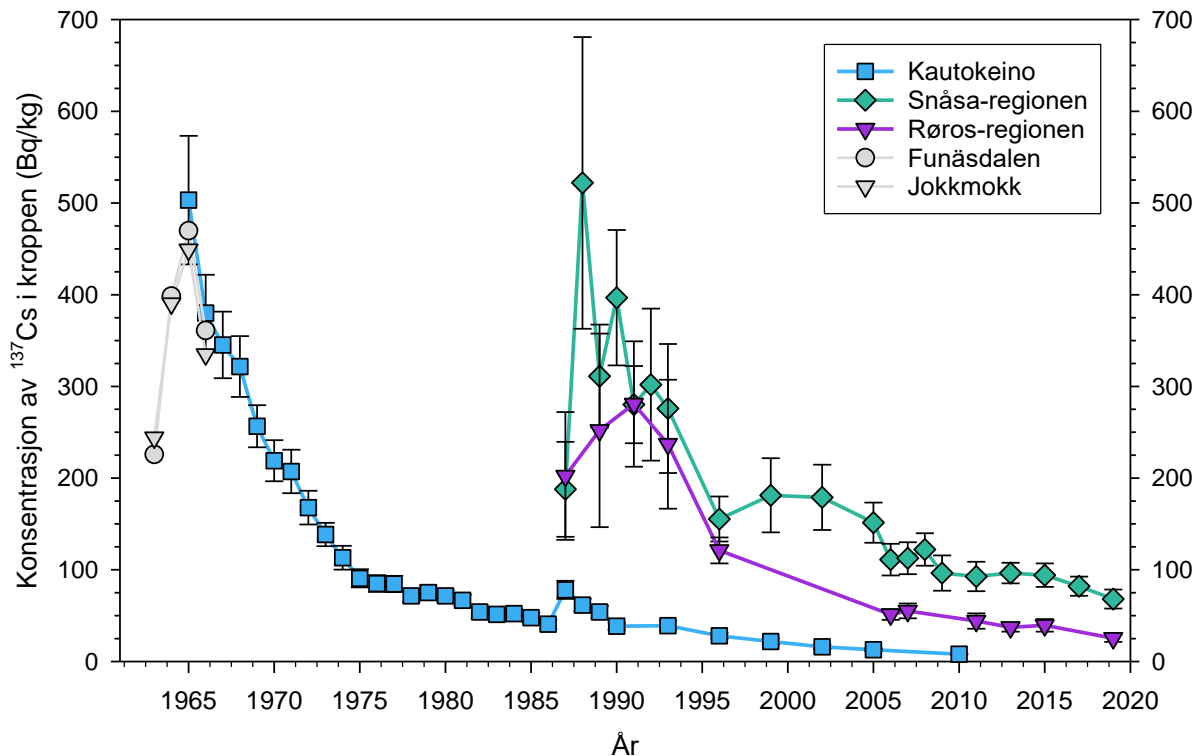
I forbindelse med undersøkelsene i 2005 og 2017 ble det utført enkle kostholdsundersøkelser med spørsmål om inntak av reinkjøtt på husholdsnivå, kjennskap til cesium-nivå i reinkjøttet de spiser, hvilke tiltak de eventuelt gjør og om endringer i kosthold. Undersøkelsen ble utført som samtale mellom reindriftsutøver og DSAs personell mens målingen av radioaktivt cesium pågikk.

Individuelt inntak av reinkjøtt ble beregnet på grunnlag av den mengden husholdningen som helhet hadde skaffet seg fra egenproduksjon, familie og venner - eller gjennom innkjøp det siste året. Mengden ble delt på antallet personer i husholdet og korrigert for spiselige mengder (dvs. 66 % av slaktevekt). I samtalen ble det spurt om antallet voksne (>16 år), ungdom (12–16 år), barn (5–12 år) og småbarn (1–5 år) i husstanden, men det ble ikke skilt mellom kvinner og menn i beregningene. Forholdet i inntak mellom voksen og ulike aldersgrupper ble satt til å være 0,75 for ungdom, 0,5 for barn og 0,25 for småbarn.

Dette er en ganske grov måte å beregne individuelle inntak på, men metoden kan gi gode resultater for matvarer som skaffes i større mengder av gangen til husholdningen. Siden det bare ble spurt om reinkjøtt til eget forbruk, regner vi med at personene i undersøkelsen har kunnet gi ganske nøyaktige tall på hva som er blitt skaffet til husholdningen gjennom året.

4 Radioaktivt cesium i reindrifstøvere

Utviklingen i konsentrasjon av cesium-137 i utvalgte grupper reindrifstøvere er vist i Figur 11. Data for alle deltakere fra Midt-Norge er oppsummert i Vedlegg 2a.



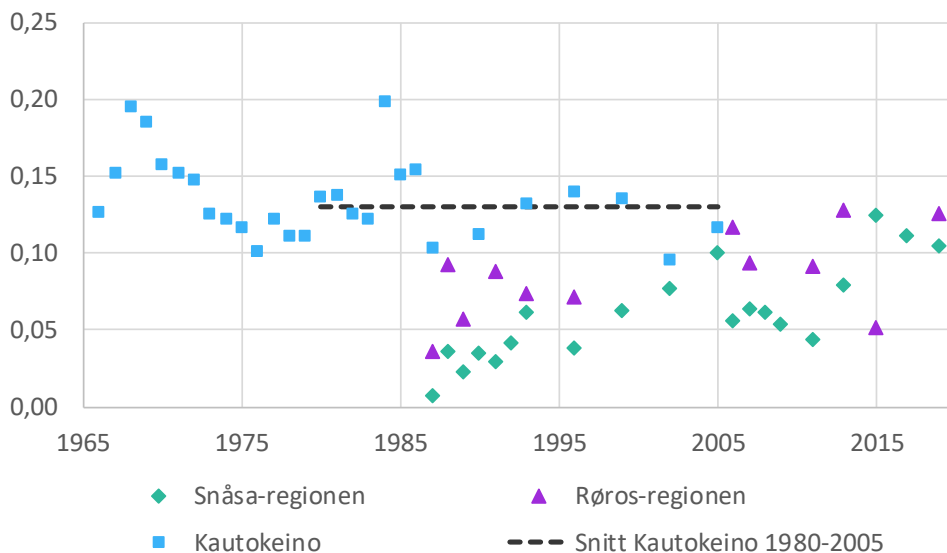
Figur 11. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av cesium-137 i utvalgte grupper av reindrifstøvere. Feilmarginer representerer standard feil. Grunnlagsdata for Røros-region og Snåsa-region er presentert i henholdsvis vedlegg 2b og 2c.

På grunn av de mange tiltakene mot radioaktivt cesium i Midt-Norge de første årene etter Tsjernobyl-ulykken, var ikke gjennomsnittsverdiene i sørsamiske reindrifstøvere høyere enn i Kautokeino på 1960-tallet (figur 11). Det til tross for at nedfallet etter Tsjernobyl-ulykken – og nivåene i reinkjøtt (figur 8) – var betydelig høyere. De høyeste nivåene av cesium-137 i reindrifstøvere ble målt i 1988, og enkelte personer i Snåsa-regionen hadde over 3000 Bq/kg i kroppen. I de følgende avsnittene vil vi diskutere ulike faktorer som påvirker cesium-nivåene i personer. Vi ser nærmere på betydningen av tiltakene mot forurensningen (inkludert kostholdsendringer), kjønn og måletidspunkt. Vi har også inkludert et eget avsnitt om måleresultater for barn, siden disse ikke er tatt med i figur 11. I kapittel 5 vil nytten av alle tiltakene i å redusere stråledosene til reindrifstøvere bli omtalt.

4.1 Effekt av tiltakene mot forurensningen

Som nevnt i kapittel 2.4 ble det i de første årene etter Tsjernobyl-ulykken vist at inntak av reinkjøtt var kilden til ca. 90 % av cesium som ble målt i reindrifstøvere. Når reinkjøtt er en så dominerende kilde, kan vi bruke forholdet mellom konsentrasjoner i reindrifstøvere (figur 11) og reinkjøtt (figur 8) som en omtrentlig indikator for å illustrere effekten av alle tiltakene som ble gjennomført for å begrense inntaket av radioaktivt cesium blant reindrifstøvere. Dette er gjort i figur 12, som også inkluderer tilsvarende estimat fra Kautokeino der det aldri ble gjort tiltak mot forurensningen. Høye tallverdier reflekter høyt konsum og at det ikke er gjort noe for å redusere inntaket av radioaktivt cesium. Dette er en nokså grov

beregningsmetode, og vi ser at det er til dels store variasjoner fra år til år, men dette forholdstallet er likevel nyttig for å illustrere endringer over tid. De betydelige variasjonene fra år til år kan for eksempel skyldes at det er flest målinger av kjøtt fra ett reinbeitedistrikt og størst representasjon av personer fra et annet.



Figur 12. Forholdet mellom konsentrasjoner av cesium-137 (Bq/kg) i reindriftsutøvere og reinkjøtt fra forskjellige regioner. For Kautokeino er gjennomsnitt for perioden 1980–2005 angitt i figuren fordi denne verdien brukes til å beregne «unngåtte stråledoser» i Midt-Norge som følge av tiltak (se kapittel 5)³

Figur 12 viser at forholdstallene i Snåsa- og Røros-regionene var mye lavere enn i Kautokeino de første årene etter Tsjernobyl-ulykken, og at de var lavest rundt Snåsa der nedfallet var størst – det viser at det var her det ble gjort mest for å redusere inntaket av cesium. Etter hvert som cesium-nivåene i reinkjøtt har gått ned, og behovet for tiltak har blitt redusert, har forholdstallet steget, og har de siste årene nærmet seg snittet i Kautokeino.

Særlig i Snåsa-regionen var kombinasjoner av flere tiltak nødvendige for å redusere inntaket av radioaktivt cesium til anbefalte nivåer de første årene etter ulykken (jf. «Personlige tiltak» i tabell 1). Spørsmål rundt kostholdsendringer og bruk av tiltak har vært del av undersøkelsene i Midt-Norge flere ganger, og detaljerte resultater av de tidlige undersøkelsene er presentert i egne rapporter. Her omtales noen hovedtrekk. De tiltakene som reindriftsutøverne har gjort for å begrense inntaket av radioaktivt cesium kan deles i tre kategorier:

1. **Begrense inntak av de forurensete matvarene:** Mange reindriftshusholdninger reduserte forbruket av både reinkjøtt, ferskvannsfisk (som også inneholdt mye cesium de første årene), bær og sopp betydelig i de første årene etter Tsjernobyl-ulykken. I 1991 svarte om lag 50 % av husholdene at forbruket av reinkjøtt og fisk fortsatt var redusert sammenlignet med før ulykka (Bøe m.fl., 1991; StrålevernRapport 1994:10), og i 1996 var det fremdeles en tredjedel av husstandene som hadde lavere forbruk av reinsdyrkjøtt og ferskvannsfisk sammenlignet med et vanlig år før Tsjernobyl-ulykka. I 1996 oppga rundt halvparten av husholdningene at de hadde økt sitt forbruk av både reinsdyrkjøtt og ferskvannsfisk sammenlignet med de første årene etter ulykka, fordi innholdet av cesium hadde blitt lavere, eller at de tok mindre hensyn til forurensningen i valg av mat. Noen husstander hadde også redusert forbruket av vilt, men like

³ Forholdstallet i Røros-regionen i 2015 skiller seg ut som spesielt lavt. Dette skyldes at det bare ble målt rein som hadde beitet i et avgrenset og relativt høyt forurenset område i ett distrikt det året, mens det var målinger av utøvere fra flere distrikter.

mange hadde et høyere forbruk av elg som erstatning for reinsdyrkjøttet. Undersøkelsene i 1999 og 2002 viste at forbruket av reinkjøtt da var omtrent som i 1996, og stadig 15-20 % under estimert inntak før ulykka. Undersøkelsene fra 2005 og 2017 (beskrevet i kapittel 3.3) indikerer tilsvarende forbruk av rein (130 g/dag).

2. Velge mat med lavere cesium-nivå: De første årene etter Tsjernobyl-ulykken ble reindriftsutøverne i Midt-Norge tilbudt mindre forurenset reinkjøtt fra Finnmark som erstatning for det egenproduserte kjøttet de ikke kunne spise (se egen kategori i tabell 1). Dette var imidlertid ingen populær løsning, og mange valgte derfor andre løsninger. De mest brukte mulighetene har vært å føre ned «matrein» til eget forbruk (til nivå under det som kreves for salg), og etter hvert å velge ut matrein etter måling. I en reinflokk vil det være ganske store forskjeller i cesiumkonsentrasjoner mellom dyrene, og ved bruk av måleutstyr kan en velge ut de minst forurensete dyrene til matrein. De første årene var det også noen husholdninger som sorterte kjøtt med forskjellige cesium-nivå, slik at barn ble servert kjøtt med lavere nivå enn eldre familiemedlemmer.
3. Tilberede maten på måter som fjerner radioaktivt cesium før konsum: Vanlige tilberedningsmåter som koking, steking og salting trekker ut varierende mengder cesium fra kjøttet. Dersom bare kjøttet spises til slutt, og ikke f.eks. kraft, vil derfor cesiuminntaket bli redusert. Dette tiltaket var også mest brukt de første årene da andre tiltak alene ikke reduserte cesium-nivåene tilstrekkelig. Vi kjenner til husholdninger der kjøtt kunne bli kokt – og kraft slått ut – 3-4 ganger før servering.

