DSA-rapport
September 2026, nummer 1

Konsekvenser i Norge etter kjernekraftulykken i Tsjornobyl



DSA
Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet

Referanse
Haukelidsæter KV, Komperød M, Thørring H, Hansen CB. Konsekvenser i Norge etter kjernekraftulykken i Tsjornobyl. DSA-rapport 2026:1. Østerås, Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet, 2026.

Emneord
Tsjernobyl, Tsjornobyl, radioaktivitet, tiltak, næringsmidler, kjernekraftulykke, overvåkning.

Resymé
Tsjornobyl-ulykken i 1986 førte til omfattende radioaktivt nedfall i Norge. Hendelsen fikk store konsekvenser for landbruk og reindrift. Rapporten beskriver myndighetenes håndtering av nedfallet i Norge og konsekvenser for samfunnet.

Reference
Haukelidsæter KV, Komperød M, Thørring H, Hansen CB. Consequences in Norway After the Chernobyl Nuclear Accident. DSA Report 2026:1. Østerås: Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority, 2026.
Language: Norwegian.

Key words
Chernobyl, Chornobyl, radioactivity, mitigation measures, foodstuffs, nuclear accident, monitoring.

Abstract
The Chernobyl accident in 1986 caused extensive radioactive fallout in Norway. The accident had significant consequences for agriculture and reindeer husbandry. This report examines the authorities' management of the fallout in Norway and its consequences for society.

Prosjektleder: Mari Komperød

Godkjent:



Per Strand, direktør
Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet

Publisert 2026-09-18
Sider 106
Forsidefoto: Jørn H. Moen/Aftenposten

DSA,
Postboks 329
No-0213 Oslo
Norge.

Telefon 67 16 25 00
Faks 67 14 74 07
Email dsa@dsa.no
dsa.no

ISSN 2535-7339

DSA-rapport Nummer 01 **Publisert** sep 2026

Konsekvenser i Norge etter kjernekraftulykken i Tsjornobyl

Kristin Victoria Haukelidsæter
Mari Komperød
Håvard Thørring
Caroline Berge Hansen

fra Direktoratet for strålevern
og atomsikkerhet (DSA)

Østerås, 2026
Norway

Sammendrag

Den 26. april 1986 skjedde verdenshistoriens mest alvorlige reaktorulykke på kjernekraftverket i Tsjornobyl i Ukraina, som var en del av Sovjetunionen på den tiden. Vi fikk raskt erfare at atomhendelser langt fra Norges grenser også kan få betydelige konsekvenser her hjemme. Dette var ikke norske myndigheter forberedt på.

Håndteringen de første dagene var preget av mangel på planer og begrenset målekapasitet for denne typen hendelser. Myndighetene måtte raskt improvisere frem metoder og tiltak for å håndtere konsekvensene. Samtidig fremstod informasjonen i ulike massemedier til dels uklar og motstridende. Dette bidro til at situasjonen fremstod enda mer kaotisk for den norske befolkningen og berørte matprodusenter.

Det skulle vise seg at Norge var et av landene i Europa som ble hardest rammet av det radioaktive nedfallet fra ulykken – som i stor grad berørte sårbare fjell- og utmarksområder i Gudbrandsdalen, Valdres og deler av Trøndelag og Nordland. Spesielt problematisk ble nedfallet av radioaktivt cesium, som effektivt tas opp i næringskjedene og forårsaket store konsekvenser for næringsmiddelproduksjon i rammede områder. Nivåene ble særlig høye i utmarksprodukter, inkludert dyr som beiter i utmarksområder.

Behovet for målinger for å få kartlagt det radioaktive nedfallet og kontrollere matvarer var enormt, og målekapasiteten måtte raskt rustes opp. Norske myndigheter var tidlig ute med å fastsette grenseverdier for mat som skulle omsettes. Nivåene lå over grenseverdiene blant annet i rein, sau, melk og vill ferskvannsfisk i rammede områder. Dette førte til omfattende kassering av produkter som melk, sauekjøtt og tamreinkjøtt. Det første året ble ca. 10 % av alt sauekjøtt og 30 % av alt tamreinkjøtt kassert på grunn av nivåer over grenseverdiene. For å begrense disse tapene ble det raskt satt i gang arbeid med å utvikle nye tiltak for å redusere forurensningsnivåene, spesielt i kjøtt og melk. Tiltakene ble avgjørende for å begrense kassering, sikre norsk matproduksjon og opprettholde reindrift og landbruk i flere områder.

Sør-samiske reindriftsutøvere ble spesielt hardt rammet av nedfallet fra ulykken. Ikke bare ble selve næringsvirksomheten truet, men også den viktigste matkilden deres, som inneholdt høye nivåer radioaktivitet. For denne gruppen fikk nedfallet også en kulturell dimensjon, ettersom nedfallet og håndteringen påvirket reindriftsutøverenes tradisjonelle livsstil og næringsutøvelse. Myndighetenes oppfølging av reindriftsutøverne hadde stor betydning for å redusere stråledoser og andre konsekvenser for denne gruppen.

Tsjornobyl-ulykken ble en viktig vekker som tydeliggjorde behovet for å styrke atomberedskapen i Norge. Hendelsen utgjorde på mange måter starten på oppbyggingen av dagens atomberedskap, og erfaringene la et godt grunnlag for denne utviklingen. I ettertid har den nasjonale atomberedskapen blitt bygget opp og styrket blant annet gjennom tydelig mandat, ansvar og rolleavklaringer, utvikling av beredskapsplaner, kontinuerlig overvåkning, styrket målekapasitet og internasjonale varslingsavtaler. Overvåkning og forskning på Tsjornobyl-nedfallet har også gitt oss viktig kunnskap om hvordan radioaktive stoffer oppfører seg i miljøet og i næringskjeder over tid.

Den radioaktive forurensingen etter Tsjornobyl-ulykken ble langt mer langvarig enn man først trodde. Tiltak for å redusere nivåer av radioaktiv forurensing i sau og tamrein pågikk i mer enn 30 år. Selv om nivåene i dag er langt lavere enn før, viser overvåkningen at det fortsatt er radioaktivt cesium i norsk natur og i næringsmidler, 40 år etter ulykken.

Summary

On 26 April 1986, the most severe nuclear accident in history occurred at the Chernobyl nuclear power plant in Ukraine, which at the time was part of the Soviet Union. It quickly became clear that events far beyond Norway's borders could have significant consequences within the country. Norwegian authorities were not prepared for this.

The initial response was characterized by a lack of plans and limited measurement capacity for this type of event. Authorities had to improvise methods and mitigation measures to manage the consequences. Meanwhile, information provided through the media was partly unclear and contradictory. This contributed to increased confusion among the Norwegian population and the affected food producers.

Norway was one of the European countries most severely affected by radioactive fallout from the accident, which affected vulnerable mountain and grazing areas in Gudbrandsdalen, Valdres, and parts of Trøndelag and Nordland. Radioactive cesium became particularly problematic due to its efficient uptake in food chains and caused major consequences for food production in affected areas. Levels were especially high in products from uncultivated areas, including animals grazing on natural pastures.

The need for measurements to map the fallout and control foodstuffs was extensive, and measurement capacity had to be rapidly expanded. At an early stage, Norwegian authorities established maximum permitted levels for radioactivity in food intended for sale. Levels exceeded these limits in reindeer, sheep, milk, and wild freshwater fish in affected areas. This led to a large-scale disposal of products such as milk, sheep meat, and semi-domesticated reindeer meat. During the first year, approximately 10% of all sheep meat and 30% of all meat from semi-domesticated reindeer were discarded due to levels above the established limits. To reduce losses, new mitigation measures were quickly developed to reduce contamination, particularly in meat and milk. These actions proved crucial in reducing disposal of food and maintaining Norwegian food production, reindeer husbandry and agriculture in several regions.

South Sámi reindeer herders were particularly affected by the fallout from the accident. Not only was their traditional way of living threatened, but their most important food source also contained high levels of radioactivity. For this group, the fallout had an additional cultural dimension, as both the contamination and its management affected traditional lifestyles and reindeer herding practices. Government support and follow-up measures for reindeer herders played an important role in reducing radiation doses and other consequences for this group.

The Chernobyl accident became an important wake-up call that clearly demonstrated the need for improved nuclear and radiological preparedness in Norway. In many ways, the event marked the beginning of the development of our current preparedness system, and the experiences provided a strong basis for this development. In the aftermath, national nuclear emergency preparedness has been developed and strengthened through improved mandates, role definitions, and contingency plans, continuous monitoring, expanded measurement capacity, and international early notification agreements. Monitoring and research related to the Chernobyl fallout have also generated valuable knowledge of the long-term behavior and consequences of radioactive fallout in the environment and various food chains.

The presence of radioactive pollution following the fallout from the Chernobyl accident proved to be far more long-lasting than initially anticipated. Mitigation measures to reduce contamination levels in sheep and reindeer remained in place for more than 30 years. Although current levels are much lower than before, monitoring shows that radioactive cesium is still present in the Norwegian environment and food chains 40 years later.