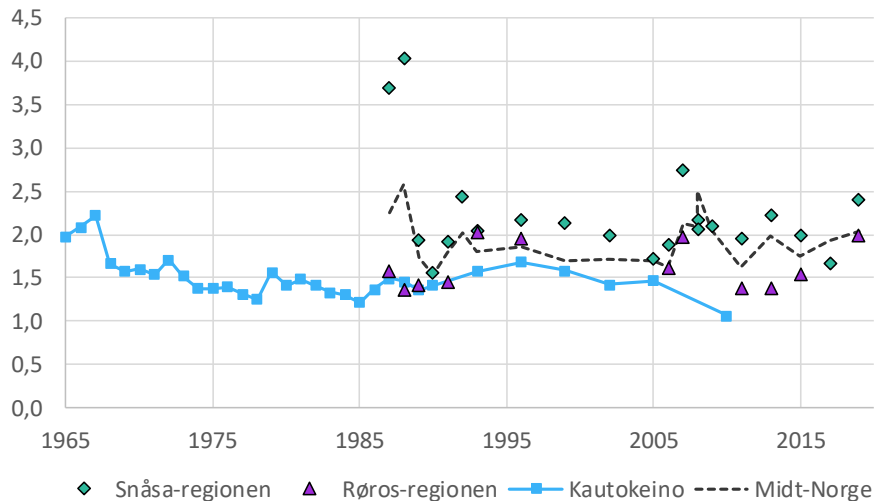
De lave forholdstallene i Midt-Norge i figur 12 de første årene etter Tsjernobyl-ulykken var et resultat av utstrakt bruk av flere av de nevnte tiltakene. I perioden 1996 – 2005 er det lite endring i cesium-nivå i personene i Snåsa-regionen (figur 11), mens forholdstallet i figur 12 stiger. Dette reflekterer trolig en kombinasjon av flere faktorer: Fra midten av 1990-tallet var cesium-nivåene i reinsdyra nede på nivå som gjorde det lettere for utøverne å slakte rein med lave cesium-nivå, og nivåene i det konsumerte reinkjøttet holdt seg ganske stabilt i løpet av perioden samtidig som det skulle mindre og mindre tiltak til for å komme ned på disse nivåene.

De relativt lave forholdstallene i perioden 2005 – 2009 kan skyldes at vi i denne perioden gjorde årlige målinger i Snåsa-regionen, da flere av deltakerne har gitt uttrykk for at undersøkelsene hever deres oppmerksomhet på forurensningen. Etter 2011 er forholdstallene i både Snåsa- og Røros-regionen tilsvarende det de var i de siste årene i Kautokeino, noe som reflekterer at cesium-nivå og stråledoser omsider har blitt så lave at det ikke lenger er nødvendig med tiltak.

Som nevnt ovenfor har kostholdsundersøkelsene ikke vist noen tydelig endring i konsumet av reinkjøtt i årene etter 1996, da konsumet fremdeles ble vurdert til å ligge 15-20 % under nivået før Tsjernobyl-ulykken. Vi har imidlertid ingen andre indikasjoner på at konsumet av reinkjøtt fremdeles er redusert som følge av Tsjernobyl-ulykken, og forholdstallene i figur 12 tyder heller ikke på utstrakt bruk av tiltak de siste årene. Vi har ikke grunnlag for å si om disse litt motstridene resultatene skyldes at det beregnede konsumet før 1986 kan være noe overestimert, eller om de kan skyldes mer generelle kostholdsendringer gjennom de siste tiårene.

4.2 Kjønnsforskjeller

Menn har generelt høyere konsentrasjon av radioaktivt cesium i kroppen enn kvinner. Dette skyldes blant annet forskjeller i stoffskifte, større inntak av cesium-137 blant menn (spiser generelt sett mer mat) og ulik mengde muskelmasse. I undersøkelsene av reindriftsutøvere i Norge er kjønnsforskjellene i cesium-nivå stort sett størst i Snåsa-regionen (forhold: 2,2) og minst i Kautokeino (1,5) (figur 13). Røros-regionen ligger imellom (1,6). Snittet for hele Midt-Norge er 1,9.

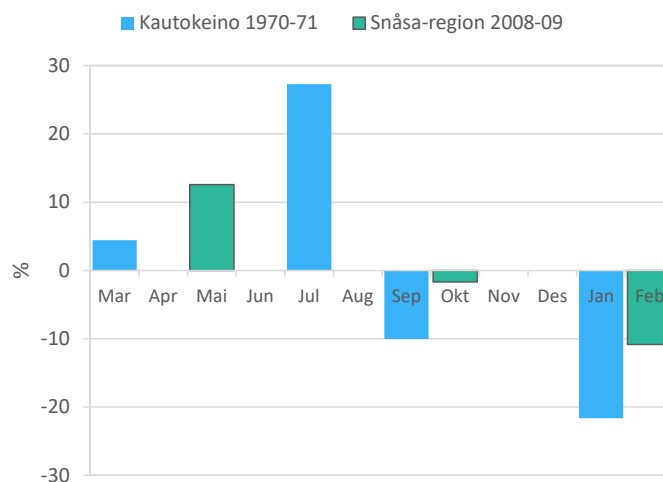


Figur 13. Forholdet mellom konsentrasjoner av cesium-137 (Bq/kg) i menn og kvinner blant reindriftsutøvere i forskjellige regioner.

4.3 Betydningen av måletidspunkt

Reindriftsutøvere har tradisjonelt hatt store sesongvariasjoner i kostholdet knyttet til mattilgang til ulike årstider. Slike variasjoner vil – i tillegg til sesongvariasjonene i cesium-137 i reinkjøtt gjennom året (kapittel 2.4) – påvirke innholdet av radioaktivt cesium i utøverne.

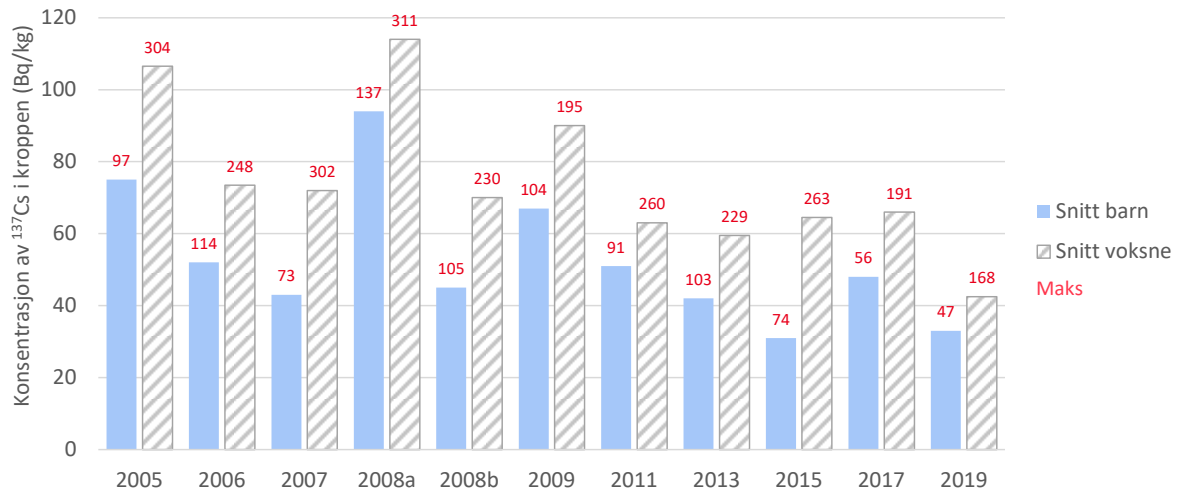
Mars–april ble i utgangspunktet valgt som måletidspunkt fordi man antok at innholdet av radioaktivt cesium i reindriftsutøverne var størst da (Westerlund m.fl., 1967). Kvartalsvise målinger i Kautokeino i løpet av 1970–71 viste derimot at konsentrasjonen av cesium-137 var størst i juli, mens målingene i mars–april så ut til å være rimelig representative for årsmiddelverdien (figur 14). Siden det ikke hadde blitt gjort tilsvarende undersøkelser på nesten 40 år, og bare i Kautokeino, ble det i 2008–2009 undersøkt mulige sesongvariasjoner i cesium-137 i reindriftsutøvere fra Snåsa-regionen. Av praktiske årsaker ble ikke de samme måletidspunktene som i 1970–71 brukt. Det begrensede tallmaterialet indikerer en liknende trend som i 1970–71, men med noe mindre forskjeller gjennom året (figur 14). Reduserte forskjeller kan skyldes mindre sesongvariasjon i kostholdet, som f.eks. høyere forbruk av kjøtt (pga. bedre tilgang på frysere) og lavere forbruk av fisk om sommeren.



Figur 14. Cesium-137 målt i 8 reindriftsutøvere fra Snåsa-regionen og en referansegruppe på 11 reindriftsutøvere fra Kautokeino (data fra Berteig m.fl., 1971). Prosent avvik fra gjennomsnittet av alle målinger innen hver gruppe.

4.4 Radioaktivt cesium i barn

I alt har 67 barn fra det sørsamiske området deltatt i undersøkelsene i perioden 2005–2019 (figur 15). Barna var i alderen 3-15 år, med snitt på om lag 10 år. Det er lik fordeling mellom kjønn (34 gutter og 33 jenter). 44 av barna kommer fra Snåsa-regionen (66 %), 8 fra Røros-regionen (12 %) og 15 barn kommer fra andre sørsamiske reinbeiteområder (22 %).



Figur 15. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av cesium-137 i barn av reindriftsutøvere (3–15 år) for hele Midt-Norge (Snitt barn). For sammenlikning er gjennomsnittsverdier for voksne også vist (Snitt voksne). Den høyeste målte enkeltverdien er oppgitt for både barn og voksne (Maks). For 2008 representerer «a» målinger gjort i mai og «b» målinger gjort i oktober.

Generelt er nivåene av radioaktivt cesium i barn lavere enn i voksne (figur 15), noe som også er forventet fordi barn har høyere stoffskifte. Størst er forskjellen for små barn, og det utjevnes gjennom puberteten. Dersom en ser hele perioden under ett, var gjennomsnittverdiene høyere i Snåsa-regionen (59 Bq/kg) enn i Røros-regionen (38 Bq/kg) og andre reinbeitedistrikter (32 Bq/kg). Den høyeste målte enkeltverdien var også i Snåsa-regionen (137 Bq/kg). Til sammenlikning var den høyeste enkeltverdien for voksne i samme periode 311 Bq/kg.

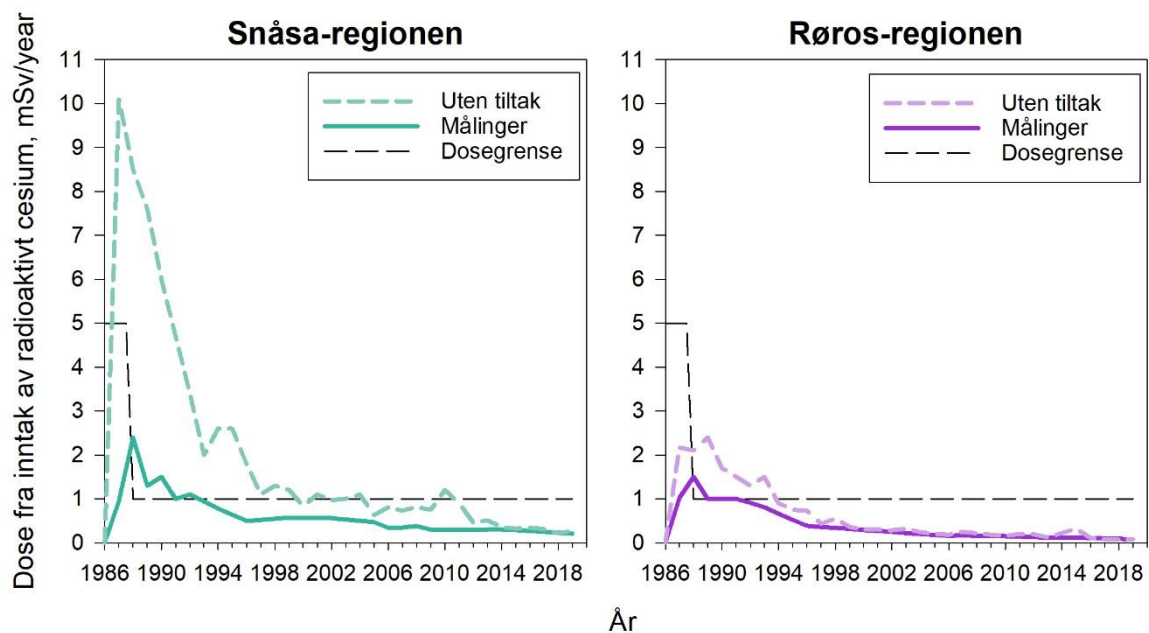
5 Stråledoser til reindrifstutøvere

5.1 Stråledoser fra inntak av radioaktivt cesium

For å kunne vurdere hva kroppsinholdet av radioaktivt cesium betyr i risiko for helsekonsekvenser, må radioaktivitetsnivået (Bq/kg) målt i kroppen regnes om til stråledose (i millisievert, mSv). For å fastslå stråledosen til enkeltpersoner må vi egentlig studere hver enkelt person bl.a. for å finne ut hvor raskt hen skiller ut cesium, men siden dette vanskelig lar seg gjennomføre i praksis, beregner vi i stedet stråledoser basert på gjennomsnittsverdiene vist i figur 11.

5.1.1 Betydningen av tiltak

Resultatet av beregningene er årlige stråledoser fra radioaktivt cesium (mSv/år) til reindrifstutøvere fra Snåsa- og Røros-regionene for perioden 1987–2019, og er vist som «Målinger» i figur 16. I den samme figuren vises også et estimat på hva stråledosene ville vært dersom tiltak ikke hadde blitt satt i gang etter Tsjernobyl-ulykken (kurven «Uten tiltak»). Dette estimatet er basert på antakelsen om at gjennomsnittskonsentrasjonen av radioaktivt cesium i reinkjøtt fra et område (figur 8) representerer det som ville blitt spist uten bruk av tiltak. For mer informasjon om doseberegninger og antakelser knyttet til figur 16 henviser vi til Vedlegg 3b.



Figur 16. Stråledoser fra radioaktivt cesium til reindrifstutøvere. Den stiplede grafen indikerer hva gjennomsnittsdosene ville vært uten tiltak, mens den heltrukne grafen viser gjennomsnittlige stråledoser beregnet fra konsentrasjoner av radioaktivt cesium i deltakerne ved våre undersøkelser i perioden 1987–2019. Differansen mellom de to grafene representerer «unngått dose» for en reindrifstutøver med gjennomsnittlig inntak av radioaktivt cesium gjennom næringsmidler. "Snåsa-regionen" og "Røros-regionen" er spesifisert i figur 1. Dosegrenser er omtalt i hovedteksten.

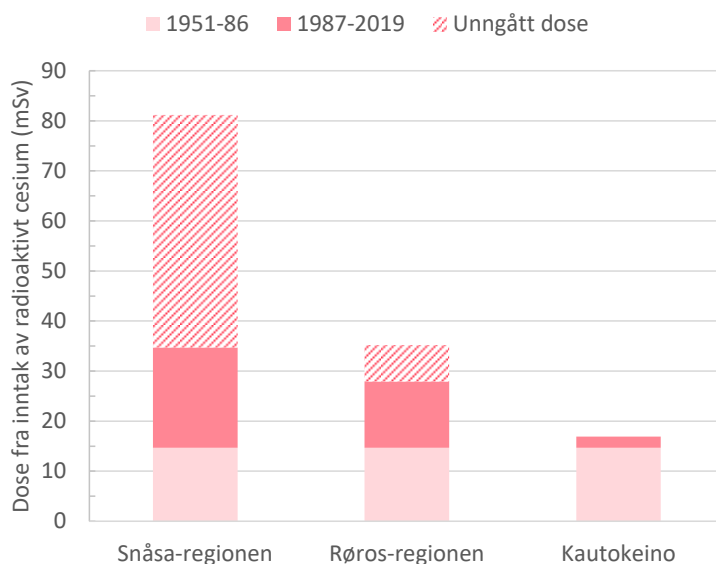
5.1.2 Sammenligning med anbefalte dosegrenser

Generelt gjelder det ingen absolutte grenseverdier i forbindelse med radioaktiv forurensning fra ulykker og andre, «ikke planlagte» hendelser. I forbindelse med nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken, anbefalte

myndighetene at stråledosen fra nedfallet ikke burde være høyere enn 5 mSv det første året etter ulykken og 1 mSv per år i etterfølgende år. Dette var i samsvar med retningslinjene fra Den internasjonale strålevernkommissjonen (ICRP, 1985). Figur 16 viser at gjennomsnittsdosene i Snåsa-regionen var over eller rundt 1 mSv i perioden 1988-92, men at de ville vært betydelig over anbefalingene i ca. 10 år etter ulykken om det ikke hadde blitt gjennomført tiltak. Også i Røros-regionen var stråledosene i 1988 over anbefalingene.

5.1.3 Sammenligning med stråledoser fra prøvesprengninger av kjernevåpen

Flere av deltakerne i våre undersøkelser var også eksponert for det radioaktive nedfallet på 1950- og 60-tallet, og det er derfor også relevant å inkludere stråledoser fra radioaktivt cesium fra perioden før Tsjernobyl-ulykken i en totalvurdering. I figur 17 har vi derfor summert opp årlige gjennomsnittsdoser for perioden 1950–2019. Basert på vurderingene i kapittel 2.4, har vi her antatt at dosebidraget fra cesium-137 for perioden 1950–1986 var lik det i Kautokeino⁴. Beregningen indikerer at sørsamiske reindriftsutøvere født før ca. 1950 har fått en omtrent like stor dose fra nedfallet fra prøvesprengningene som fra Tsjernobyl-nedfallet.



Figur 17. Dosebidraget fra radioaktivt cesium i ulike tidsperioder for en gjennomsnittlig reindriftsutøver. «Unngåtte doser» som følge av tiltak i regioner i Midt-Norge er også angitt. Summen av de årlige dosene for perioden 1986–2019 for Snåsa og Røros regionene er hentet fra figur 16, mens Kautokeino-data er fra StrålevernRapport 2012:11.

5.2 Andre bidrag

For å sette dosene fra radioaktivt cesium i perspektiv må vi også si litt om andre kilder til stråling i Norge: I tillegg til stråling fra radioaktiv forurensning blir alle mennesker daglig eksponert for ytre bestråling fra verdensrommet (kosmisk stråling), fra naturlige radioaktive stoffer fra jord og berggrunn, og for indre bestråling fra naturlige radioaktive stoffer i kroppen vår. Videre mottar vi stråledoser til lungevevene fra den radioaktive gassen radon, som kan oppkonsentreres i luften innendørs. Også nyttig bruk av stråling i helsevesenet bidrar til befolkningens totale stråledose.

⁴ Se StrålevernRapport 2012:11 for detaljer om beregningen av stråledose for perioden 1950–86.

For de aller fleste er det stråling av naturlig opprinnelse som bidrar mest til årlig stråledose. Gjennomsnittsdosen til befolkningen i Norge fra alle kilder er i dag rundt 5 mSv/år. For mer informasjon om de ulike strålekildene henvises det til StrålevernRapport 2015:12.

5.2.1 Doser fra naturlig forekommende radioaktive stoffer i næringsmidler

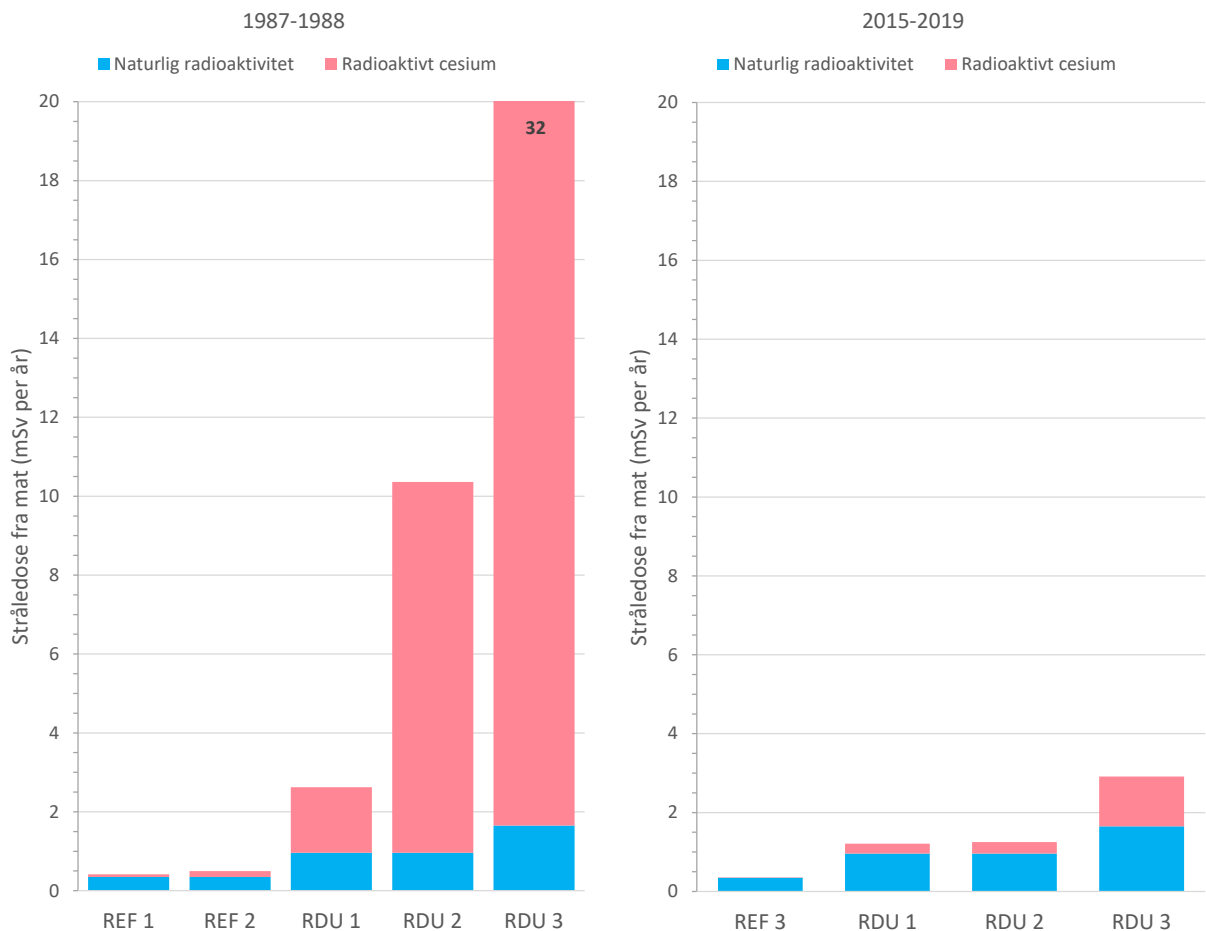
Hvis vi skal sammenlikne stråledoser fra radioaktivt cesium med bidraget fra naturlig forekommende radioaktive stoffer i næringsmidler, kan det være nyttig å bruke noen eksempler med «tenkte» reindriftsutøvere og sammenlikne disse med «referansepersoner», som representerer resten av befolkningen. Vi har valgt å se spesielt på situasjonen i Snåsa-regionen i de første årene etter Tsjernobyl-ulykken (1987–88) og i dag (2015–2019). Våre representanter for reindriftsutøvere er:

- En generell reindriftsutøver som har gjort tiltak – dvs. en «gjennomsnittsdeltaker» i våre undersøkelser (nedenfor referert til som RDU 1).
- En generell reindriftsutøver som ikke har gjort tiltak (RDU 2).
- En reindriftsutøver fra et område med høye nivåer av radioaktivt cesium i reinkjøtt, som spiser dobbelt så mye kjøtt som gjennomsnittet, og som ikke har gjort noen tiltak (RDU 3).

Som referanser har vi valgt å inkludere:

- Gjennomsnittsperson fra by (Oslo, 1987) (referert til som REF 1)
- Gjennomsnittsperson fra landsbygda (Sel, 1987) (REF 2)
- Gjennomsnittsperson i Norge i dag (REF 3)

Resultater fra disse sammenligningene er oppsummert i figur 18 (se vedlegg 3b for nærmere beskrivelse av antakelser og beregningsgrunnlag for radioaktivt cesium og vedlegg 3c for naturlig radioaktivitet).

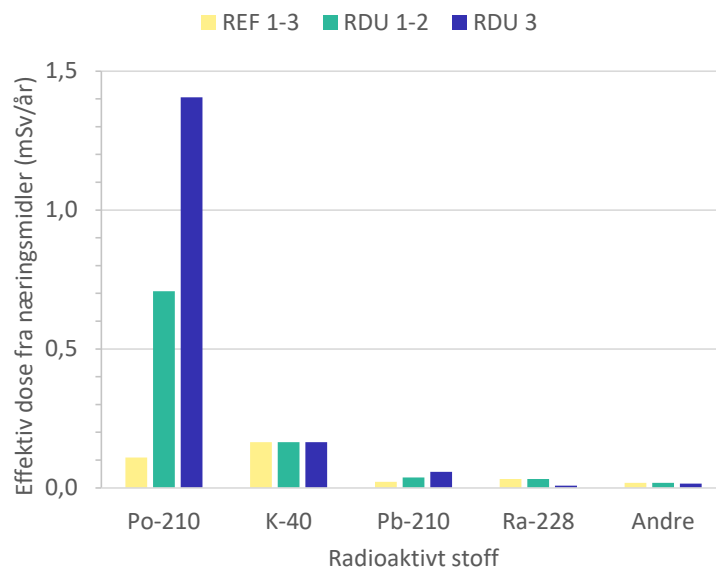


Figur 18. Stråledoser (mSv/år) fra mat til ulike befolkningsgrupper de første årene etter Tsjernobyl-ulykken og i dag. RDU 1–3 er tenkte reindriftsutøvere, mens REF 1–3 representerer generell befolkning i Norge (se hovedtekst for nærmere beskrivelser).

I de første årene etter Tsjernobyl-ulykken estimerer vi at radioaktivt cesium bidro med hovedandelen av stråledoser fra mat til alle de tre tenkte reindriftsutøverne (63–95%), mens naturlig radioaktivitet trolig har størst betydning i dag (iallfall for RDU 1 og RDU 2). For generell befolkning i Norge har det naturlige dosebidraget fra mat vært klart større enn bidraget fra radioaktivt cesium i hele perioden etter Tsjernobyl-ulykken.

Som vist i figur 19, bidrar polonium-210 (Po-210) og kalium-40 (K-40) mest til dosen fra naturlige kilder for både reindriftsutøvere (91–95%) og referansepersoner (79 %). Kalium-40 varierer lite mellom personer (og befolkningsgrupper), men dosene vil være noe høyere for ungdommer som trener mye enn for eldre, utrente personer. For polonium-210 er det derimot store forskjeller mellom våre referansepersoner (REF 1–3) og «tenkte» reindriftsutøvere (RDU 1–3). Reinsdyrkjøtt inneholder nemlig mer av dette stoffet enn mange andre matvarer⁵. Dette gjør at personer med høyt inntak av reinkjøtt får noe høyere stråledoser fra polonium-210 enn den generelle befolkningen. Også andre befolkningsgrupper mottar høyere doser fra naturlig forekommende radioaktive stoffer gjennom næringsmidler enn gjennomsnittet i Norge. Dette gjelder bl.a. personer som spiser mye sjømat, spesielt skalldyr (se StrålevernRapport 2015:11 for mer informasjon). Som vist i figur 19, utgjør dosebidraget fra polonium 74 % av totalen for RDU 1 og RDU 2, og 85 % for RDU 3, mens tilsvarende for referansegruppene (REF 1-3) er 32%.

⁵ Kilden er radongass som siver opp fra bakken og omdannes til bly-210 (Pb-210) som avsettes på reinlav. Lav spises av rein. Polonium-210 er datterprodukt av bly-210 (Skuterud, 2005).