Innholdsfortegnelse

1		**Innledning**	**10**
2		**Ulykken og nedfallet over Norge**	**12**
	2.1	Ulykken ved kraftverket i Tsjornobyl	12
	2.2	Det radioaktive nedfallet over Norge	12
	2.3	Radioaktive stoffer	13
	2.4	Oppdagelsen av nedfallet	13
3		**Håndtering av ulykken i Norge den første måneden**	**16**
	3.1	Organisering	16
	3.2	Første målinger og kartlegginger	16
	3.2.1	Måling av luft	17
	3.2.2	Måling av gammastråling i omgivelsene	18
	3.2.3	Måling av snø, nedbør og jord	19
	3.2.4	Måling av næringsmidler	19
	3.3	Tidlige råd og tiltak	20
	3.3.1	Råd om ikke å drikke vann fra sisterner	20
	3.3.2	Råd om å ikke reise til deler av Sovjetunionen og Polen	20
	3.3.3	Råd som ble vurdert og diskutert	20
	3.3.4	Grenseverdier og tidlige tiltak i næringsmiddelproduksjon	21
	3.4	Umiddelbare konsekvenser for import og eksport	22
	3.5	Nyheter og reaksjoner fra publikum	22
	3.6	Fornying av måleutstyr og økt målekapasitet	28
4		**Radioaktiv forurensning i miljø og næringsmidler**	**29**
	4.1	Drikkevann	33
	4.2	Jord og nedfall	33
	4.3	Lav, sopp og planter	34
	4.3.1	Lav	34
	4.3.2	Sopp	35
	4.3.3	Ville planter og bær	36
	4.3.4	Dyrkede planter	36
	4.4	Kjøtt	37
	4.4.1	Sau	37
	4.4.2	Andre husdyr	38
	4.4.3	Rein	38
	4.4.4	Vilt (annet enn villrein)	40
	4.5	Fisk	41
	4.5.1	Ferskvannsfisk	41
	4.5.2	Saltvannsfisk	42
	4.6	Melk og meieriprodukter	42
	4.6.1	Kumelk	42
	4.6.2	Geitemelk	43
	4.6.3	Andre meieriprodukter	44
	4.7	Honning	44
	4.8	Dagens overvåkning og mer informasjon	45
5		**Tiltak i landbruket og reindriftsnæringen**	**47**
	5.1	Grenseverdier	47

	5.1.1	Innføring av generelle grenseverdier	48
	5.1.2	Egne grenseverdier for tamrein, vilt og vill ferskvannsfisk	48
	5.1.3	Forskriftsfesting av grenseverdier	49
	5.1.4	Oppheving av grenseverdier	49
5.2		Omsetningsforbud for utvalgte områder i 1986 og 1987	50
	5.2.1	Omsetningsforbud for salat og persille	50
	5.2.2	Omsetningsforbud for ferskvannsfisk	50
	5.2.3	Omsetningsforbud for tamrein	50
	5.2.4	Omsetningsforbud for vilt	51
5.3		Kassering av mat	51
	5.3.1	Matplanter	51
	5.3.2	Melk	51
	5.3.3	Kjøtt	51
5.4		Tiltak som reduserer opptak fra jord	52
5.5		Måling av levende dyr	52
5.6		Rent fôr før slakting (nedfôring)	53
	5.6.1	Nedfôring og soneinndeling av sau	54
	5.6.2	Nedfôring og soneinndeling for hest og storfe	57
	5.6.3	Nedfôring av rein	57
5.7		Bruk av cesiumbindere	58
5.8		Endret slaktetidspunkt for tamrein	59
6		**Råd og tiltak rettet mot befolkningen**	**60**
6.1		Råd og anbefalinger om inntak av næringsmidler	60
	6.1.1	Råd om inntak det første året	60
	6.1.2	Råd om inntak fra 1987	61
6.2		Personlige tiltak for reindriftsutøvere	62
6.3		Tilbud om måling av radioaktivitet i kroppen	63
6.4		Kostholdsundersøkelser	65
7		**Stråledoser og helsekonsekvenser**	**66**
7.1		Estimerte stråledoser til den generelle befolkningen	67
7.2		Stråledoser til reindriftsutøvere og andre utvalgte grupper	70
7.3		Reduserte stråledoser som følge av tiltak hos utsatte grupper	71
7.4		Helsekonsekvenser av stråledoser etter Tsjornobyl-ulykken	72
	7.4.1	Generell helserisiko grunnet økte stråledoser fra Tsjornobyl-ulykken	72
	7.4.2	Undersøkelser av kreftforekomst blant reindriftsutøvere	73
7.5		Psykososiale effekter	73
8		**Økonomiske konsekvenser**	**76**
8.1		Kostnader knyttet til kassering av næringsmidler	76
8.2		Kostnader knyttet til tiltak for å redusere nivåer i næringsmidler	78
8.3		Andre økonomiske konsekvenser	81
8.4		Kostnadseffektivitet av tiltakene	82
8.5		Kostnader i dag	83
9		**Norsk atomberedskap 40 år senere**	**85**
9.1		Fokus på atomberedskap umiddelbart etter Tsjornobyl-ulykken	85
9.2		Norsk atomberedskap i dag	85
	9.2.1	Atomberedskapsorganisasjonen	85
	9.2.2	Prognoser og målekapasiteter	87
	9.2.3	Planverk og kompetanse	88

10 Referanser 90

Vedlegg 1 – Luftmålinger i april–mai 1986 95

Vedlegg 2 – Utvalgt informasjon og sitater fra NRK Dagsrevyen i dagene etter ulykken 97

Vedlegg 3 – Opprustning av målekapasitet for næringsmidler og dagens nettverk 100

Vedlegg 4 – Hvem målte hva i 1986 102

Vedlegg 5 – NGUs målinger av ekstern gammastråling 103

Vedlegg 6 – Forskrifter knyttet til tiltak (nylige) 105

Vedlegg 7 – Mer informasjon om økonomiske konsekvenser 106

Forkortelser for etater og institusjoner

DN: Direktoratet for naturforvaltning

DSA: Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet

FFI: Forsvarets forskningsinstitutt

IAEA: Det internasjonale atomenergibyrået **(**International Atomic Energy Agency)

ICRP: Den internasjonale strålevernskommisjonen (International Commission on Radiological Protection)

IFE: Institutt for energiteknikk

KiM: Kontrollinstituttet for meieriprodukter

LORAKON: Lokal radioaktivitetskontroll (laboratorier for måling av radioaktivitet i næringsmidler)

NGU: Norges geologiske undersøkelser

NIBIO: Norsk institutt for bioøkonomi

NILU: Norsk institutt for luftforskning

NINA: Norsk institutt for naturforskning

NLH: Norges landbrukshøyskole

NLVF: Norges Landbruksvitenskapelige forskningsråd

NTNU: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

SIS: Statens institutt for strålehygiene

SNT: Statens næringsmiddeltilsyn

WHO: Verdens helseorganisasjon (World Health Organization)

Ordforklaringer

Alfa-stråling (α): har stor evne til å skade celler, men lav gjennomtrengningsevne. Den stoppes av for eksempel et papirark eller huden. Derfor er den først og fremst farlig dersom radioaktive stoffer kommer inn i kroppen før de brytes ned, for eksempel ved innpusting eller gjennom mat og drikke.

Beta-stråling (β): har mindre evne til å skade celler enn alfastråling, men noe større gjennomtrengningsevne. Den kan trenge noen centimeter i luft og noen få millimeter i hud og annet vev. Den er mest skadelig dersom radioaktive stoffer kommer inn i kroppen før de brytes ned.

Bequerel (Bq): måleenhet for radioaktivitet som beskriver henfall per sekund. 1 Bq = 1 radioaktiv desintegrasjon per sekund.

Effektiv stråledose: en beregning av hvor skadelig strålingen er for hele kroppen samlet sett, avhengig av blant annet strålingstype, alder og hvilke organer som blir rammet. Gis i enheten sievert (Sv).

Eksterndose: stråledose fra radioaktive kilder utenfor kroppen. Dette gjelder først og fremst gammastråling, som har høy nok gjennomtrengningsevne til å trenge gjennom vev selv om stoffene befinner seg utenfor kroppen.

Gamma-stråling (γ): stråling som har svært høy gjennomtrengningsevne og kan trenge gjennom mange materialer, inkludert kroppsvev. Den har samme egenskaper som røntgenstråler.

Fysisk halveringstid: tiden det tar før halvparten av et radioaktivt stoff er brutt ned.

Biologisk halveringstid: tiden det tar før kroppen skiller ut halvparten av et stoff.

Interndose: stråledose fra radioaktive stoffer inne i kroppen. Både alfa-, beta- og gammastråling kan gi stråledoser når de befinner seg inne i kroppen. Noen stoffer kan også tas opp gjennom lungene eller fordøyelsessystemet og transporteres til ulike organer.

Ioniserende stråling: stråling med nok energi til å slå løs elektroner fra atomer eller molekyler, slik at det dannes ioner. Sendes ut fra radioaktive stoffer.

Radioaktive stoffer: stoffer med ustabile atomkjerner, som sender ut ioniserende stråling når de omdannes til en ny form.

Stråledose: et mål på hvor mye stråling en person eller organisme mottar. I denne rapporten har vi brukt begrepet synonymt med effektiv stråledose (se over).

Stråling: transport av energi i form av partikler eller elektromagnetiske bølger.

Mer informasjon og flere ordforklaringer finnes på DSA sine nettsider: https://www.dsa.no/om-straling-og-radioaktivitet/straledoser

1 Innledning

Natt til 26. april 1986 inntraff historiens mest alvorlige reaktorulykke ved kjernekraftverket i Tsjornobyl i Ukraina, datidens Sovjetunionen. Ulykken førte til et massivt utslipp av radioaktive stoffer til atmosfæren, og radioaktivt nedfall ble registrert over store deler av Europa. Norge ble også rammet, og flere områder i landet fikk betydelige mengder med nedfall av radioaktive stoffer fra ulykken.

Norske myndigheter var fullstendig uforberedt på en slik hendelse, da det ble ansett som svært usannsynlig at en atomulykke så langt unna kunne få konsekvenser for Norge. Måleberedskapen var lite utviklet. Det fantes ikke planer for hvordan myndighetene skulle organisere seg ved en slik hendelse og heller ingen internasjonal varslingsavtale som forpliktet Sovjetunionen til å varsle nabolandene om hendelsen.

Det ble tidlig avklart at konsekvensene i Norge var størst for næringsmiddelproduksjonen og særlig knyttet til landbruk og reindrift. Myndighetene måtte raskt innføre ulike tiltak for å håndtere situasjonen. Tiltakene førte til økonomiske konsekvenser og store belastninger for mange gårdbrukere og reindriftsutøvere. Samtidig var disse tiltakene avgjørende for å begrense følgene av nedfallet og for å sikre norsk matproduksjon. Selv om konsekvensene av Tsjornobyl-ulykken var betydelige for Norge, kunne de ha vært vesentlig større dersom ulykken hadde inntruffet senere i vekstsesongen.

Om rapporten

Denne rapporten tar for seg konsekvensene av nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken i Norge. Hovedvekten ligger på utviklingen i de første årene etter ulykken, men rapporten trekker også linjene frem til i dag.