Figur 19. Gjennomsnittlig naturlig dosebidrag (mSv/år) fra næringsmidler til voksne. Andre: karbon-14, radium-226, thorium-230, uran-234, thorium-232, uran-238, thorium-228, uran-235.

I beregningene av doser fra polonium-210 i figurene 18 og 19 er det ikke tatt hensyn til at stoffet har en halveringstid på bare 138 dager, og at det vanligvis tar noe tid fra maten produseres til den spises. Derfor vil stråledosene være noe overestimerte. Vi tar heller ikke hensyn til om nivået i maten er blitt redusert pga. tilberedningsmåten. Dette er fordi disse faktorene er vanskelig å estimere, og vi ønsker ikke å underestimere doser fra matvarer.

5.2.2 Generelle dosebidrag fra inhalering og ekstern bestråling i dag

Når det gjelder bidragene fra radon, kosmisk stråling og ekstern bestråling, er det ikke gjort detaljerte analyser som gir grunn til å angi andre gjennomsnittsdoser for reindriftsutøvere i Midt-Norge enn den generelle befolkningen i landet i dag (StrålevernRapport 2015:11). Men det kan være noen forskjeller:

- Det er nærliggende å anta at reindriftsutøvere er noe mindre utsatt for radon enn den generelle norske befolkningen (gjennomsnittsdose 2,5 mSv/år) på grunn av mer opphold utendørs.
- Stråledosen fra kosmisk stråling i Norge varierer med høyde over havet fra 0,3 til 0,45 mSv/år. Den er sannsynligvis i øvre halvdel av dette intervallet for reindriftsutøvere i og med at de oppholder seg relativt mye i høyereliggende områder.

5.2.3 Stråledoser de første ukene etter Tsjernobyl-ulykken

For å komplettere vurderingen av stråledoser til reindriftsutøvere etter Tsjernobyl-ulykken, har vi for denne rapporten også samlet informasjon om mulige stråledoser til reindriftsutøvere i de første ukene og månedene etter nedfallet (Vedlegg 3a). I denne tiden var det flere radioaktive stoffer til stede, og de ga tilleggsdoser både fra inhalasjon og ekstern bestråling – i tillegg til at noen kanskje fikk i seg en blanding av nedfallet dersom de brukte vann fra bekker til drikkevann og matlaging. Nedfallet og situasjonen våren 1986 har vært et tilbakevendende tema i samtaler med reindriftsutøvere i forbindelse med målingene. Selv om over 20 forskjellige radioaktive stoffer fra Tsjernobyl ble identifisert i Norge, viser vår gjennomgang at stråledosene var dominert av radioaktivt jod og cesium:

- Reindrifstøtøverne i områdene med mest nedfall kan ha fått en tilleggsdose fra inhalasjon av radioaktive stoffer på rundt 0,017 mSv. Jod-131 bidro med over 70% av denne dosen. Barn og unge som var mye ute kan ha fått noe høyere stråledoser.
- Den ekstra stråledosen fra radioaktive stoffene i omgivelsene (ekstern bestråling fra radioaktivitet i lufta og på bakken) var i Snåsa-regionen opp mot 0,3-0,5 mSv det første året avhengig av hvor mye de var utendørs.
- Som et øvre estimat for stråledose fra inntak av vann med mye nedfall er det beregnet en total stråledose på 1,3 mSv. De tre stoffene jod-131, cesium-134 og cesium-137 stod for ca. 97% av denne dosen.

Totalt gir dette en mulig dose fra Tsjernobyl-nedfallet på i overkant av 1,5 mSv det første året etter ulykken. Denne dosen kommer som et tillegg til dosene i 1986 i Figur 16.

6 Helsekonsekvenser

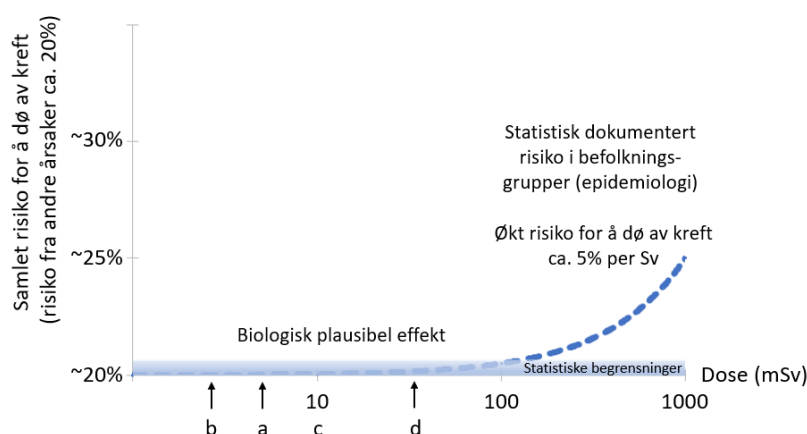
6.1 Risiko for helseeffekter

Helserisikoen med radioaktive stoffer skyldes strålingen de sender ut, og at disse strålene kan skade celler og vev. Skadene deles i to grupper: Akutte skader (også kalt vevseffekter eller deterministiske effekter) og senskader (også kalt tilfeldige eller stokastiske effekter).

Akutte skader skyldes store stråledoser mottatt i løpet av kort tid (minutter og timer) som dreper celler og påvirker funksjonen til organ og vev. Slike skader skjer bare når stråledosene er høyere enn det som er aktuelt i forbindelse med radioaktiv forurensning i mat.

Radioaktivitet i mat gir stråledoser over lang tid, og disse blir antatt å kunne bidra til senskader. Senskader er skader som skyldes at arvemateriale i cellene er blitt skadet, men ikke nok til at cellene dør. Skadene kan derfor bli synlige lenge etter at stråledosen ble mottatt. I all hovedsak er det snakk om en liten økning i sannsynlighet for kreft. Forurensningen med jod-131 i melk ga høye stråledoser til barn i områdene rundt Tsjernobyl-kraftverket, og førte etter noen år til økning i skjoldbruskkjertelkreft. Tsjernobyl-nedfallet over Norge resulterte ikke i slike stråledoser, og her forventes det ikke økning i spesielle kreftformer. Estimert risiko for arvelige effekter har blitt kraftig justert ned de siste tiårene, og er nå vurdert å være 3-4 % av risikoen for kreft (ICRP, 2007). Arvelige effekter er ikke påvist i mennesker.

Sammenhengen mellom stråledose og kreftrisiko er godt dokumentert for stråledoser fra rundt 100 mSv og oppover. Under denne dosen er risikoen såpass liten at økt kreftforekomst er vanskelig å dokumentere. Dette skyldes at kreft er vanlig sykdom, og at kreftforekomst varierer en god del i befolkningen. FNs vitenskapskomite for effekter av stråling (UNSCEAR) tallfester ikke risikoen for kreft under 100 mSv fordi den er så usikker, men ut fra hvordan stråling virker på molekyler og celler blir det antatt at også doser under 100 mSv har effekt. På bakgrunn av internasjonale anbefalinger bruker strålevernforvaltningen en lineær modell («LNT-modellen») for å estimere helserisiko også ved lavere stråledoser, uten noen nedre grense der stråledoser blir helt uten risiko (figur 20).



Figur 20. Illustrasjon av sammenhengen mellom stråledose og risiko for å dø av kreft. Stiplet linje illustrerer LNT-modellen (horizontalaksen er logaritmisk). Ved stråledoser over 100 mSv er sammenhengen påvist. Under ca. 100 mSv er det vanskelig å påvise effekt av stråling pga. variasjon i kreftforekomst i befolkningen av andre årsaker. (a) indikerer den gjennomsnittlige årlige dosen for generell befolkningen i Norge (5 mSv), (b) den høyeste gjennomsnittlige årsdosen fra radioaktivt cesium beregnet for reindriftutøverne i Snåsa-regionen etter Tsjernobyl-ulykken (2,4 mSv), (c) den høyeste beregnede gjennomsnittlige årsdosen i Snåsa-regionen om det ikke hadde blitt gjennomført tiltak etter Tsjernobyl-ulykken (10 mSv), og (d) den høyeste estimerte årsdosen i Snåsa-regionen til en tenkt reindriftsutøver som har spist mye av det mest forurensete kjøttet i alle år etter Tsjernobyl-ulykken (RDU3; 34 mSv). Figuren er en modifisert versjon av figur i UNEP (2016), og risiko for dødelig kreft er fra samme kilde.

Den Internasjonale strålevernkommissjonen (ICRP) gir et risikoestimat for kreft med dødelig utgang i verdens gjennomsnittsbefolkning på 0,00005 per mSv (ICRP, 2007). Dette estimatet er også i samsvar med estimatet som UNSCEAR bruker for doser over 100 mSv, og det gjelder bare for befolkningsgrupper – ikke enkeltpersoner.

Det er ingen egen kreftstatistikk for sørsamiske reindriftsutøvere, og det vites derfor ikke hvordan denne er sammenlignet med statistikk for Norge eller resten av verden. I figur 20 vises det til generelle tall for verden, der risiko for å dø av kreft regnes til å være rundt 20 %. Vi antar at den økte risikoen for kreft pga. ioniserende stråling er den samme for reindriftsutøvere som for andre befolkningsgrupper. Dermed kan vi estimere at reindriftsutøvere fra Snåsa-regionen, som har mottatt 35 mSv fra radioaktivt cesium i løpet av perioden 1951–2019 (Figur 17), statistisk vil ha 0,2 % høyere risikoen for å dø av kreft pga. radioaktivt cesium gjennom maten, og en total risiko på rundt 20,2 %. Hadde det ikke blitt gjort tiltak etter Tsjernobyl-ulykken, ville den økte kreftrisikoen vært omtrent dobbelt så stor (0,4 %) – eller totalt 20,4 % (jf. unngått dose i figur 17). Dette er estimerte økninger i risiko som er så lave at de ikke vil kunne påvises i noen helseundersøkelse. Det kan også nevnes at de ekstra dosene som de fleste reindriftsutøverne har blitt utsatt for pga. radioaktivt cesium er innenfor de variasjonene i stråledoser fra naturlig bakgrunnsstråling som finnes rundt om i verden. Det er heller ikke vist noen helseeffekt av disse stråledosene.

Selv om stråledosene pga. Tsjernobyl-nedfallet har vært så lave at de ikke har medført noen påvisbar økning i kreftrisiko, betyr det ikke at stråledosene har vært neglisjerbare. F.eks. er Verdens helseorganisasjons (WHO) anbefalinger om grenseverdier i drikkevann utarbeidet for å sikre at en økt kreftrisiko er lavere enn 0,001 % som følge av eksponering gjennom hele livet. Risiko mindre enn dette blir vurdert til å være av liten eller ingen betydning for folkehelsen (WHO, 2011). Sammenlignet med dette kriteriet for «liten eller ingen betydning» er en beregnet økning i kreftrisiko på 0,2 % ikke ubetydelig, og kunne vært over 1 % i et scenario hvor reindriftsutøvere spiste mye av det mest forurensete kjøttet gjennom mange år.

Det må påpekes at disse risikoestimatene bare gjelder for kreftdødsfall, mens «helse» er et mye mer omfattende begrep, som også inkluderer bekymring og stress knyttet til andre konsekvenser av nedfallet (se kapittel 6.3).

6.2 Helseundersøkelser blant samer

Stråledoser og potensielle helseeffekter er et tema som omtales i mange sammenhenger – f.eks. i forbindelse med grenseverdier for radioaktivt cesium, måling og kontroll av reinsdyr, bruk av tiltak og i undersøkelsene presentert i vår rapport. Det er derfor ikke uventet at reindriftsutøverne har vært urolige for helseeffekter av forurensningen. Både i 1990 og 2006 sendte samiske organisasjoner brev til Helsedepartementet med krav om mer informasjon og grundigere helseundersøkelser. Temaet ble også tatt opp på et møte med ulike interessenter i 2008 (Oughton m.fl., 2008): «Hvorfor har det ikke vært noen oppfølging av helsekonsekvenser for den samiske befolkningen etter Tsjernobyl?» «Hvor er resultatene? Vi blir forsket på, men blir ikke fortalt noe om mulige helseeffekter». Disse sitatene refererer delvis til de undersøkelsene DSA presenterer i denne rapporten og det faktum at disse undersøkelsene ikke gir et klart svar på deltakernes grunnleggende spørsmål: «Hvilken helserisiko utgjør det radioaktive cesiumet jeg har i kroppen?»

Basert på informasjonen om risiko i forrige delkapittel, er det klart at det er lite trolig at en ev. økt kreftrisiko pga. radioaktivt cesium fra Tsjernobyl vil kunne påvises i helseundersøkelser. Tradisjonelt har det vært lite spesifikk kunnskap om helsen til den samiske befolkningen, men en del har blitt gjort de

siste 20-25 siste årene (Storm Mienna og Axelsson, 2019). Bl.a. har det blitt gjort flere studier av kreftforekomst både i Norge, Sverige og Finland for å undersøke om det radioaktive nedfallet fra prøvesprengningene av kjernevåpen på 1950- og 60-tallet har hatt noen påvisbar effekt. Disse studiene har vist at samene generelt har en lavere risiko både for å få kreft, og dø av kreft, enn den øvrige befolkningen i de samme områdene, og at samiske reindriftsutøvere har lavere kreftrisiko enn andre samer. Det har heller ikke blitt påvist noen overhyppighet i de kreftformer som vanligvis er relatert til stråling, som leukemi og skjoldbruskkjertelkreft (Storm Mienna og Axelsson, 2019). Generelt er også risikoen lavere for samiske menn enn kvinner (Sjölander, 2011). Dette støtter konklusjonen om lav risiko i kapittel 6.1. Det er antatt at en tradisjonell samisk livsstil med mye fysisk aktivitet og høyt inntak av fisk, bær og reinsdyrkjøtt er den mest sannsynlige forklaringen på lavere forekomst av kreft (Storm Mienna og Axelsson, 2019).

I tillegg til kreftundersøkelser i den samiske befolkningen generelt (dominert av nord-samene), har DSA vært involvert i to helserelaterte studier av sørsamiske reindriftsutøvere spesielt knyttet til Tsjernobyl-nedfallet: Den ene studerte mulige kromosomavvik i blodceller (Brøgger m.fl., 1996), og den andre analyserte mulige effekter på immunologiske faktorer i blod (StrålevernRapport 1998:1). Ingen av studiene fant noen betydning av Tsjernobyl-nedfallet.

På grunn av de uttrykte ønskene fra sørsamene om mer helseoppfølging, har myndighetene diskutert flere muligheter. Konklusjonen er foreløpig at det pga. lav risiko og metodiske utfordringer bør utvises forsiktighet med å sette i gang studier som kan gi tvetydige svar, da slike studier kan forsterke sørsamenes opplevelse av å være «forsøkskaniner» i det store «Tsjernobyl-eksperimentet».

Helserisikoen pga. radioaktivitetsnivåene etter Tsjernobyl-ulykken er generelt lav – og reinkjøtt er sunt: Reinkjøtt er magert, og av det fettete som er der, er mye umettet. Reinkjøtt er også rikt på antioksidanter, vitaminer og mineraler. Det er det sunneste kjøttet: Magert som kylling og like sunt som fisk (UiT, 2012). Derfor advarte også myndighetenes kostholdsråd fra 1987 mot å bytte ut reinkjøttet med annet kjøtt.

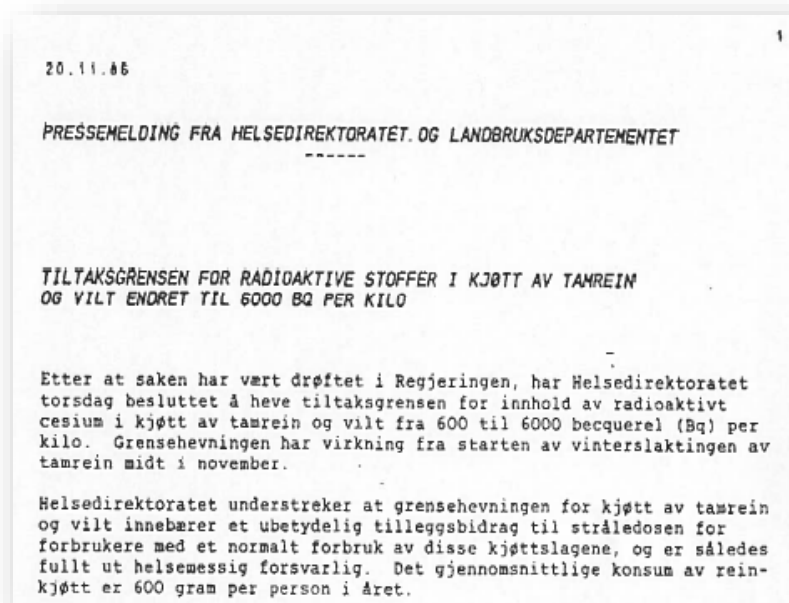
6.3 Andre konsekvenser

Strålevernmyndighetens hovedfokus i håndteringen av Tsjernobyl-ulykken har vært å begrense helserisikoen for befolkningen, og denne rapporten viser at helsekonsekvensene pga. strålingen er så små at de ikke er påvist. Samtidig er det åpenbart at forurensningen og tiltakene har vært belastende og kilder til uro og bekymring for reindriftsutøverne.

I omtale og vurderinger rundt dette er det viktig å huske at Norge ikke hadde noen nasjonal beredskap mot større atomulykker i 1986, og at det tok uker og måneder å få oversikt over nedfallet og konsekvensene. En offentlig utredning konkluderte med at Tsjernobyl-håndteringen i 1986 både ble en informasjons- og troverdighetskrise, bl.a. pga. ufullstendige og unøyaktige opplysninger og faktiske feil fra myndighetene (NOU 1986:19). Mange av de samiske reindriftsutøverne hadde allerede før ulykken et skeptisk og anstrengt forhold til Staten pga. tiår med fornukspolitikk og statlige program for å øke produktivitet og redusere antall reindriftsutøvere (Stephens, 1994).

Tsjernobyl-ulykken skjedde i en tid med store reformer i norsk samepolitikk etter Høyesterettsavgjørelsen om Alta-saken i 1982 og framleggingen av Samerettsutvalgets innstilling i 1984, men før sameloven i 1987, grunnlovsparagrafen om samisk språk, kultur og samfunn i 1988, og åpningen av Sametinget i 1989. I tillegg til situasjonen i Norge er det også relevant å nevne at det er utstrakt kontakt mellom samiske reindriftsutøvere i Norge og Sverige, og at Tsjernobyl-ulykken hadde tilsvarende konsekvenser for reindriften der (se f.eks. Beach, 1990).

Selv om Norge ikke hadde tilstrekkelig atomberedskap i 1986, var det en del kompetanse om konsekvenser av radioaktiv forurensning for reindrift. Som nevnt tidligere, pågikk fremdeles måleprogrammet i Kautokeino, og allerede 7. mai 1986 ble potensielle problemer for reindrift nevnt i loggboken hos DSA (den gang SIS; SIS Intern rapport 1986:3). Reindriften ble også relativt tidlig direkte involvert i håndteringen, bl.a. var det et møte i Snåsa i juni 1986 der reieierne ble engasjert i innsamling av prøver for å få bedre grunnlag for å vurdere konsekvensene. Da tiltaksgrensen for reinkjøtt ble satt opp til 6000 Bq/kg høsten 1986 (kapittel 2.5; figur 21) var noe av begrunnelsen: «En fortsatt tiltaksgrense på 600 Bq per kilo vil [...] føre til en produksjon for kassasjon og utrygghet for reindriftbefolkningen i årene framover. Undergangsstemning, apati og frafall blant ungdommen vil melde seg i reindriftnæringen og det samisk miljø som er i positiv utvikling med økende produksjon, sysselsetting og optimisme. Dersom grensen ikke heves, vil disse problemene bestå i mange år og kan derved true den samiske livsform og kultur, uavhengig av om erstatning utbetales» (Helsedirektoratet og Landbruksdepartementet, 1986).



Figur 21. Utklipp av pressemeldingen høsten 1986 om heving av grenseverdien for reinkjøtt.

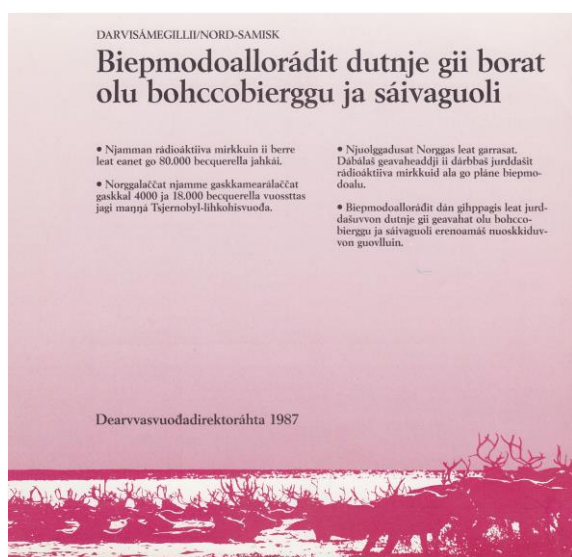
I tillegg til å være en trussel for næringen, var Tsjernobyl-ulykken også dramatisk for reindriftsutøverne som privatpersoner og familier: I løpet av noen få dager våren 1986 ble kostholdet deres endret fra å være blant de mest sunne og bærekraftige, til et av de mest radioaktive. Og fra å mestre en unik livsstil basert på lokalkunnskap og erfaring, med reindrift som kultur og kulturelt skille mot det øvrige norske samfunnet, ble de brått avhengige av Staten, forskere og subsidier (Stephens, 1994). Noen av reindriftsutøverne var derfor redd for at myndighetene ville bruke Tsjernobyl-ulykken som en mulighet for ytterligere rasjonalisering av reindriften, og det var stor bekymring for om Staten ville fortsette å betale

erstatning i 20-30 år om forurensningsproblemene ble så langvarige (Stephens, 1994). Reindrifutøverne innså at de ikke kunne «overgi seg» til eksperter og myndigheter (Paine, 1992), og begynte derfor å søke etter mulige tiltak. Bl.a. begynte noen å eksperimentere med nedfôring vinteren 1986/87 selv om forskere advarte om dyrevelferdsproblem og potensielt 10 – 20 % døde dyr. I løpet av et par år var det høstet så mye erfaring med ulike tiltak at reindrifutøverne i 1988 krevde at de selv måtte få bestemme hvilke tiltak de ville bruke (Paine, 1992).

Det første året etter ulykken fikk reindrifutøverne tilbud om lite forurenset reinkjøtt fra Finnmark som erstatning for de reinsdyrene de ikke kunne slakte til eget forbruk (kapittel 2.5). Dette reduserte stråledosene, men var ikke populært bl.a. fordi det fratok reindrifutøverne deler av reinsdyret som de ville brukt til tradisjonelle matretter og håndverk (f.eks. blod, indre organ og gevir) (Stephens, 1994). Dessuten fratok det foreldrene muligheter til å involvere barn i tradisjonelle aktiviteter og derigjennom videreføre viktige deler av kulturen. Derfor fryktet mange at skikker skulle gå tapt, sammen med samiske ord og uttrykk (Stephens, 1994).

I den totale vurderingen av konsekvenser for reindrifutøverne er det også viktig å huske at enkeltpersoners utfordringer og bekymringer pga. Tsjernobyl-nedfallet ikke kan generaliseres. Alle er forskjellige, og det er mange ulike synspunkt og prioriteringer. Antropologen Sharon Stephens oppsummerte det slik etter noen år med studier av sosiale konsekvenser av Tsjernobyl-ulykken: «Det minner om kvikksølv: Hvor enn vi berører det, deler det seg; når vi skifter innfallsvinkel, går ulike grupper sammen på uventede måter» (Stephens, 1994).

Programmet med undersøkelser (målinger) av radioaktivitet i reindrifutøvere ble opprinnelig igangsatt pga. myndighetenes ønske om å overvåke og begrense stråledoser til personene. For reindrifutøverne har det nok vært minst like viktig at det har vært en arena for samtaler



Figur 22. Framsiden av brosjyrene med kostholdsråd som ble utgitt etter Tsjernobyl, på bokmål, sørsamisk og nordsamisk.

med fagfolk om helserisiko, forurensningssituasjonen osv., og for mange har også undersøkelsene gitt konkrete tilbakemeldinger på at tiltak de har gjort for å begrense inntaket av radioaktivt cesium fungerer. Gjennomføringen av undersøkelsene har derfor lagt opp til at det ikke skal være en ren «teknisk» undersøkelse, men at deltakerne skal ha god mulighet til samtaler – både med fagfolkene og med hverandre. Etter som årene har gått etter ulykken har det også vært generasjonsskifter i næringen, og undersøkelsene har derfor hatt en økende betydning som informasjonskilde til nye generasjoner.

Som nevnt i kapittel 6.2 kan det være ulike meninger blant reindriftsutøverne om nytten av undersøkelsene og om de får svar på sine spørsmål. DSA har valgt å videreføre programmet så lenge utøvere deltar, og det er restriksjoner i reindriften knyttet til radioaktivitet. Dybdeintervju i 2016 med et utvalg reindriftsutøvere i Snåsa-regionen om deres risikooppfatning indikerte at undersøkelsene har blitt oppfattet som et positivt tiltak, selv blant utøvere som ikke har deltatt (Svenningsen, 2016). Intervjuene dokumenterte også at økende kunnskap og mulighet for innflytelse og kontroll på forurensningssituasjon gradvis har redusert utøvernes bekymringer, og at de i 2016 hadde lite fokus på radioaktivitet og konsekvenser (Svenningsen, 2016). Dette stemmer bra med resultatene presentert i denne rapporten: De siste ca. 10 årene tyder undersøkelsene på at reindriftsutøverne omsider har kunnet nyte sitt sunne reinkjøtt uten tiltak for å redusere innholdet av radioaktivt cesium. Og med årene har noen av deltakerne uttrykt at de mener Tsjernobyl-ulykken er et eksempel på en situasjon der Staten virkelig – for første gang – stilte opp for sørsamene.

7 Referanser

Aarkrog, A. (1988). Studies of Chernobyl debris in Denmark. *Environment International* 14(2): 149-155.

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.

Beach, H., 1990. Perceptions of risk, dilemmas of policy: Nuclear fallout in Swedish Lapland. *Social Science & Medicine* 30(6): 729-738.

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

Brustad M, Parr CL, Melhus M, Lund E. (2008). Dietary patterns in the population living in the Sami core areas of Norway--the SAMINOR study. *International Journal of Circumpolar Health* 67(1): 84-98.

Brøgger, A., Reitan, J. B., Strand, P., Amundsen, I. (1996). Chromosome analysis of peripheral lymphocytes from persons exposed to radioactive fallout in Norway from the Chernobyl accident. *Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects* 361(2–3): 73-79.

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

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

Gaare, E., Staaland, H. (1994). Pathways of fallout radiocaesium via reindeer to man. In: Dahlgaard, H. (Ed.): *Nordic radioecology. The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man*. Amsterdam, Elsevier, 303-334.

Harbitz O, Skuterud L (redaktører). Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning. Oslo: Landbruksforlaget A/S 1999. Tilgjengelig på nett: https://www.nb.no/items/URN:NBN:no-nb_digibok_2010070508068

Helsedirektoratet og Landbruksdepartementet, 1986. Tiltaksgrensen for radioaktive stoffer i kjøtt av tamrein og vilt endret til 6000 Bq per kilo. Pressemelding, 20. nov. 1986.

Helsedirektoratet (1987). Kostholdsråd for deg som spiser mye reinkjøtt og ferskvannsfisk.