Formålet med rapporten er å samle og synliggjøre sentral, til dels vanskelig tilgjengelig, kunnskap, erfaringer og informasjon om hendelsen og dens konsekvenser for Norge på ett samlet sted.

Rapporten gjennomgår først selve ulykken og nedfallet i Norge, før den ser på den første responsen i Norge etter hendelsen. Videre behandles konsekvenser for miljø og matproduksjon, tiltak i landbruk og reindrift, råd til befolkningen, stråledoser og helsekonsekvenser samt økonomiske følger. Til slutt omtales den norske atomberedskapen og hvor den står i dag, sett i lys av erfaringene fra ulykken for 40 år siden.

Rapporten bygger på ulike typer kilder, blant annet rapporter fra strålevernsmyndighetene og andre institusjoner, vitenskapelige artikler, bøker, avisartikler, offentlige utredninger og nyhetssendinger fra NRK. Noen av de mest sentrale kildene[1] er:

- Daugstad, K. (Red.). (1996). *Ti år etter Tsjernobyl: Følger for matproduksjon og helse*. Landbruksforlaget.
- Garmo, T. H., og Gunnerød, T. B. (Red.). (1992). *Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken: Følger for norsk landbruk, naturmiljø og matforsyning. Sluttrapport fra NLVFs forskningsprogram om radioaktivt nedfall 1988–1991*. Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd.
- Harbitz, O., og Skuterud, L. (Red.). (1999). *Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning*. Landbruksforlaget.

[1] Bøkene er tilgjengelige på nett fra Nasjonalbiblioteket https://www.nb.no/.

Navnendringer

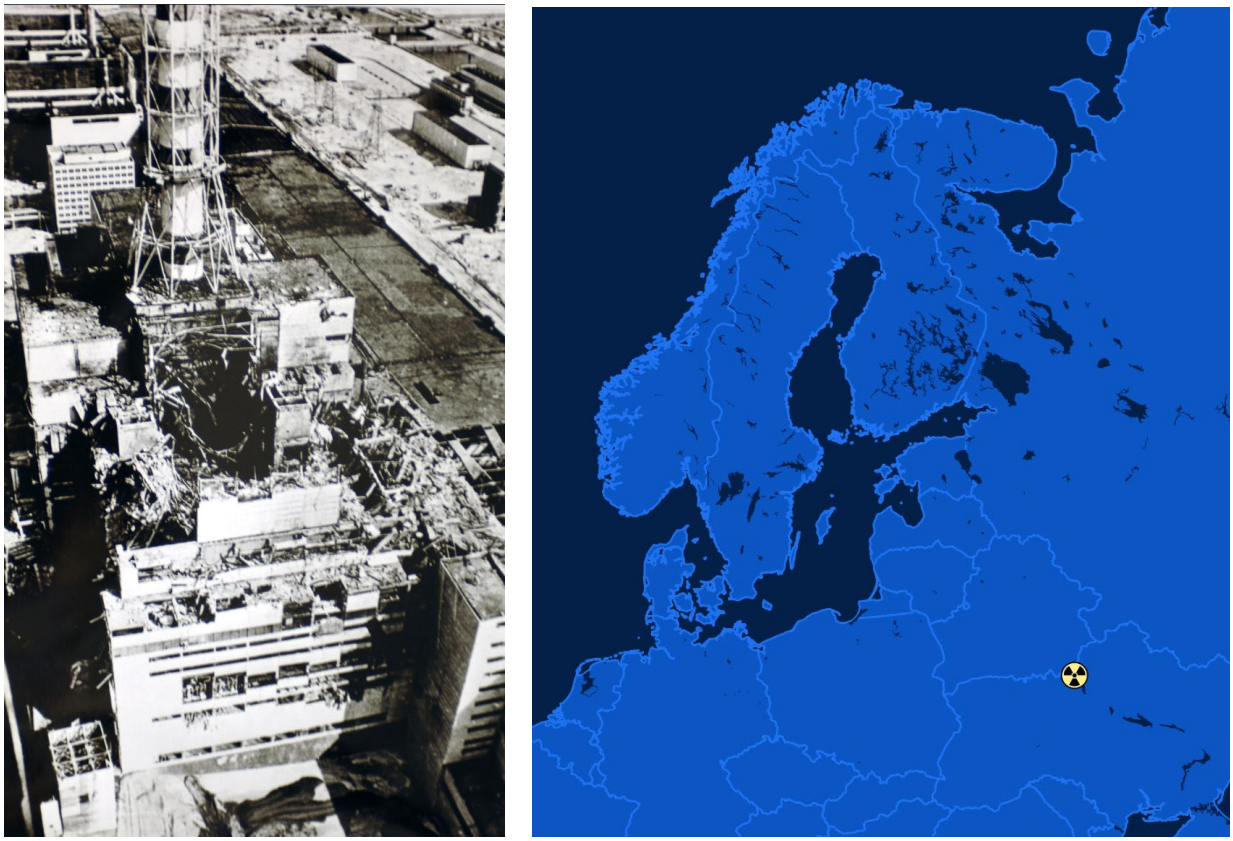
Tsjernobyl eller Tsjornobyl?
I 1986 var *Tsjernobyl* den vanlige skrivemåten. Dette er gjenspeiler det russiske uttalen på byen og kjernekraftverket, som den gang tilhørte Sovjetunionen. I de senere årene har vi gått over til å bruke *Tsjornobyl*, som gjenspeiler den ukrainske uttalen. I denne rapporten brukes derfor Tsjornobyl, med unntak av i direkte sitater og navn på rapporter fra tidligere år.

SIS, Strålevernet eller DSA?
Strålevernsmyndigheten i Norge har hatt ulike navn fra 1986 frem til i dag. I 1986 het myndigheten Statens institutt for strålehygiene (SIS) underlagt Helsedirektoratet. I 1993 ble SIS slått sammen med Statens atomtilsyn som en selvstendig etat og fikk da navnet Statens strålevern. I 2019 tok etaten navnet Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA). I denne rapporten har vi valgt å bruke det navnet som var i bruk på det aktuelle tidspunktet. Der omtalen gjelder en lengre periode der flere navn på virksomheten har vært i bruk, har vi valgt å bruke begrepet *strålevernsmyndighetene* som en fellesbetegnelse.

2 Ulykken og nedfallet over Norge

2.1 Ulykken ved kraftverket i Tsjornobyl

Den 25. april 1986 skulle reaktoren i enhet 4 i Tsjornobyl-kraftverket (figur 2.1) kjøles ned for rutinemessig vedlikehold, samtidig som nødstrømskapasiteten under nedkjøringen av reaktoren skulle testes. Reaktorens effekt ble redusert mer enn den skulle, operatørene koblet ut det automatiske kontrollsystemet, og i strid med prosedyrene trakk de ut kontrollstavene for å øke effekten. En plutselig og voldsom effektøkning førte til den første av to eksplosjoner klokka 01:23 den 26. april (lokal tid). Dette utløste også en omfattende brann i reaktorbygningen som varte i over ti dager. Store mengder radioaktive stoffer ble sluppet ut til luft gjennom eksplosjonene og brannene.



Figur 2.1: Til venstre: Bilde fra 1986 av den ødelagte reaktorbygningen ved kjernekraftverket i Tsjornobyl. Foto: USFCRFC. Hentet fra IAEA Imagebank under lisens CC BY-SA 2.0. Til høyre: Europakart som viser plassering av Tsjornobyl-kraftverket. Iht. dagens landegrenser ligger kraftverket helt nord i Ukraina, nær grensen til Belarus.

2.2 Det radioaktive nedfallet over Norge

Selv om en stor del av det radioaktive utslippet rammet områdene i umiddelbar nærhet av kjernekraftverket, ble betydelige mengder transportert vestover med luftstrømmer til store deler av Europa. Flere land i Skandinavia ble berørt, og Norge var ett av landene som fikk mest radioaktivt nedfall utenfor Sovjetunionen[2].

Norge fikk radioaktivt nedfall hovedsakelig i perioden 28. april til 12. mai. Områder der det kom nedbør mens de radioaktive luftmassene passerte over landet, ble hardest rammet. I Norge gjaldt dette spesielt Gudbrandsdalen, Valdres, indre deler av Trøndelag og i Nordland, sør for Saltfjellet. Nedfallet rammet i

[2] Franske strålevernsmyndigheter (IRSN, nå en del av ASNR) har laget en video som simulerer hvordan utslippet spredte seg over Europa i dagene etter ulykken. Her vises også hvordan radioaktive luftmasser kom over Norge flere ganger. Videoen kan ses her: https://www.youtube.com/watch?v=45SijT5S1zo

stor grad fjell- og utmarksområder som brukes som beite for husdyr og rein. Nedfallet er nærmere beskrevet i kapittel 4.2.

2.3 Radioaktive stoffer

Ved eksplosjonene i Tsjornobyl, og under brannen som pågikk i dagene etterpå, ble det sluppet ut rekke radioaktive stoffer i form av gasser, aerosoler og små brenselspartikler. Blant de viktigste stoffene som nådde Norge var jod-131, strontium-90, cesium-134 og cesium-137 (tabell 2.1).

Tabell 2.1: Oversikt over viktige radioaktive isotoper fra nedfallet etter Tsjornobyl-ulykken i Norge, med tilhørende stråletype, omtrentlig halveringstid og hvor stoffet samles i kroppen. Når det gjelder næringsmidler, er det verdt å merke seg at alle disse stoffene skilles ut i melk.

Stoff	Stråletype	Halveringstid	Organ
Stronium-90	Beta	29 år	Skjelett
Jod-131	Beta + gamma	8 dager	Skjoldbruskkjertel
Cesium-134	Beta + gamma	2 år	Muskel, hele kroppen
Cesium-137	Beta + gamma	30 år	Muskel, hele kroppen

Strontium-90 er knyttet til brenselspartikler og mesteparten falt ned i nærområdet til ulykken. Selv om noe strontium-90 nådde Norge, utgjorde ikke dette noen betydelig strålebelastning.

Jod-131 tas opp i skjoldbruskkjertelen hos dyr og mennesker, gjennom næring eller innånding. Forurensning fra radioaktivt jod i luft og på bakken var en av de største bekymringene umiddelbart etter nedfallet, men på grunn av stoffets korte halveringstid fikk det mindre betydning på lengre sikt.

Radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137) tas effektivt opp av planter og overføres videre i næringskjeden. Cesium-134 var betydningsfull de første årene etter nedfallet, men med en halveringstid på 2 år forsvant stoffet etter noen år. Cesium-137 har derimot en halveringstid på 30 år. Stoffet blir derfor værende i naturen lenger og tas fortsatt opp næringskjedene.

Nedfallet av radioaktivt cesium har gitt klart størst konsekvenser både med tanke på radioaktivitet i mat, tiltak, utgifter og stråledoser. Derfor er det hovedsakelig radioaktivt cesium som er omtalt i denne rapporten.

Hvordan miljø og næringsmidler forurenses er nærmere forklart i kapittel 4.

2.4 Oppdagelsen av nedfallet

Dette kapittelet redegjør for hvordan ulykken og nedfallet i Norge ble oppdaget i løpet av de to første dagene. Fremstillingen bygger hovedsakelig på informasjon fra loggboken til SIS (SIS, 1986a), offentlige utredninger (NOU 1987:1) samt nyhetssendinger fra NRK Dagsrevyen.

28. april

Første registrering ved kjernekraftverk i Sverige
Mandag den 28. april 1986, to dager etter ulykken, meldte norsk radio for første gang om forhøyede nivåer av radioaktivitet som var blitt oppdaget ved Forsmark kjernekraftverk i Sverige. Sovjetiske myndigheter hadde på dette tidspunktet ikke informert omverdenen om ulykken. Det ble imidlertid raskt avkreftet at utslippet stammet fra Forsmark, og svenske strålevernmyndigheter viste gjennom sine analyser av vindretninger og sammensetningen av isotoper at kilden til utslippet måtte ligge lengre øst, i Sovjetunionen.

Registrering av økte nivåer av radioaktivitet i Norge
Klokken 08.00 samme morgen ble økt gammastråling fra omgivelsene registrert med automatisk kontinuerlig måleutstyr ved Institutt for energiteknikk (IFE) på Kjeller i Akershus og en tilsvarende økning ble også målt ved Statens institutt for strålehygiene (SIS) på Østerås i Bærum. Økningen var ikke dramatisk[3] (NOU 1987:1). Målinger av radioaktive stoffer i luftfiltrene ble utført samme dag. Disse viste en rekke menneskeskapte radioaktive stoffer, dominert av radioaktivt jod (jod-131), med et mindre bidrag fra cesium-137 og cesium-134, og spor av om lag femten andre radioaktive isotoper. Sammensetningen av stoffer tydet på at dette utslippet stammet fra en reaktorulykke, og som hadde skjedd ganske nylig.

Bekreftelse fra Sovjetunionen
Samme kveld bekreftet det sovjetiske nyhetsbyrået TASS at det hadde vært en ulykke ved et kjernekraftverk i Tsjornobyl, nær Kyiv. På dette tidspunktet hadde det gått nærmere to døgn siden ulykken inntraff, uten at omverdenen hadde mottatt informasjon fra sovjetiske myndigheter.

29. april
På morgenen 29. april viste nye analyser av luftfiltre gjort ved SIS at «noe spesielt var i gjære også i Norge» (SIS, 1986a, side 1). Analysene viste tilstedeværelsen av mange ulike radioaktive stoffer i luften.

Senere på dagen meldte også svenske strålevernmyndigheter om bekymring for radioaktivt nedfall på bakken. Ansatte i SIS satte i gang nye undersøkelser ute på instituttets parkeringsplass på Østerås i Bærum, denne gangen ved bruk av strykprøver på et bilpanser. Analysearbeidet som fulgte, viste et betydelig nedfall av radioaktive stoffer på bakken.

Senere kartlegging skulle vise at andre områder i Norge var blitt hardere rammet, og at mer nedfall ville følge i dagene som kom (kapittel 3.2).

[3] Dette var målinger av gammadoserate. Denne typen måling kan ikke si noe om hvilke radioaktive stoffer som sender ut strålingen. Målingene ved IFE viste at doseraten økte med ca. 60% over vanlige verdier («normal bakgrunn») i løpet av 28. april. Noe gammastråling i omgivelsene er alltid til stede fra naturlig radioaktivitet, og det fantes også noe radioaktivt nedfall fra atomprøvesprengningene. I tiden da ulykken inntraff fantes det ikke noe landsomfattende nettverk av stasjonære målestasjoner for å registrere gammastråling i omgivelsene kontinuerlig, slik vi har i dag.



Radioaktiv sky over Norge, Sverige og Finlan

Atomkraft-ulykke i Sovjet innrømmes

Moskva (NTB-AFP): Det har skjedd en ulykke i et kjernekraftverk nord for Kiev, meldte det sovjetiske nyhetsbyrået TASS mandag kveld. TASS omtaler «ofre» for ulykken, men det er ikke klart om noen har mistet livet. En reaktor ble skadd i atomkraftulykken, som skal være den første som er gjort offisielt kjent i Sovjetunionen. Det var mandag kveld ikke opplyst når ulykken skjedde.

Årsaken til ulykken ved Chernobyl-kjernekraftverket skal granskes av en sovjetisk regjeringskommisjon.

Offentliggjøringen av ulykken var meget uvanlig til Sovjetunionen å være, og vestlige observatører mener dette er et uttrykk for partisjef Mikhail Gorbatsjovs linje for mer åpenhet.

TASS hevdet i sin melding at ulykken var den første i sitt slag i Sovjetunionen, samtidig som nyhetsbyrået ramset opp en rekke eksempler på ulykker ved kjernekraftverk i utlandet.

Vestlige eksperter mener imidlertid at det har funnet sted minst en kjernekraftulykke tidligere i Sovjetunionen. Det finnes sterke indisier for at en slik ulykke fant sted nær byen Kysjtym i Uralfjellene på slutten av 50-tallet.

Tidligere mandag ble 600 arbeidere evakuert fra kjernekraftverket Forsmark ved Uppsala da eksperter trodde det kunne være lekkasje der.

Sterk radioaktiv stråling ble registrert både i Sverige, Norge og Finland mandag, og eksperter i Skandinavia begynte å få mistanke om at radioaktiviteten ble brakt med vinder fra Sovjetunionen. Svenske eksperter sier at isotopene som er registrert synes å skyldes en lekkasje ved et sivilt kjernekraftverk og ikke et uhell ved en militær kjernefysisk prøvesprengning.

Ved Statens institutt for strålehygiene opplyste direktør Johan Baarli at radioaktiviteten var langt høyere enn normalt

-Såvidt vi kan bedømme er det en økning av den naturlige radioaktiviteten på rundt 60 prosent i øyeblikket, sa Baarli mandag ettermiddag til NRK-Dagsnytt.

Han avviste likevel at strålingen representerte noen fare. Økningen er helt minimal og er innenfor de variasjoner man finner naturlig fra ett sted til et annet,sa han.

Varden 29. april 1986, s. 6: Ulykken ved kjernekraftverket i Sovjet og radioaktiviteten som er registrert over Norden 28. april er en nyhetssak i mange av landets aviser denne dagen. Konsekvensene for Norges del var enda ikke kjent.

Klippet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

3 Håndtering av ulykken i Norge den første måneden

Dette kapittelet beskriver håndteringen av Tsjornobyl-ulykken den første måneden og skal gi et inntrykk av krisestemningen i den første perioden. Kapittelet baserer seg hovedsakelig på informasjon hentet fra loggboken til SIS (SIS, 1986a), offentlige utredninger (NOU 1986:19; NOU 1986:24; NOU 1987:1), nyhetssendinger fra NRK Dagsrevyen april og mai 1986 og et seminar på DSA holdt av Anne Liv Rudjord (Rudjord, 25. april 2025).

3.1 Organisering

Det ble fort behov for et mer organisert arbeid og fordeling av ansvar da myndighetene forstod omfanget av Tsjornobyl-ulykken og nedfallet i Norge. Det fantes ingen eksisterende beredskap for å håndtere konsekvensene av en utenlandsk reaktorulykke. Dette var fordi sannsynligheten for en slik hendelse ble ansett som svært liten, og fordi avstanden til utenlandske kjernekraftverk var vurdert som tilstrekkelig til å hindre radioaktivt nedfall av betydning i Norge (NOU 1986:24).

Den 30. april ble det besluttet å opprette en kontaktgruppe ledet av Helsedirektoratet, som skulle samordne arbeidet mellom alle berørte myndigheter. Denne gruppen skulle vurdere situasjonen fra dag til dag og foreslå tiltak dersom nødvendig. Gruppen inkluderte representanter fra SIS og Statens institutt for folkehelse. Undersøkelser som senere ble foretatt av Hernes-utvalget (NOU 1986:19), viste at sosialministeren og Helsedirektoratet på dette tidspunktet hadde forskjellig forståelse av hvor langt samordningsansvaret til denne gruppa strakk seg. Helsedirektoratet hadde oppfatning av at deres ansvar var begrenset til helsemessige aspekter, mens sosialministeren hadde ment at gruppa skulle ha et videre samordningsansvar for berørte myndigheter (NOU 1986:24).

Midt opp i dette kom et regjeringsskifte. Den 29. april gikk Willoch-regjeringen av og fortsatte som forretningsministerium til Brundtland-regjeringen tiltrådte 9. mai. Denne «uklare parlamentariske situasjonen» bidro trolig også til at ansvaret for håndteringen ikke var tydelig nok fra norske myndigheter (NOU 1986:24).

Det ble også opprettet en prosjektgruppe kalt «Kiev» internt i SIS, som var en gruppe fagpersonell som tok på seg ansvar for å produsere måleresultater og kartlegge det radioaktive nedfallet i Norge. I gruppen ble det innført en døgnkontinuerlig vaktordning for å sikre fortløpende målinger og vurderinger av resultatene.

3.2 Første målinger og kartlegginger

De første dagene i mai startet prosjektgruppen med et systematisk arbeid med innsamling av prøver over hele landet. Måleprogrammene inkluderte målinger av luft, ekstern gammastråling, nedbør, jordsmonn, drikkevann, gressprøver, melk og andre næringsmidler (SIS, 1986b). Selv om SIS hadde det overordnede ansvaret for koordinering og faglig vurdering av måleresultatene, ble arbeidet gjennomført i samarbeid med en rekke andre institusjoner.