Hägg, C. (1990). Consequences in Sweden of the Chernobyl accident. Stockholm, National institute of radiation protection. SSI-rapport 90-07, 19 s.

ICRP (1985). A Compilation of the Major Concepts and Quantities in Use by ICRP. International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 42. Ann. ICRP 14 (4).

ICRP (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, Elsevier.

ICRP (2012). Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. International Commission of Radiological Protection. ICRP Publication 119. Ann. ICRP. 2012; 41 (Suppl.)

Mattson, S. og Moberg, L. (1991). Fallout from Chernobyl and atmospheric nuclear weapons tests. Chernobyl in perspective. I: Moberg, L. (red.): The Chernobyl fallout in Sweden. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.

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

Nilsson LM, Dahlgren L, Johansson I, Brustad M, Sjölander P, Van Guelpen B. (2011). Diet and lifestyle of the Sami of southern Lapland in the 1930s-1950s and today. International Journal of Circumpolar Health 70(3): 301-318.

NOU 1986:19. Informasjonskriser. Norges offentlige utredninger, Universitetsforlaget, 1986.

NOU 1987:1. Tsjernobyl-ulykken. Norges offentlige utredninger, Universitetsforlaget, 1987.

Oughton, D., Liland, A., Larssen, I-B., m.fl., 2008. Long term rehabilitation of contaminated areas in Norway: Outcomes of co-expertise seminars. EURANOS Project Deliverable CAT RP04.

Paine, R., 1992. 'Chernobyl' reaches Norway: The accident, science, and the threat to cultural knowledge. Public Understanding of Science 1(3): 261-280.

SIS 1986:3. Resultater fra radioaktivitetsmålinger i Norge etter Tsjernobyl-ulykken. Et sammendrag av loggboken 28. april – 20. mai. Intern rapport 1986:3. Statens institutt for strålehygiene, Østerås.

SIS Arbeidsdokument 1986:5. Estimer av doser til befolkningen fra nedfallet over Norge de to første ukene etter kjernekraftulykken i Sovjet. Statens institutt for strålehygiene, Østerås.

SIS-rapport 1986:9. Virksomhet, prosjekter og beredskap etc. ved Statens institutt for strålehygiene i forbindelse med reaktorulykken i Tsjernobyl. Statens institutt for strålehygiene, Østerås.

Sjölander, P. (2011). What is known about the health and living conditions of the indigenous people of northern Scandinavia, the Sami? Glob Health Action 4.

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.

Skuterud L, Thørring H (2012). Averted doses to Norwegian Sami reindeer herders after the Chernobyl accident. Health Physics 102(2), pp 208 –216.

Skuterud L., Thørring H. (2021) Caesium-137 in mountain flora with emphasis on reindeer's diet – Spatial and temporal trends. Journal of Environmental Radioactivity Volume 231, May 2021, 106551Solvang A, Øgrim, ME (1967). Kostholdsundersøkelser i Kautokeino og Karasjok. Forskningsresultater fra Landsforeningen for Kosthold og Helse. Melding nr. 11.

Stephens, S., 1994. The social consequences of the Chernobyl fallout in Norway: an anthropological perspective. I: Sundnes, G. (red.): Biomedical and psychosocial consequences of radiation from man-made radionuclides in the biosphere. Tapir forlag, Trondheim, s. 181-209.

Storm Mienna, C. og P. Axelsson (2019). Somatic health in the Indigenous Sami population - a systematic review. *International Journal of Circumpolar Health* 78(1): 1638195.

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.

Strand, T. (1987). Doses to the Norwegian population from naturally occurring radiation and from the Chernobyl fallout. Doctoral dissertation, Institute of Physics, University of Oslo.

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

StrålevernRapport 1998:1. Reitan, J.B., Mellbye, O.J., Bergan, T.D., Strand, P. Immunological effects of low dose radiation. Absent or minor effects of Chernobyl fallout in Norway? 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 2004:14. Thørring H, Hosseini A, Skuterud L. Kostholds-undersøkelser 1999 og 2002. Reindriftsutøvere i Midt-Norge. Statens strålevern, Østerås.

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

StrålevernRapport 2015:11. Komperød M, Rudjord AL, Skuterud L, Dyve JE. Stråledoser fra miljøet. Beregninger av befolkningens eksponering for stråling fra omgivelsene i Norge. Statens Strålevern, Østerås.

StrålevernRapport 2015:12. Komperød M, Friberg EG, Rudjord AL. Stråledoser til befolkningen. Oppsummering av stråledoser fra planlagt strålebruk og miljøet i Norge. Statens Strålevern, Østerås

StrålevernRapport 2017:10. Komperød M, Østmo TA, Skuterud L. Radioaktivitet i norsk mat – Resultater fra overvåkningen av dyr og næringsmidler 2016. Statens strålevern, Østerås.

Svenningsen, M., 2016. Radioaktiv forurensning og oppfatning av risiko. En studie av sørsamers opplevelser og erfaringer 30 år etter Tsjernobyl-ulykken. MSc-oppgave. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Institutt for landskapsplanlegging, Ås.

Teknisk dokument nr. 5. Strålevernets mobile utstyr for måling av personer. Kalibrering i 2012 og forbedring av beregningsmetoder. Østerås: Statens strålevern, 2014.

Teknisk dokument nr. 21. DSA sitt mobile utstyr for måling av personar. Østerås: DSA, 2021.

UiT Norges arktiske universitetet (2012). Reinsdyr like sunt som fisk. <https://forskning.no/forebyggende-helse-partner-uit-norges-arktiske-universitet/reinsdyr-like-sunt-som-fisk/675987>

UNSCEAR (1988). Sources, effects and risks from ionizing radiation. Annex D: Exposures from the Chernobyl accident. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1988 Report to the General Assembly, with Annexes.

UNEP (2016). Radiation: effects and sources, United Nations Environment Programme, 2016.
<https://www.unscear.org/unscear/en/publications/booklet.html?print>

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

WHO (2011). Guideline for Drinking-water Quality, World Health Organization, Geneva.

Åhman, B. (2007). Modelling radiocaesium transfer and long-term changes in reindeer. *Journal of Environmental Radioactivity* 98(1-2): 153-165.

Vedlegg 1 – Praktisk informasjon

Vedlegg 1a: Infoskriv til deltakere (fra 2015)

Bakgrunn og hensikt

Norske strålevernmyndigheter har siden 1965 gjennomført målinger av radioaktiv forurensning i ulike befolkningsgrupper. Undersøkelsene startet som et ledd i overvåkingen av radioaktiv nedfall fra prøvesprengninger av kjernevåpen i atmosfæren, og ble utvidet etter Tsjernobyl-ulykken i 1986. Det er per dags dato ikke bestemt hvor lenge tilbudet om slike målinger skal fortsette.

Statens strålevern v/direktør, postboks 55, 1332 Østerås, er øverste ansvarlige for undersøkelsene og for registrering av måleresultatene. Strålevernet har fra 2013 konsesjon fra Datatilsynet til registrering og lagring av persondata, og denne konsesjonen krever at alle deltakere underskriver et skjema for informert samtykke (vedlagt).

Hva innebærer prosjektet?

Undersøkelsene er et ledd i overvåkingen av radioaktiv forurensning i miljøet – der mennesker er på toppen av næringskjeden. Måleresultatene gir informasjon både om stråledoser fra radioaktiv forurensning, og om overføring av radioaktivitet i næringskjeden. Resultatene kan dessuten brukes til å vurdere effekten av eventuelle tiltak for å redusere forurensningen. Myndighetene kan også bruke måleresultatene som dokumentasjon i forbindelse med vurderinger av helseeffekter av forurensningen. Per i dag gjelder dette for befolkningen som helhet, ikke for enkeltpersoner. Måleresultatene vil i framtiden kunne koples med andre helserelaterte registre som del av nye studier av helseeffekter av forurensningen forutsatt at de nødvendige tillatelser til dette blir gitt.

Mulige fordeler og ulemper

Målingene gir deltakerne tilbakemelding på hvor mye radioaktiv forurensning de har i kroppen og på effekten av eventuelle tiltak for å redusere denne forurensningen. Tilgang på tidligere måleresultater for enkeltpersoner gjør det også mulig å følge hvordan de individuelle forurensningsnivåene utvikler seg over tid.

Hva skjer med måleresultatene og informasjonen om deg?

Måleresultatet ditt blir behandlet sammen med resultatene til andre deltakere ved undersøkelsen, og det beregnes gjennomsnittsverdier (og andre statistiske parametere som standardavvik og minimums- og maksimumsverdier) for befolkningsgrupper og eventuelle undergrupper (f.eks. kvinner og menn). Resultatene kan også inngå som del av internasjonale studier, men måleresultater for identifiserbare enkeltpersoner blir aldri brukt eller publisert enkeltvis verken i nasjonale eller internasjonale studier. Det vil altså ikke være mulig å identifisere deg i resultatene av prosjektet når disse publiseres. Resultatene fra undersøkelsene blir publisert i ulike faglige publikasjoner nasjonalt og internasjonalt. Informasjonen som knytter måleresultatet til deg som person, blir oppbevart til det året du fyller/ville ha fylt 110 år.

Frivillig deltakelse

Det er frivillig å delta i prosjektet. Du kan når som helst, og uten å oppgi noen grunn, trekke deg.

Du undertegner samtykkeerklæringen dersom du ønsker å delta. Har du spørsmål til prosjektet, ta kontakt med [REDACTED] eller [REDACTED].

Personvern

Opplysninger som registreres om deg er:

- Navn, fødselsdato og personnummer
- Postadresse
- Måleresultat det enkelte år
- Vekt og høyde (trengs for å beregne riktig måleresultat)
- Din tilknytning til reindrift eller annet som gjør at du kan ha et kosthold med uvanlige mengder radioaktiv forurensning.

Måleresultatene ligger lagret med passordbeskyttelse og er kun tilgjengelig for et navngitt og helt begrenset utvalg medarbeidere ved Statens strålevern. De som får innsyn i informasjon om deg har taushetsplikt.

Innsynsrett og oppbevaring av materiale

Du har rett til å få innsyn i hvilke opplysninger som er registrert om deg, og til å få korrigert eventuelle feil i de opplysningene vi har registrert. Du kan når som helst, og uten å oppgi noen grunn, be om at de data vi har registrert om deg slettes. Opplysningene som kan knyttes til deg som person, vil ellers bli lagret til det året du fyller/ville ha fylt 110 år.

Informasjon om utfallet av prosjektet

Du får resultatet ditt umiddelbart etter målingene, eller eventuelt i brev i etterkant. Gjennomsnittsverdier og annen statistisk informasjon om relevante befolkningsgrupper formidles til deg per brev, eller gjennom faglige publikasjoner / informasjonsmateriell. Som deltaker kan du også kontakte Strålevernet direkte om du ønsker nærmere informasjon.

Vedlegg 1b: Samtykke til deltakelse i prosjektet:

Jeg er villig til å la Strålevernet oppbevare måleresultater fra Måling av radioaktiv forurensning i befolkningen:

(Signert av prosjektdeltaker, dato)

Stedfortredende samtykke dersom deltakeren er under 18 år, enten i tillegg til personen selv eller istedenfor:

(Signert av nærstående, dato)

Bekreftelse på at informasjon er gitt deltakeren i studien:

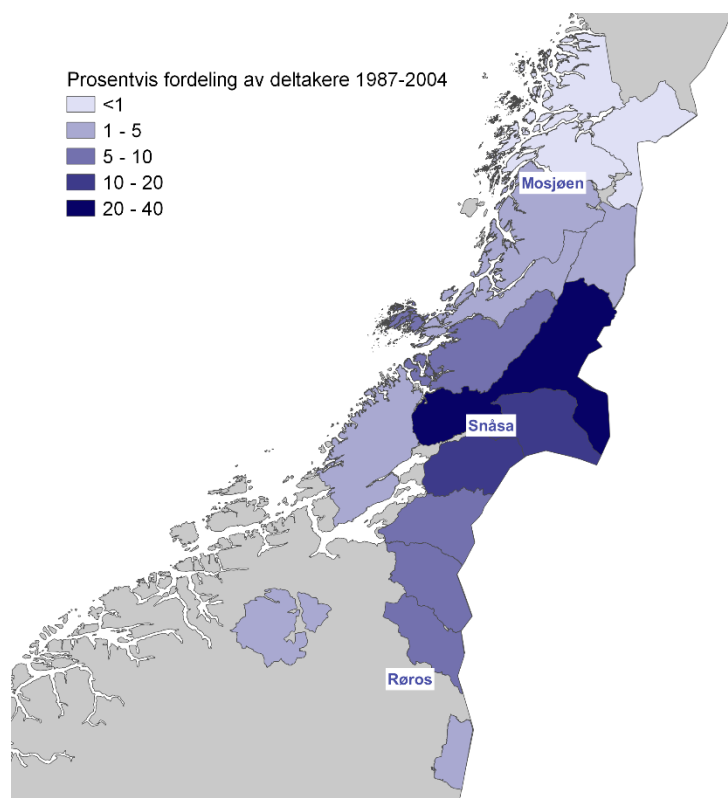
Jeg bekrefter å ha gitt informasjon om studien:

(Signert, rolle i studien, dato)

Vedlegg 1c: Geografisk spredning av inkluderte målinger av radioaktivt cesium

Antall målinger fra ulike distrikt:

Distriktkode	Distriktnr.	2005–2019	1987–2004
UZ	1	45	51
UX	2	81	45
UW	3	41	23
ØG	-	29	31
VR	6	18	31
VA	7	5	38
VF	8	70	80
VG	9	54	73
VJ	10	236	153
VM	11	12	60
WA	18	78	33
WD	19	13	23
WB	20	2	19
WF	21	6	6
WL	22	4	4
WK	23	1	5
Alle		695	675



Antall deltakere / relevante målinger: 1987–2004 (n=675)

Vedlegg 2 – Oppsummerte måleresultater

Vedlegg 2a – Alle voksne og barn i Midt-Norge

Kvinner:

År	antall	alder (år)		vekt (kg)		Cesium-137 i kroppen (Bq/kg)				
		snitt	snitt	snitt	snitt	snitt	median	sd	min	maks
1987	30	35	58	135	93	149	29	775		
1988	21	36	58	223	199	124	56	600		
1989	29	40	59	214	202	119	45	504		
1990	20	37	60	266	210	152	88	706		
1991	33	39	62	196	164	96	56	476		
1992	16	38	63	148	121	99	40	400		
1993	38	41	64	142	109	86	27	374		
1996	44	41	63	88	76	49	15	238		
1999	17	47	63	102	105	56	20	207		
2002	19	45	66	99	70	59	39	224		
2005	20	46	64	79	63	72	8	304		
2006	30	47	60	56	42	47	4	226		
2007	30	47	61	46	40	32	6	138		
2008a	17	47	63	74	66	55	15	219		
2008b	15	47	59	40	31	29	12	106		
2009	14	49	61	59	42	45	13	160		
2011	43	43	59	48	36	42	9	239		
2013	29	49	64	40	32	28	8	114		
2015	28	43	62	47	37	40	1	173		
2017	27	44	67	45	45	34	3	136		
2019	26	47	70	28	23	22	3	107		

Menn:

År	antall	alder (år)		vekt (kg)		Cesium-137 i kroppen (Bq/kg)				
		snitt	snitt	snitt	snitt	snitt	median	sd	min	maks
1987	48	37	70	305	191	300	54	1601		
1988	36	41	73	576	352	722	101	3342		
1989	39	43	73	371	275	279	55	1277		
1990	29	42	71	409	353	281	74	1279		
1991	40	42	73	349	330	178	48	839		
1992	25	39	73	298	264	207	40	974		
1993	36	47	71	257	213	208	36	962		
1996	66	45	75	164	153	90	24	472		
1999	26	48	74	173	133	162	14	683		
2002	27	50	78	169	126	129	22	426		
2005	28	49	79	134	128	90	5	285		
2006	52	47	81	91	76	64	4	248		
2007	47	50	80	98	79	72	15	302		
2008a	18	43	84	154	136	65	69	311		
2008b	14	55	82	100	100	63	24	230		
2009	10	58	85	121	146	67	32	195		
2011	42	49	85	78	53	68	14	260		
2013	43	50	79	79	69	59	9	229		
2015	40	50	79	82	65	58	1	263		
2017	24	53	82	87	101	51	4	191		
2019	35	55	82	57	47	44	-1	168		

For 2008 representerer «a» målinger gjort i mai og «b» målinger gjort i oktober.

Barn:

År	antall	alder (år)	vekt (kg)	Cesium-137 i kroppen (Bq/kg)				
		snitt	snitt	snitt	median	sd	min	maks
2005	2	7	26	75	75	31	53	97
2006	6	8	26	52	48	37	13	114
2007	6	8	31	43	36	19	25	73
2008a	4	11	46	94	94	39	50	137
2008b	7	11	44	45	42	30	8	105
2009	7	13	45	67	82	36	20	104
2011	14	11	39	51	49	22	23	91
2013	7	9	34	42	34	36	7	103
2015	7	10	39	31	18	22	14	74
2017	3	14	51	48	46	7	43	56
2019	4	11	43	33	35	12	17	47

For 2008 representerer «a» målinger gjort i mai og «b» målinger gjort i oktober.

Vedlegg 2b – Voksne i Røros-regionen**Kvinner:**

År	antall	alder (år)	vekt (kg)	Cesium-137 i kroppen (Bq/kg)				
		snitt	snitt	snitt	median	sd	min	maks
1987	4	31	58	157	136	97	71	283
1988	2	34	53	281	281	133	188	375
1989	6	46	66	209	163	125	102	388
1991	9	44	63	229	223	125	105	476
1993	10	41	65	157	131	77	73	288
1996	9	41	67	82	75	21	58	116
2005	3	41	76	29	25	9	24	39
2006	13	46	67	39	36	14	10	61
2007	7	45	69	37	38	11	25	55
2011	14	46	64	37	32	24	11	103
2013	11	48	66	31	31	14	8	56
2015	5	48	64	31	29	17	9	55
2019	9	53	76	17	17	9	3	31

Menn:

År	antall	alder (år)	vekt (kg)	Cesium-137 i kroppen (Bq/kg)				
		snitt	snitt	snitt	median	sd	min	maks
1987	10	34	73	248	217	119	113	439
1988	7	37	75	383	372	161	149	629
1989	5	50	67	295	304	224	86	642
1991	9	40	74	333	299	161	163	623
1993	7	43	73	317	253	212	82	751
1996	24	44	79	160	149	61	57	301
2005	2	52	74	78	78	68	30	126
2006	21	44	83	63	59	36	11	172
2007	14	49	82	73	65	44	28	206
2011	15	45	83	51	40	41	17	178
2013	18	51	78	43	32	22	16	84
2015	12	56	77	48	41	21	12	87
2019	14	52	83	34	32	18	4	61

Vedlegg 2c – Voksne i Snåsa-regionen

Kvinner:

År	antall	alder (år)		vekt (kg)		Cesium-137 i kroppen (Bq/kg)				
		snitt	snitt	snitt	snitt	snitt	median	sd	min	maks
1987	13	36	55	80	71	38	29	149		
1988	13	35	56	207	231	88	56	388		
1989	16	38	57	212	211	109	66	504		
1990	13	38	58	309	270	152	170	706		
1991	16	36	58	192	158	91	62	368		
1992	8	36	58	176	148	113	40	400		
1993	14	40	57	181	189	93	39	374		
1996	17	40	59	98	92	45	22	185		
1999	12	47	62	116	114	53	42	207		
2002	13	46	64	120	116	59	39	224		
2005	12	45	63	111	93	76	41	304		
2006	14	48	61	77	56	62	4	226		
2007	11	49	59	60	59	42	8	138		
2008a	16	47	64	77	71	55	15	219		
2008b	9	51	61	55	48	30	14	106		
2009	12	50	66	62	50	48	13	160		
2011	20	44	62	63	48	54	9	239		
2013	12	49	63	60	55	31	11	114		
2015	16	44	68	63	42	45	29	173		
2017	13	47	70	62	59	33	13	136		
2019	11	46	65	40	31	27	10	107		

Menn:

År	antall	alder (år)		vekt (kg)		Cesium-137 i kroppen (Bq/kg)				
		snitt	snitt	snitt	snitt	snitt	median	sd	min	maks
1987	17	41	73	295	127	294	54	952		
1988	17	43	74	837	411	969	107	3342		
1989	20	42	76	410	345	232	126	951		
1990	20	40	73	485	405	275	149	1279		
1991	20	40	74	368	364	153	84	706		
1992	12	43	75	428	351	227	138	974		
1993	11	50	71	371	271	264	75	962		
1996	17	50	74	212	183	99	73	397		
1999	15	51	77	247	203	172	78	683		
2002	15	52	78	238	218	133	37	426		
2005	16	50	80	192	211	67	70	285		
2006	20	48	82	145	163	61	55	248		
2007	16	49	83	165	159	66	33	302		
2008a	15	44	84	167	157	64	74	311		
2008b	11	52	83	113	116	62	24	230		
2009	9	57	84	130	156	64	32	195		
2011	18	50	86	123	128	77	30	260		
2013	18	47	82	133	144	48	19	229		
2015	20	46	83	125	117	50	58	263		
2017	17	52	83	103	105	45	19	191		
2019	15	52	83	96	94	38	42	168		

For 2008 representerer «a» målinger gjort i mai og «b» målinger gjort i oktober. Kun 2008a er brukt i figur 11.

Vedlegg 3 – Doseberegninger

Vedlegg 3a – Stråledoser den første tiden etter ulykken

Utslippene fra Tsjernobyl-ulykken inneholdt mange ulike radioaktive stoffer, og over 20 forskjellige stoffer ble identifisert i nedfallet i Norge. De fleste av disse hadde korte fysiske halveringstider, og ble raskt borte – men de bidro til noe høyere stråledoser våren 1986. For å få en komplett beskrivelse av stråledoser til reindriftsutøverne har vi derfor også gjort noen overslag over mulige stråledoser i 1986.

Stråledoser fra innånding av radioaktive stoffer

I de første ukene etter ulykken var det godt målbare mengder radioaktive stoffer i lufta i Norge. I SIS-rapport 1986:9 ble det estimert at dette resulterte i en gjennomsnittlig stråledose til voksne i Norge på ca. 0,0065 mSv, og at jod-131 bidro med over 70 % av denne dosen. Strand (1987) gjorde nye beregninger og kom til gjennomsnittsdoser på 0,0033 mSv til voksne når det ble tatt hensyn til at hus og opphold innendørs reduserer stråledosen. Strand (1987) beregnet stråledoser til barn og unge på opp til ca. det dobbelte av voksne. I forbindelse med alle disse beregningene er det nevnt at dosen kan ha vært noe høyere fordi det ikke inkluderte stråledoser fra jod i gassform (jod forekom i flere former i nedfallet).

Dersom det antas at konsentrasjonene av radioaktive stoffer i lufta reflekterte nedfallet på bakken, kan de nasjonale gjennomsnittverdiene justeres med utgangspunkt i forskjellene i nedfall på bakken⁶. For å være relativt sikre på at vi ikke undervurderer stråledosene, antar vi i tillegg at reindriftsutøverne var ute hele tiden disse ukene. For Snåsa-regionen får vi da en dose fra inhalasjon av radioaktive stoffer på 0,017 mSv, mens Røros-regionen er omtrent som landsgjennomsnittet. Dette samsvarer godt med beregninger i Sverige som indikerte inhalasjonsdoser opp til 0,02 mSv (Hägg, 1990). Barn og unge som var mye ute kan ha fått noe høyere stråledoser.

Stråledoser fra eksternt bestråling fra radioaktive stoffer i omgivelsene

Mange av de radioaktive stoffene i Tsjernobyl-nedfallet bidro også til noe høyere stråledoser fra omgivelsene (eksternt bestråling fra radioaktivitet i lufta (skyer) og avsatt på bakken), særlig i de første ukene etter ulykken. Strand (1987) målte og beregnet stråledoser i flere kommuner de første månedene etter ulykken, og fant at eksterne stråledoser fra nedfallet det første året nådde fra 0,8-1,7 mSv i de fem mest forurensete kommunene. F.eks. ble dosen beregnet til 0,9 mSv i Verdal, der gjennomsnittlig nedfall av cesium-137 var ca. 50 kBq/m². Da er det regnet med at befolkningen oppholder seg innendørs 80 % av tiden, og at dosen innendørs er 30-50 % lavere enn utendørs. For en person som var ute hele dagen ville dosen vært opp mot 50 % høyere, altså 1,4 mSv. Skalering av dosen til gjennomsnittlig cesium-nedfall i Snåsa-regionen (18 kBq/m²) resulterer i eksterndoser fra Tsjernobyl-nedfallet på 0,3-0,5 mSv det første året avhengig av hvor mye de var utendørs⁷.

Stråledoser fra inntak av forurenset snø/vann

I tillegg til ekstra stråledoser fra omgivelsene og fra innånding av radioaktive stoffer, er det mulig at noen av personene som var mye ute våren 1986 fikk i seg stoffene gjennom smelting av snø til matlaging, eller ved å drikke regnvann. Selv om nedfallet ble oppdaget 28. april, tok det flere dager før myndighetene fikk

⁶ Gjennomsnittlig nedfall av ¹³⁷Cs i Norge var 7,1 kBq/m² (Backe m.fl., 1986), mens det i «Snåsa-regionen» var 18 kBq/m².

⁷ Det er ikke tatt hensyn til at snø på bakken vinteren 1986-87 ga betydelig skjerming av strålingen, da det meste av disse stråledosene ble mottatt i løpet av våren og sommeren 1986.

noenlunde oversikt over mengder og geografisk utstrekning. Råd om å ikke bruke regnvann samlet i sisterner ble annonsert 2. mai.

NOU 1987:1 oppsummerer mange måleresultater fra den første tiden etter nedfallet. Bl.a. refereres en prøve av sisternevann fra Trøndelag med 7000 Bq/kg med jod-131 og 900 Bq/kg med cesium-137 (prøvetakingssted eller -dato er ikke gitt). I tillegg vises det til prøver av snø og regnvann. Enkeltresultater for en del prøver er gitt i SIS Arbeidsdokument 1986:5. To relevante eksempel er vist i tabell V1. SIS Arbeidsdokument 1986:5 gir også analyseresultat for jordprøver fra Verdal 2. og 7. mai som også er inkludert i tabell V1 nedenfor fordi de kan representere akkumulert nedfall fram til prøvetakingstidspunktet.

Tabell V1. Oversikt over noen prøver fra Trøndelag den første uka etter Tsjernobyl-ulykken.

Prøvetype, sted, dato	¹³¹ I, Bq/kg eller Bq/l	¹³⁷ Cs, Bq/kg eller Bq/l	Kilde
Sisternevann, Tr.lag	7000	900	NOU 1987:1
Snø, Nord-Tr.lag	Opp til 130	Opp til 720 (¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs)	
Regn, Værnes, 30. apr.	2140	126	SIS Arbeidsdokument 1986:5
Regn, Ørland, 1. mai	1720	184	
Jord, Verdal, 2. mai	46,1-77,5 kBq/m ²	6,66-13,6 kBq/m ²	
Jord, Verdal, 5. mai	90,2 kBq/m ²	20,1 kBq/m ²	

Målt nedfallet per areal på bakken kan regnes om til konsentrasjon i snø. Ved å anta at nedfallet ble fordelt i 20 cm dyp snø, og at 1 cm snø tilsvarer 1 mm nedbør, blir det 20 l snø per m². Omregning av jordprøve fra Verdal 2. mai gir dermed 3900 Bq/l med jod-131 og 680 Bq/l med cesium-137. Dersom dette korrigeres opp fra 13,6 til 18 kBq/m² (gjennomsnittlig cesium-137-nedfall i Snåsa-regionen), blir cesium-137 konsentrasjonen den samme som i sisternevannet i tabell V1 (konsentrasjonen av jod-131 blir noe lavere). Innholdet av andre radioaktive stoffer de første dagene etter ulykken kan beregnes fra en snøprøve tatt ved Umeå (Sverige) 2. mai 1986 (NOU 1987:1). Forholdet mellom stoffene i den prøven er brukt til for å beregne en fullstendig sammensetning av smeltevann i tabell V2. For å estimere stråledoser er det regnet med et inntak av vann på 1 l/dag i 7 dager. Dette overslaget gir en total stråledose på 1,3 mSv, og de tre stoffene jod-131, cesium-134 og cesium-137 stod for ca. 97 % av denne dosen. Innholdet av radioaktive stoffer estimert i tabell V2 er betydelig høyere enn det som ble målt i snøprøver i tidlig mai 1986, så denne stråledosen er sannsynligvis betydelig overestimert.