Meteorologisk institutt var raskt ute med prognoser over hvilke områder av Norge som, basert på vindretningen, kunne ha blitt utsatt for størst mengder radioaktivt nedfall. Beregninger utført av Meteorologisk institutt allerede den 30. april viste at deler av innlandet og Midt-Norge trolig hadde blitt hardest rammet. Det var imidlertid behov for konkrete måleresultater for å avdekke det faktiske nedfallsområdet.

3.2.1 Måling av luft

Konsentrasjonen av radioaktive stoffer i luften måles ved at et filter samler opp radioaktive partikler før det analyseres i et laboratorium. På denne måten kan man finne ut hvilke radioaktive stoffer som har vært i luften, og i hvilke konsentrasjoner[4].

På denne tiden utførte SIS og Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) også luftfiltermålinger som ga informasjon om type og mengde radioaktive stoffer i luften. Luftfilterstasjonene befant seg på SIS sitt hovedkontor på Østerås og ved fire andre lokasjoner som IFE driftet på vegne av FFI. Disse fire befant seg på Kjeller, i Bergen, Trondheim og Tromsø[5]. Figurer som viser konsentrasjon i luft ved SIS og FFI sine målestasjoner finnes i vedlegg 1.

Den 1. mai ble Norsk institutt for luftforskning (NILU) kontaktet av SIS og bedt om å sende inn luftfiltre fra deres landsomfattende nettverk av målestasjoner for sur nedbør. Luftfiltre fra åtte stasjoner i nettverket ble valgt ut, og det ble byttet filter hver dag over en periode på to uker. Filtrene ble sendt til IFE Kjeller for analyse. De åtte stasjonene var Birkenes, Skreådalen, Prestebakke, Nordmoen, Hummelfjell, Kårvatn, Tustervatn, og Jergul (Pacyna m.fl., 1986). Stasjonene ga indikasjoner om regionale nivåforskjeller av radioaktivitet i luft.

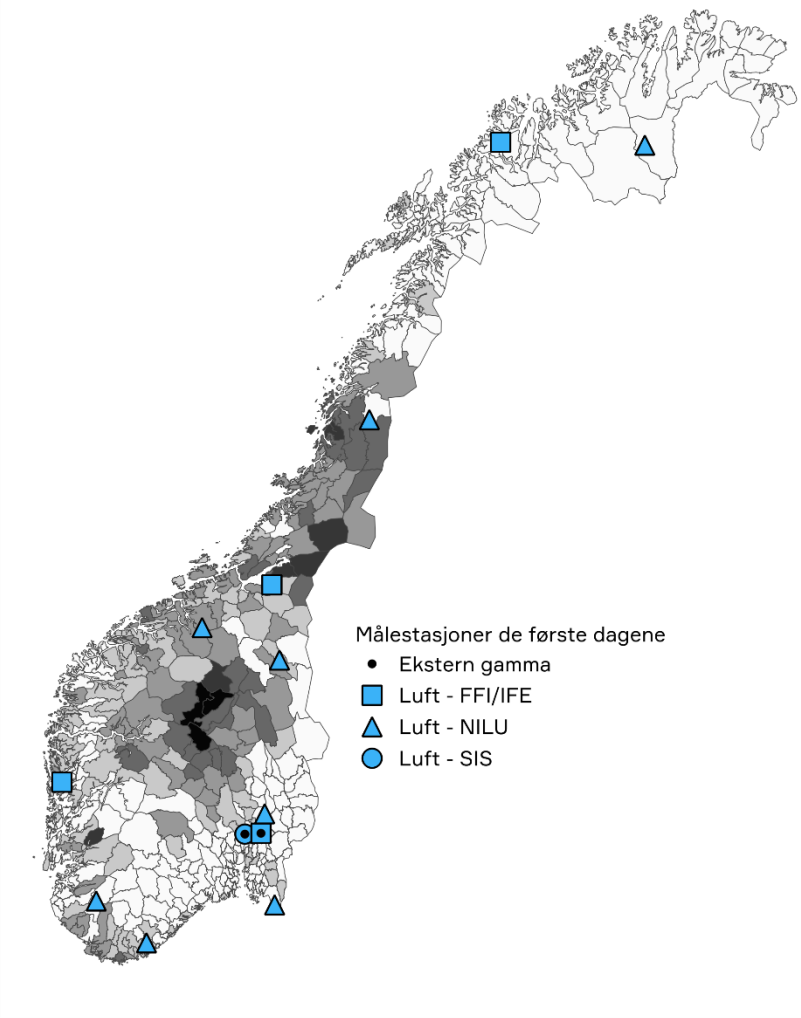
Noen dager etter det første nedfallet i slutten av april, ble det registrert en ny økning i radioaktivitet fra luftmålingene i starten av mai. Det ble påvist økte nivåer av radioaktivitet ved Kjeller, Værnes og Bergen i perioden 5.–10. mai, og senere ved Tromsø i perioden 9.–12. mai. Figur 3.1 viser plassering av de nevnte luftfilterstasjonene fra SIS, FFI/IFE og NILU.

Det er viktig å merke seg at informasjon om mengden radioaktive stoffer i luft alene ikke er nok til å forutsi mengden radioaktivt nedfall på bakken i et gitt område. Dette er fordi nedbør er en helt avgjørende faktor for mengden nedfall i et område[6]. På dette tidspunktet var imidlertid ikke myndighetene fullt klar over hvor betydningsfull nedbøren er for nedfallsmengden (NOU 1986:24).

[4] Overvåking av radioaktivitet i luft - DSA

[5] Luftfiltrene ved FFIs stasjoner var av glassfiber, som ikke er effektive i å fange opp all jod-131. Stasjonen på Kjeller (IFE) hadde i tillegg filter med aktivt karbon, som gjør opptaket av jod mer effektivt (NOU 1987:1).

[6] I områder der det kommer nedbør mens de radioaktive luftmassene passerer, blir radioaktive stoffer festet til regn eller snø, og en langt større andel av radioaktiviteten i lufta transporteres til bakken (også kalt våtdeposisjon). I områder der det *ikke* kommer nedbør, passerer en stor del av de radioaktive stoffene forbi og kun en liten andel stoffene i lufta lander på bakken (tørrdeposisjon).



Figur 3.1: Kartet viser plassering av stasjonene med luftfiltre fra SIS, FFI/IFE og NILU som ble analysert for radioaktive stoffer de aller første dagene, i tillegg til de kontinuerlige målestasjonene for ekstern gammastråling ved SIS og IFE. I bakgrunnen vises også nedfallet av radioaktivt cesium i Norge, som ble kjent først senere (Backe m.fl., 1986). Disse dataene er basert på jordkartlegging og presenteres grundigere i kapittel 4.2.

3.2.2 Måling av gammastråling i omgivelsene

Nivåene av gammastråling kan måles ute i felt og gir en indikasjon på mengden radioaktivitet på bakken. Målingene viser ikke hvilke radioaktive stoffer som er til stede eller i hvilke konsentrasjoner. Norges geologiske undersøkelser (NGU) hadde slikt måleutstyr som hjelpemiddel i deres geologiske kartlegginger[7]. NGU ønsket å bruke sine instrumenter til å kartlegge nedfallet fra lufta, men fikk i første omgang ikke midler til å leie helikopter eller fly til å gjennomføre slike målinger (Høst, 1986).

Interessen fra SIS og Helsedirektoratet for slike målinger var lunken i starten grunnet bekymring om at NGUs instrumenter ikke ga riktige data om gammastrålingsnivået med den sammensetningen av stoffer som fantes i nedfallet. I tillegg var dataene verken sammenlignbare med SIS sine målinger eller kunne brukes direkte i helsemessige vurderinger (SIS, 1986a; NOU 1986:19). Diskusjonen mellom Helsedirektoratet/SIS og NGU skjedde til dels åpent gjennom medieuttalelser gjennom hele mai (Høst, 1986; NOU 1986:19).

NGU startet likevel opp med målinger fra bil i Trøndelag på eget initiativ den 6. mai. Særlig målingene fra Nord-Trøndelag viste langt høyere radioaktivitetsnivåer på bakken enn normalt. Fra 12. mai fikk NGU ressurser til å starte enkelte målinger fra helikopter. Den 14. mai presenterte NGU på en pressekonferanse det første kartet over fordelingen av radioaktivt nedfall i Trøndelag, basert på

[7] Dette var en litt annen type enn instrumentene brukt til å kontinuerlig overvåke strålingsnivåene ved SIS på Østerås og IFE på Kjeller, som nevnt i kapittel 2.4.

helikoptermålingene. NGU fikk i slutten av mai bevilgninger til å utføre bilmålinger over hele landet og helikoptermålinger i de mest rammede områdene (Høst, 1986; NOU 1986:19). Mer om dette i kapittel 4.2.



Tirsdag gjennomførte Norges Geologiske Undersøkelser nye målinger av radioaktiviteten på strekningen Trondheim — Storlien. Her er det seksjonssjef Ingvar Lindahl (t.v) og måletekniker Bjørn Sverre Iversen som foretar avlesningen.

— Mer stråling enn først antatt

Romsdalsposten 7. mai 1986, s. 15: NGU har startet målinger i Trondheim. Utdrag fra teksten: «Målinger [...] viste at den radioaktive strålingen fra bakken var 10 ganger større enn normalt. Resultatene tyder på at landsdelen har fått en større del av nedfallet etter Tsjernobyl-ulykken enn man tidligere har vært klar over. [...] de nærmeste dagene vil NGU fortløpende gjøre kjent resultatene av sine målinger. Adm. dir. Heier mener det er naturlig å ta opp den nasjonale beredskapen for kartlegging av radioaktivt nedfall til ny vurdering, etter denne ulykken.» Reportasje fra NTB.

Klippet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

3.2.3 Måling av snø, nedbør og jord

SIS startet tidlig å skaffe prøver av snø, nedbør og jord for å kartlegge nedfallet. Prøvetaking av snø på bakken og oppsamlet nedbør ble igangsatt i store deler av landet allerede fra 30. april. Natt til 1. mai ble samtlige militære stasjoner kontaktet for bistand med prøvetaking av snø. De fleste henvendelsene ble imidlertid avslått da mange vakthavende offiserer antok at forespørslene var useriøse og relatert til russefeiring eller 1. mai-feiring. Etter manglende gjennomslag hos Forsvaret ble strategien endret, og lensmannskontorer over hele landet ble kontaktet isteden.

I perioden 30. april–1. mai analyserte SIS de første jordprøvene fra Østlandet, mens det ble vedtatt en mer systematisk prøvetaking av jord fra flere steder i landet fra 2. mai. I perioden 1.–2. mai deltok 18 lensmannskontorer med å samle inn snøprøver, og enkelte steder også jordprøver der bakken var bar. Samtidig etterspurte SIS nedbørsprøver fra 14 meteorologiske observasjonsstasjoner fra ulike deler av landet. Måleresultater fra jord, snø og nedbør, sammenstilt av SIS den 4. mai, viste at nedfallet var større i Trøndelag enn på Østlandet.

3.2.4 Måling av næringsmidler

Det var kjent at radioaktive stoffer i miljøet kunne tas opp i planter og dyr og dermed føres videre inn i næringskjeden og forårsake forhøyede nivåer i mat og drikke. SIS var derfor bekymret for opptak av radioaktive stoffer i planter og dyr og inn i næringskjeden. Særlig var bekymringen knyttet til jod i melk og drikkevann.

Stikkprøver av melk tatt 1. mai viste noe radioaktivt jod, og SIS besluttet å samle inn melkeprøver fra flere landsdeler. Innen 2. mai var det iverksatt måleprogrammer for melk og sisternevann (SIS, 1986a).

Etter hvert ble oppmerksomheten rettet mot andre næringsmidler, blant annet kjøtt fra sau og rein, vilt og vill ferskvannsfisk. Funn av høye radioaktivitetsnivåer i ulike matprodukter førte til oppstart av flere omfattende måleprogrammer av mat og miljø som omtales i mer detalj i kapittel 4.

3.3 Tidlige råd og tiltak

Radioaktiv forurensning fra Tsjornobyl-ulykken i lufta og på bakken i Norge i 1986 var langt under det som er gjeldende terskelverdi for evakuering i 2026, og det var heller ikke noe grunnlag for å gå ut med anbefalinger om innendørsopphold. Likevel ble det i den tidlige fasen diskutert en rekke mulige akutte tiltak. I denne sammenheng var det viktig å avveie den faktiske strålerisikoen mot de samfunnsmessige konsekvensene av å iverksette tiltak, gi råd eller innføre restriksjoner.

3.3.1 Råd om ikke å drikke vann fra sisterner

30. april gikk svenske myndigheter ut med en advarsel mot å drikke regnvann og sisternevann etter funn av økte radioaktivitetsnivåer. Prosjektgruppen ved SIS vurderte per 2. mai utfra en helhetsvurdering at vann fra sisterner ikke burde brukes noe sted i landet dersom det manglet fungerende filter og inneholdt lite vann.

Den 1. mai kom det et offisielt råd fra Helsedirektoratet til hyttefolket på Østlandet om å ikke bruke sisternevann til matlaging og drikkevann. Rådet ble videreformidlet i enkelte lokalaviser som at det var rettet mot alle husholdninger som brukte sisternevann. Selv om problemet ikke ble ansett som langvarig, bidro denne advarselen til økt uro og bekymring i deler av befolkningen (kapittel 3.5).

3.3.2 Råd om å ikke reise til deler av Sovjetunionen og Polen

På nyhetssendingene 1. mai ble det formidlet at Helsedirektoratet frarådet reiser til deler av Sovjetunionen og Polen.

3.3.3 Råd som ble vurdert og diskutert

Det var i tillegg noen råd som ble vurdert og diskutert, men som ikke gikk ut offisielt til befolkningen. Disse er oppsummert under.

Bør barn holdes innendørs ved regnvær?

De første resultatene fra strykprøver ved SIS viste at det var høye verdier av jod-131 på overflater utendørs, noe som førte til en omfattende diskusjon om hvorvidt en skulle gå ut med råd om at barn skulle holdes inne. På NRK Dagsrevyen den 30. april ble det formidlet at svenske og finske myndigheter ba folk holde barn inne i enkelte områder. Likevel valgte norske myndigheter å ikke gå ut med samme anbefaling. En sentral begrunnelse var hvilke signaler et slikt råd ville sende til befolkningen. Det ble vurdert at de samfunnsmessige konsekvensene av tiltaket kunne bli større enn den helsemessige nytten dette rådet ville gi. At nabolandene ga et slikt råd, mens norske myndigheter avsto, bidro samtidig til mange spørsmål og usikkerhet i den norske befolkningen (kapittel 3.5).

Burde man utsette slipp av kyr på beite?

Den 2. mai anbefalte svenske strålevernmyndigheter at kyr burde holdes inne, og at melk fra kyr som allerede hadde vært ute, burde måles. Etter at det ble påvist radioaktivitet i melk hos tidlig beitende kyr i Hokksund i Buskerud, anbefalte prosjektgruppen i SIS ovenfor helsemyndighetene den 4. mai å innføre et midlertidig tiltak om å utsette beiteslipp den påfølgende uken. Et slikt tiltak ble vurdert til å ha begrensede praktiske konsekvenser for de fleste bønder, ettersom beitesesongen i store deler av landet ennå ikke var kommet ordentlig i gang.

Anbefalingen ble imidlertid ikke fulgt opp med et formelt nasjonalt vedtak eller tydelige råd om beiterestriksjoner. I nyhetssendingene ble det vist innslag om at melkekyr i Sverige måtte holdes innendørs, men norske helsemyndigheter understreket at det i utgangspunktet ikke var grunnlag for omfattende endringer i landbrukspraksis. Dette var også en kilde til forvirring og usikkerhet i den norske befolkningen. Spesielt stod bøndene i Midt-Norge i en vanskelig situasjon etter hvert som målinger indikerte høyt nedfall i deler av Trøndelag. De var usikre på hvilke råd de skulle følge og hvordan de praktisk skulle tilpasse driften for å unngå store konsekvenser for melkeproduksjonen.



Trønder-bønder frykter nedfall

Nord-trønderske bønder er urolige. Helsemyndighetene sier at det ikke er farlig å slippe kyr ut på beite nå. Dette til tross for at målinger utført av Norges geologiske undersøkelse, viser at strålingen fra bakken er svært høy. I Sverige ville myndighetene ha rådet folk til å holde kyrne inne under de samme forholdene.

Nationen 15. mai 1986, s. 9: Det er forvirring blant bønder om hvorvidt melkekyrne skal slippes på beite. Utdrag fra artikkelen: «Fylkeslandbrukskontoret og Bondelaget i Nord-Trøndelag har fått mange telefoner fra bønder som lurer på om de kan slippe kyrne ut på beite til vanlig tid. – Vi må holde oss til råd fra helsemyndighetene. De har ikke gitt noen meldinger om at det er noen fare i å slippe ut kyrne.» Artikkel av Inger Johanne Solli.

Klippet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

3.3.4 Grenseverdier og tidlige tiltak i næringsmiddelproduksjon

Tidlig i mai oppstod det usikkerhet rundt om tidligvoksende grønnsaker på friland i Norge kunne være kontaminerte, og om de derfor burde trekkes fra markedet. Den 23. mai innførte Helsedirektoratet et omsetningsforbud av salat og persille i Trøndelag (kapittel 5.2.1), etter at målinger herfra viste forhøyede nivåer av radioaktivt jod og cesium.

Etter hvert som stadig flere resultater kom inn fra måleprogrammene (kapittel 4) og husdyr ble sluppet på beite, ble det senere gjennomført en lang rekke tiltak både for å hindre at forurensede produkter kom ut på markedet og for å redusere innholdet i produktene. Disse tiltakene er beskrevet i kapittel 5.

De første offisielle grenseverdiene for mengden radioaktiv forurensing i næringsmidler til omsetning, ble fastsatt i slutten av mai og gjaldt jod-131 og radioaktivt cesium i produkter til omsetning. Grenseverdier for omsetting av matvarer er beskrevet i kapittel 5.1.

3.4 Umiddelbare konsekvenser for import og eksport

Kontroll av importerte matvarer
Den 2. mai ble det besluttet å iverksette kontroll av matvarer fra øst-europeiske land, særlig grønnsaker, for å vurdere behovet for et eventuelt importforbud. Flere land ga råd om å unngå konsum av grønnsaker fra berørte områder. Den 6. mai ble det rapportert på nyhetene at EF-landene trolig skulle stanse all import av grønnsaker fra seks øst-europeiske land. Norge hadde fra før en begrenset import fra disse øst-europeiske landene, og myndighetene ønsket derfor å kontrollere de importerte varene fremfor å innføre en full importstans.

Helsedirektoratet gjennomførte stikkprøvekontroller av importerte grønnsaker, først fra Øst-Europa og senere også fra Vest-Europa. Prøvene ble analysert ved IFE, og per 6. mai var det ikke påvist radioaktivitet i de undersøkte grønnsakene. Kontrollarbeidet ble likevel videreført av Helsedirektoratet og IFE for å sikre mattryggheten og opprettholde tilliten hos forbrukerne.

Utfordringer med eksport av enkelte norske matvarer
Norske eksportører av fisk og meieriprodukter opplevde også problemer på eksportmarkedet. Importører av norske matvarer krevde garantier for at varene ikke inneholdt radioaktivitet. I starten av mai ble fire norske trailere med fisk holdt tilbake på grensen til Italia fordi italienske myndigheter krevde helsesertifikater fra norske myndigheter. Samtidig ble kontainere med norsk oppdrettslaks stanset i havner i USA fordi dokumentasjonen utstedt av norske myndigheter 9. mai ikke var tilfredsstillende for importørene på grunn av «uklar formulering»[8]. Fra 12. mai kom det nye attester og målinger som dekket dette behovet.