Tabell V2. Beregnet konsentrasjon av ulike radioaktive stoff i snø/smeltevann i Snåsa-regionen 2. mai 1986 og estimerte stråledoser fra inntak av vann.

Stoff	Fysisk halveringstid	Estimert konsentrasjon i vann 2. mai, Bq/l ^a	Dose per stoff ^b , mSv	Bidrag av hvert stoff til summen:
Sr-89	50,5 dager	180	0,00033	0,3%
Sr-90	28,8 år	18	0,00035	0,3%
Mo-99	2,8 dager	62	0,00026	0,02%
Ru-103	39,2 dager	145	0,00074	0,06%
Te-132	3,2 dager	581	0,016	1%
I-131	8,03 dager	7000	1,08	85%
I-132	2,3 timer	581	0,0012	0,09%
Cs-134	2,06 år	532	0,071	6%
Cs-136	13 dager	203	0,0043	0,3%
Cs-137	30,07 år	900	0,082	6%
Ba-140	12,8 dager	475	0,0086	0,7%
Ce-141	32,5 dager	41	0,00021	0,02%
Sum (mSv)			1.3	

^a) Konsentrasjon av jod-131 og cesium-137 er satt lik de i sisternevann i tabell V1. Innholdet av de andre stoffene (unntatt strontium) er estimert ut fra forholdet mellom disse stoffene og cesium-137 i snøprøve fra Umeå referert i NOU 1987:1. Innholdet av strontium (strontium-89 og -90) er basert på at nedfallet av strontium-90 var ca. 2% av cesium-137-nedfallet (Aarkrog, 1988; Mattson og Moberg, 1991), og at utslippet av strontium-89 var ca. 10 ganger utslippet av strontium-90 (UNSCEAR, 1988).

^b) Beregnet ut fra konsentrasjon multiplisert med dosekonverteringsfaktorer fra ICRP (2012) og inntak av vann på 1 l/dag i 7 dager. Det er ikke korrigert for fysisk halveringstid for de ulike radioaktive stoffene i løpet av disse 7 dagene.

Vedlegg 3b – Doser fra radioaktivt cesium

Beregninger

Doser fra radioaktivt cesium er beregnet ved bruk av følgende formel:

$$D = C_1 \cdot F_1 + C_2 \cdot F_2 \quad (\text{likning V1})$$

Hvor:

D = effektiv dose fra radioaktivt cesium (mSv/år)

C₁ = aktivitetskonsentrasjon av Cs-137 i reindriftsutøvere (gjennomsnitt) (Bq/kg)

F₁ = dosekonverteringsfaktor fra kroppsinhold av Cs-137 (3,1 x 10⁻³ mSv/år per Bq/kg)

C₂ = aktivitetskonsentrasjon av Cs-134 i reindriftsutøvere (gjennomsnitt) (Bq/kg)

F₂ = dosekonverteringsfaktor fra kroppsinhold av Cs-134 (5,0 x 10⁻³ mSv/år per Bq/kg)

Det var vesentlige mengder av cesium-134 i reinkjøttet fram til midten av 1990-tallet (jf. figur 3). Videre omtales, for enkelthets skyld, bare Cs-137. For detaljer rundt doseberegninger for Cs-134 henvises det til Skuterud og Thørring (2012).

For å estimere hva stråledosene ville vært dersom tiltak ikke hadde blitt satt i gang etter Tsjernobyl-ulykken brukes følgende sammenheng:

$$C_1 = C_{rein} \cdot CR \quad (\text{likning V2})$$

Hvor:

C₁ = aktivitetskonsentrasjon av Cs-137 i reindriftsutøvere (Bq/kg)

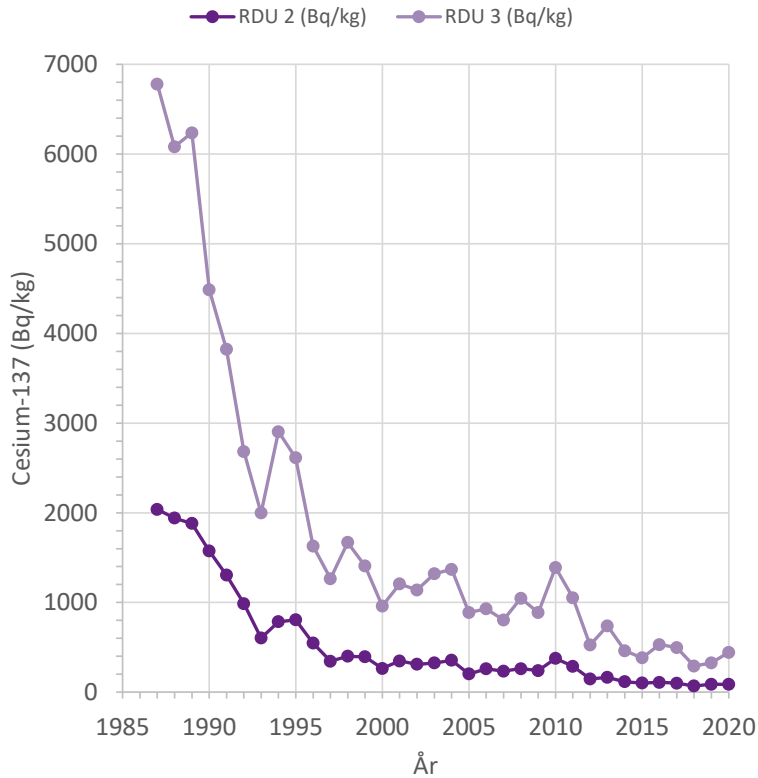
C_{rein} = Cs-137 i reinkjøtt som representerer det som ville blitt spist uten bruk av tiltak (Bq/kg)

CR = estimert forhold mellom konsentrasjon av Cs-137 i reindriftsutøver som ikke har gjort tiltak og reinkjøttet som spises.

Estimatene på CR er basert på antakelsen om at forholdet mellom nivået av radioaktivt cesium i mennesker og reinkjøtt, uten tiltak, ville vært tilsvarende gjennomsnittet i Kautokeino for perioden 1980–2015 (Skuterud og Thørring, 2012). Som beskrevet i kapittel 4.1 er denne metoden, av flere grunner omtrentlig, med til dels store variasjoner fra år til år. CR er estimert til 0,135 for perioden 1988–2019 for Cs-137. Dynamisk likevekt var ikke oppnådd våren 1987 derfor er forholdet mellom nivå i rein og menneske noe lavere det første året (0,079) (Skuterud & Thørring, 2012).

Tilleggsinformasjon om RDU 1–3

Eksemplene med «tenkte» reindriftsutøvere RDU 1–3 er definert i kapittel 5. RDU 1 og 2 er henholdsvis representert av kurvene «Målinger» og «Uten tiltak» i figur 16. For RDU 2 har vi brukt gjennomsnittskonsentrasjonene for reinsdyr vist i figur 8. For RDU 3 – som representerer en reindriftsutøver fra Snåsa-regionen, som spiser kjøtt fra et område med spesielt høye nivåer – er årlig snitt + 2 standard avvik i reinsdyr blitt brukt. I tråd med StrålevernRapport 2015:11, antas det også at personen spiser dobbelt så mye reinsdyrkjøtt som snittet blant reindriftsutøvere. Både for RDU 2 og 3 har konsentrasjoner i reindriftsutøvere blitt estimert ved bruk av likning V2. Estimerte konsentrasjoner av Cs-137 i kroppen er vist i figur V1.



Figur V1. Estimert aktivitetskonsentrasjon av cesium-137 i «tenkte» reindriftsutøvere basert på nivåer i reinkjøtt fra Snåsa-regionen. Til sammenlikning er høyeste målte konsentrasjoner i 1987–88 og 2015–2019, henholdsvis 3300 og 260 Bq/kg,

Man kan også regne ut doser fra radioaktivt cesium basert på inntak gjennom maten (ligning V3). Denne metoden er benyttet for Cs-137 i StrålevernRapport 2015:11, og gir et høyere anslag enn doser beregnet basert på målinger av kroppsinhold. Forskjellen skyldes sannsynligvis en kombinasjon av at en del cesium tapes ved tilberedning (samt rester og avfall), og at dosekonverteringsfaktorene baserer seg på konservative estimater av opptak og utskillelse av stoffet i kroppen (StrålevernRapport 2015:11; Skuterud og Thørring, 2012). For radioaktivt cesium i denne rapporten, benyttes denne tilnæringsmåten bare for REF 3 (se neste avsnitt), men blir brukt til å estimere doser fra naturlige radioaktive stoffer (se Vedlegg 3c).

Tilleggsinformasjon om REF 1–3

Referansepersonene (REF 1–3) er definert i kapittel 5. I de første årene etter Tsjernobyl-ulykken (1987–88) bidro radioaktivt cesium i næringsmidler mer til stråledosen til gjennomsnittsbefolkningen enn i dag, men likevel lite sammenliknet med andre kilder. Strand m.fl. (1992) beregnet dosene til generell befolkning i Oslo til 0,07 mSv i 1987, mens tilsvarende tall fra mer «landlige» Sel, hvor også det radioaktive nedfallet var vesentlig høyere, var 0,15 mSv. Disse estimatene er brukt for henholdsvis REF 1 og REF 2 i denne rapporten. Som representant for situasjonen «i dag» har vi brukt referansepersonen beskrevet i StrålevernRapport 2015:11, som i vår rapport omtales som REF 3 (0,012 mSv). Merk igjen at REF 3 er definert basert på inntak – ikke målinger. Mer om denne tilnæringsmåten i Vedlegg 3c.

Vedlegg 3c – Doser fra naturlige radioaktive stoffer

Beregninger

Stråledoser fra naturlige radioaktive stoffer er estimert fra inntak av næringsmidler ved bruk av:

$$D_{int} = F \cdot \sum_{k=1}^K C_k \cdot V_k \quad (\text{likning V3})$$

Hvor:

D_{int} = effektiv dose fra inntak av et radioaktivt stoff (mSv/år)

F = dosekonverteringsfaktor (mSv/Bq)

K = antall matvarer inkludert

C_k = Aktivitetskonsentrasjon (Bq/kg) i matvare k

V_k = Inntak (kg/år) av matvare k

Det er brukt dosekonverteringsfaktorer (F) for voksne fra ICRP (2012) for de fleste av de radioaktive stoffene som er inkludert i våre doseestimer i figur 18: Po-210, Pb-210, Ra-228, Ra-226, Th-230, U-234, Th-232, U-238, U-235. Disse er oppsummert i tabell B.10 i StrålevernRapport 2015:11. I tillegg kommer doser fra konstante bidrag fra K-40 (0,17 mSv/år) og C-14 (0,01 mSv/år) som også er hentet fra StrålevernRapport 2015:11. Det er ikke tatt hensyn til doser fra Rn-222 i drikkevann i våre eksempler, siden bare deler av befolkningen mottar betydelige doser fra denne kilden.

Tilleggsinformasjon om REF 1–3 og «RDU 1–3

Eksemplene med «tenkte» reindriftsutøvere RDU 1–3 og «referansepersoner» (REF 1–3) for sammenlikning er definert i kapittel 5. Alle doseberegninger er basert på full diett fra StrålevernRapport 2015:11 med følgende tilhørende antakelser:

- **REF 1–3:** Kostholdsdata er tilvarende tabell B.11 i som gjelder for voksne (>18 år). Aktivitetsnivåer i mat er også hentet fra samme publikasjon med små justeringer⁸. Det antas, for enkelhets skyld, at kosthold ikke har endret seg i perioden 1987–2019. Følgelig er data for REF 3 også brukt for REF 1 og 2.
- **RDU 1 og 2:** Inntaket av næringsmidler er her det samme som for gjennomsnittsperson (REF 3) med unntak for kjøtt, hvor alt konservativt antas å være reinkjøtt (54,2 kg/år). Aktivitetsnivåer i mat er tilsvarende REF 3.
- **RDU 3:** Inntaket av poteter og rotgrønnsaker er likt med gjennomsnittsperson (REF 3), men inntaket av andre grønnsaker, samt frukt og bær, er halvert i dette tenkte eksemplet. Inntaket av reinsdyrkjøtt er 120 kg/år, og det antas at det ikke spises andre typer kjøtt – jf. reindriftsutøver i StrålevernRapport 2015:11. Aktivitetsnivåer i mat er tilsvarende REF 3.

⁸ Siden utgivelsen av StrålevernRapport 2015:11 har det kommet nye data for skalldyr som indikerer en lavere dose fra naturlig radioaktivitet (foreløpig upubliserte data). Tallene gjengitt i denne rapporten er derfor noe lavere enn gitt i Strålevernrapport 2015:11.

ISSN 2535-7379

dsa@dsa.no
+47 67 16 25 00
dsa.no

- 1 DSA Report 01-2021
Ukrainian Regulatory Threat
Assessment 2021
- 2 DSA-rapport 02-2021
Stråledoser til reindriftsutøvere i Midt-
Norge etter Tsjernobyl-ulykken