Til tross for bekreftelse fra norske myndigheter om at norsk oppdrettslaks hadde svært lave nivåer av radioaktivitet, strømmet det inn henvendelser fra viktige importland som USA og Japan. Det ble lagt ned betydelig arbeid for å måle nivåer i fisk og skrive attester for å opprettholde den norske sjømateksporten. For mer informasjon om problemene knyttet til eksport av fisk, se NOU 1986:24.

3.5 Nyheter og reaksjoner fra publikum

Under håndteringen av nedfallet i Norge oppstod det betydelige utfordringer knyttet til norske myndigheters kommunikasjon med befolkningen. Det var flere grunnet til dette.

Dette delkapittelet bygger på refleksjoner fra artiklene “Tsjernobylulykken 1986 – hvordan reagerte norske myndigheter og fagmiljøer i dagene og månedene etter 26. april 1986?” (Larsen, m.fl., 2011a) og “Tsjernobylulykken og Norge – katastrofe eller lærepenge?” (Larsen, m.fl., 2011b), publisert i tidsskriftet Michael, samt sendinger fra NRK Dagsrevyen (NRK, 1986) og SIS internrapport 1986:3 (SIS, 1986a).

Raske konklusjoner fra begrenset datagrunnlag
I den tidlige fasen var informasjonen fra Sovjetunionen svært begrenset, og situasjonsforståelsen endret seg raskt etter hvert som nye opplysninger nådde norsk presse. På bakgrunn av de foreløpige funnene fra Oslo-området uttalte SIS-direktør, Johan Baarli, i NRK Dagsrevyen 28. april at det radioaktive nedfallet var ufarlig: «Det er ikke farlig på noen som helst måte. Disse verdiene er helt ubetydelige, så de medfører ingen spesiell risiko». Den 29. april uttalte en journalist på besøk hos SIS at «Denne gang gikk det bra, det kan disse instrumentene her fortelle». Disse og andre utvalgte sitater hentet fra NRK Dagsrevyen i perioden 28. april–9. mai 1986 er oppsummert i tabell 3.1, samt mer utfyllende i vedlegg 2.

Siden måleresultater fra Oslo-området forelå først, ble disse lagt til grunn for vurderingen og formidlingen av situasjonen de aller første dagene. Etter noen få dager ble det imidlertid tydelig at nedfallet var mer omfattende enn de tidlige målingene hadde vist. Likevel fortsatte myndighetene å formidle at situasjonen

[8] Problemet var særlig knyttet til at attestene hadde en formulering om at nivåene var lave «på nåværende tidspunkt», noe som ikke fremstod betryggende for importørene.

ikke innebar noen reell fare, mens det samtidig ble gitt konkrete råd og anbefalinger for å begrense eksponeringen for radioaktiv forurensning (kapittel 3.3). Dette skapte forvirring i den norske befolkningen.

Koordinering av informasjon til media

Det manglet retningslinjer for informasjonsformidling ved en slik hendelse. Det var i starten av hendelseshåndteringen uklart hvem som hadde mandat til å uttale seg offentlig, og informasjonen fra fageksperter var heller ikke samkjørt og tilpasset publikums behov.

Etter at medarbeidere i SIS hadde formidlet måleresultater direkte ved henvendelser fra pressen, innskjerpet SIS-direktør Johan Baarli fra 4. mai retningslinjene, slik at henvendelser bare skulle rettes direkte til ham eller Helsedirektoratets ekspertgruppe. Fagpersonell i SIS (Kiev-gruppen) fikk dermed ikke muligheten til å formidle sine vurderinger og resultater direkte til presse eller publikum. Begrensningen bidro til en oppfatning av at SIS-ansatte fageksperter ikke fikk uttale seg. Dette førte igjen til medieoppslag om at opplysninger «blir holdt tilbake av norske myndigheter, og de som måler har munnkurv» (NOU 1986:19, s. 15). Retningslinjene ble igjen justert 7. mai slik at SIS-ansatte likevel kunne uttale seg (NOU 1986:19).

Det oppsto også tidvis uoverensstemmelser mellom vurderinger fra fagpersonell i SIS og budskapene i Helsedirektoratets offisielle pressemeldinger[9]. NGU presenterte dessuten egne målinger som ikke var direkte sammenlignbare med SIS sine, og disse ble formidlet i mediene. Uenighet om dette og NGUs måledata utspilte seg også delvis i media (kapittel 3.2.2).

Mediebildet i 1986

Nyhetsprioriteringene i norske medier i april og maidagene 1986 påvirket også hvordan Tsjornobyl-ulykken ble dekket. Ulike mediekanaler hadde forskjellig dekning, og flere av de store avisene i Norge hadde søkelys på den pågående regjeringskrisen. I den tidlige fasen kom mye av informasjonen derfor gjennom svenske medier. Sverige var raskt ute med å gi tydelig informasjon og konkrete råd til befolkningen. Samtidig var norske myndigheter mer opptatt av å unngå unødig engstelse. Publikum fulgte parallelt med på svenske nyheter og var misfornøyde med norsk informasjonsformidling, sammenliknet med hvordan situasjonen ble håndtert i nabolandet.

[9] Eksempler på uoverensstemmelser mellom Kiev-gruppen hos SIS og uttalelser fra Helsedirektoratet (hentet fra SIS internrapport 1986:3 (SIS, 1986a)):

- 2. mai utarbeidet Kiev-gruppen forslag om å advare mot å drikke sisternevann i hele landet hvis man ikke har fungerende filter, mens fra Helsedirektoratet ble advarselen formidlet å bare gjelde Østlandet.
- 3. mai anbefalte Kiev-gruppen at kyr burde holdes inne kommende uke basert på tidligere målinger av melk, men rådet ble ikke gitt av Helsedirektoratet.

Tabell 3.1: Utvalgte sitater fra NRK Dagsrevyen 28. april–9. mai 1986. Der ikke annet er oppgitt, er sitatene hentet fra Dagsrevyens nyhetsankere og journalister. Personer sitert ved navn er Johan Baarli (direktør ved SIS), Torbjørn Mork (direktør for Helsedirektoratet) og Bergljot Børresen (biolog og medlem av regjeringens kjernekraftsikkerhetsutvalg på 1970-tallet). Mer detaljer fra NRK Dagsrevyens sendinger i denne perioden er gitt i vedlegg 2.

28. april	• *En radioaktiv sky ble registrert over Norge, Sverige og Finland.* • *Det er ikke farlig på noen som helst måte. Disse verdiene er helt ubetydelige.* (Baarli) • *Vi har akkurat fått melding om at Sovjetunionen innrømmer at det har skjedd en ulykke ved et av landet atomkraftverk, og at dette er årsaken til den kjernefysiske skyen registrert over Skandinavia i dag.*
29. april	• *Her hjemme har ulykken avdekket store svakheter ved det norske kontrollapparatet.* • *Denne gang gikk det bra, det kan disse instrumentene her fortelle.* (reporter på SIS sin målestasjon i Bærum) • *Vi var absolutt ikke forberedt på at en slik ulykke kunne skje i et kjernekraftverk i dag.* (Baarli)
30. april	• [Meteorologisk institutt viser frem beregninger som viser at luftstrømmene fra Tsjernobyl-kraftverket kom inn over området nord i Hedmark og over Trøndelag.] Reporter: *Viser dette kartet at det faktisk kom meir radioaktivt nedfall over nordlege deler av Austlandet enn over Oslo?* Ansatt ved Meteorologisk institutt: *Det er vi ikke helt sikre på.* • *Utfra det de opplysningene vi har om radioaktivitet over Norge nå, kan jeg garantere at det er ingen grunn til å endre de daglige vaner på noen måte.* (Mork) • *Faren for langsiktige økte stråledoser til befolkningen er til stede. Og det vet helsemyndighetene.* […] *Vi kommer til å bli utsatt for ekstra stråledoser i ukene, månedene og kanskje årene fremover.* (Børresen)
1. mai	• *Helsedirektoratet ber nå hytteeiere på Østlandet om ikke å drikke regnvann på grunn av strålingsfaren.*
2. mai	• *I Sovjetunionen strømmer det trolig fortsatt ut radioaktive stoffer etter kjernekraftulykken.* • *Svenske bønder blir advart mot å slippe melkekyr på beite de nærmeste to ukene.*
4. mai	• *Radioaktiviteten er nesten nede på et normalt nivå i Europa, men i Japan blir folk bedt om å ikke drikke oppsamlet regnvann.* • *Målinger som Statens institutt for strålehygiene har foretatt av matvarer produsert på Østlandet viser at det ikke er funnet mer radioaktivitet enn normalt.*
6. mai	• *Norske eksportører av fisk og meieriprodukter støter på problemer på eksportmarkedene etter at importører og helsemyndigheter i flere land har krevd garantier for at norsk fisk og ost ikke inneholder radioaktivitet.* • *I Trondheim viser målinger som Norges geologiske undersøkelser har foretatt, at den radioaktive strålingen fra bakken har vært 10 ganger høyere enn normalt.* • *Bøndene i Trøndelag og mange andre steder diskuterer nå om dyrene må holdes på båsen lenger enn vanlig.*
9. mai	• *Eksporten av norsk fisk er i ferd med å gå i stå på grunn av kjernekraftulykken i Tsjernobyl.* […] *Fiskeeksportører mener myndighetene har gjort altfor lite for å overbevise våre handelspartnere om at norsk fisk ikke er radioaktiv.*

Informasjonskrise

Manglende beredskap, motstridende informasjon fra ulike institusjoner og et sterkt mediepress bidro til at håndteringen av nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken i Norge fremstod som uoversiktlig. Allerede 19. juni 1986 ble det oppnevnt et offentlig utvalg (Hernes-utvalget) for å vurdere håndteringen fra norske myndigheter. Utvalgets utredning, NOU 1986:19 «Informasjonskriser» levert 21. september, konkluderte med at myndighetenes informasjonsarbeid utviklet seg til en informasjons- og troverdighetskrise, blant annet som følge av ufullstendig og til dels uklar kommunikasjon (NOU 1986:19). Utredningen beskrev også at det «på et visst tidspunkt synes klart at helsemyndighetene holdt tilbake en del opplysninger som presse og publikum ønsket å få kjennskap til» (NOU 1986:19, side 7).

Publikums inntrykk og reaksjoner

Stråling og radioaktivitet er et komplekst og følelsesmessig ladet tema. For mange var det vanskelig å forstå hva et radioaktivt nedfall innebærer, og hvordan det kunne påvirke mat og helse. Informasjonen som ble gitt fra myndighetene var hverken dekkende eller tilpasset publikum. SIS, Helsedirektoratet og andre institutter og medier ble nedringt av bekymrede personer med spørsmål. Hos SIS var det tidvis vanskelig å få gjort andre nødvendige oppgaver eller å ringe ut på grunn av den store pågangen på telefonen. Helsedirektoratets opplysningstelefon (faktaboks 1), som ble opprettet i juli, dekket en del av informasjonsbehovet i den senere tiden.

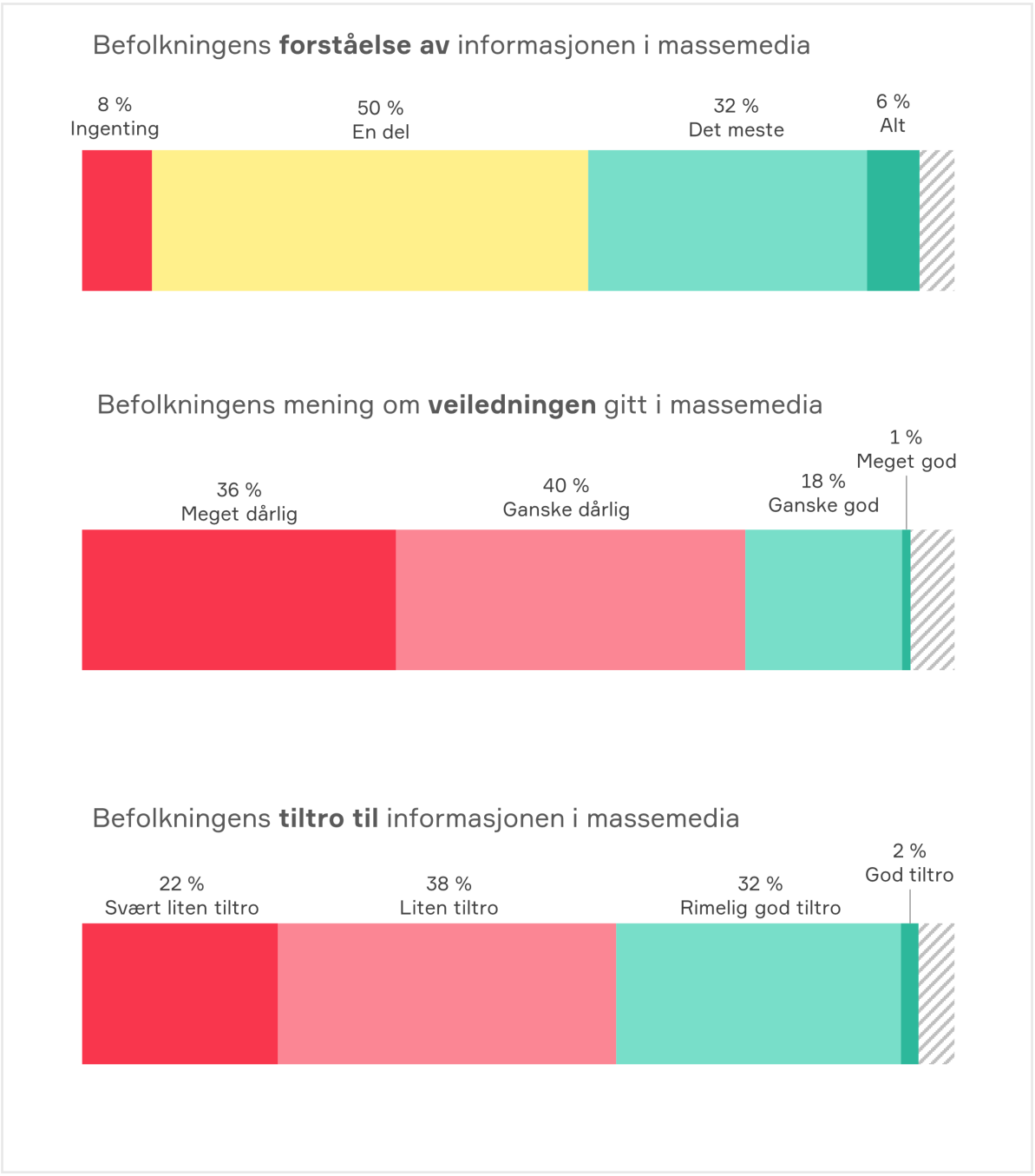
Faktaboks 1: Helsedirektoratets opplysningstelefon

For å dekke befolkningens informasjonsbehov opprettet Helsedirektoratet i juli 1986 en egen opplysningstelefon: «Helsedirektoratets opplysningstelefon om radioaktivt nedfall», som ble mye brukt.

Innringerne tok opp flere bekymringer. Noen var redde for radioaktivt innhold i tobakk, andre var redde for å drive med hagearbeid. Flere innringere fremstod som sterkt preget og enkelte virket deprimerte (Hellstrøm og Amundsen, 1996). Det er sannsynlig at mangelfull eller uklar kommunikasjon i den tidlige fasen bidro til forvirring og økt bekymring i befolkningen. De psykososiale konsekvensene omtales nærmere i kapittel 7.

I mai og juni 1986 ble det gjennomført en gallupundersøkelse på bestilling fra Institutt for katastrofepsykiatri om befolkningens reaksjoner på Tsjornobyl-ulykken og informasjonen ble formidlet i medier (NOU 1986:19; Strand og Reitan 1996). Utvalgte resultater er gjengitt i figur 3.2 og tegner et tydelig bilde av at publikum syntes det var vanskelig å forstå hva som foregikk. Resultatene viste også at folk opplevde liten tiltro til det de hørte og leste i media, inkludert informasjonen fra myndighetene, om Tsjornobyl-ulykken.

Faktaboks 2 gjengir en kommentar fra NRK-journalisten Herbjørn Sørebø fra 10. mai 1986, som godt illustrerer befolkningens forvirring og bekymring i denne perioden.



Figur 3.2: Resultater fra en spørreundersøkelse utført av Gallup/Norsk opinionsinstitutt på oppdrag fra Institutt for katastrofepsykiatri i mai-juni 1986 om befolkningens reaksjoner på ulykken og informasjonen de fikk i massemedia. Respondenter var ca. 1000 tilfeldig utvalgte personer fra hele landet (NOU 1986:19). Skraverte felter er for svaralternativet «I tvil/vet ikke». Data for de to øverste grafene er gjengitt fra NOU 1986:19, mens dataene for den nederste er gjengitt fra Strand og Reitan (1996).

Faktaboks 2: Kommentar om befolkningens forvirring og bekymring fra 10. mai 1986

Den 10. mai holdt journalist i NRK Herbjørn Sørebø dette innlegget på slutten av Dagsrevyen-sendingen, som en kommentar til pågangen av innringere som er forvirret og bekymret over situasjonen:

> «Det finst ikkje noko Jernteppe som setter grenser for verknaden av ei ulykka i eit kjernekraftverk. Alle dei tankar vi har om grenser har ikkje noka meining i eit slikt tilfelle. Den radioaktive strålinga spreiar seg med vind og vær utanfor all menneskeleg kontroll. Det er ein fare vi ikkje kan sjå, høyre, lukte, smake eller kjenne. Berre folk med teknisk utdanning til det, kan måle denne faren med spesielle instrument. Det er dette som gjer folk redde. Dei kjenner seg ikkje trygge på at målingane er gode nok. Dei tykkjer ikkje dei får vite nok. Dei veit at ekspertar kan ta feil. Det blir gjeve opplysningar i eit ekspertspråk som folk ikkje forstår. Ekspertar har ofte også ulikt syn på ein og same situasjon. Ulike land set i gang ulike tiltak utan at det er klart kva grunn det er til at dei ikkje gjer det same. Den redsla folk kjenner er ein del av den skadeverknaden ei slik ulykke gjer. Noko vi ikkje kan sjå, og likevel merka så sterkt.
>
> Forvirringa etter ulykka i kjernekraftverket i Tsjernobyl i Kiev har fleire årsaker. Vi har fått vite altfor lite om kva som reint faktisk har hendt og korleis situasjonen har utvikla seg frå dag til dag. Grunnen kan vere at både lokale og sentrale styresmakter i Sovjetunionen har halde opplysningar tilbake av ulike omsyn. Men det kan også vere at ekspertane og dei direkte ansvarlege ikkje har hatt oversyn til å gje skikkelege opplysningar. Kva kan elles vere forklaringa på at dei har venta så lenge med å flytte folk frå området?
>
> I andre land, og det gjeld også vårt eige, har ein ikkje vore budde til å møte dei verknadane av ei kjernekraftulykke på ein slik måte at det kan hindre uro og angst mellom folk. Både ekspertane og styresmaktene har famla. Det har også media gjort. Når det blir fortalt at den radioaktive strålinga i eit område har auka til det doble, og samstundes blir sagt at det er langt under faregrensa, er det mange som ikkje skjønar samanhengen. Ein tenkjer ikkje på at 50 gongar nesten ingenting, framleis er svært lite.
>
> Ord som *mykje* og *lite* har ikkje noko meining når ein ikkje har kjennskap til kva verknad *mykje* og *lite* har. Korfor bør ein unngå regnvatn i sisterner når det ikkje er farleg å gå ut i regnvêr? Og når ei ulykke i eit kjernekraftverk kan gjere så stor skade jorda rundt, kor farlege er tusenvis av andre kjernekraftverk kring i verda, og somme som er mykje nærare oss enn det i Tsjernobyl?
>
> Folk spør, og det er krav på å få skikkelege svar som dei forstår. Men det var ikkje klart frå første stund, korkje for styresmaktene eller media, korleis det skal gjevast svar. Det gir grunn til alvorleg ettertanke for alle partar. Ekspertar, talsmenn for styresmaktene og media – her har alle ansvar. Men vi har ikkje hatt noko ulykka å samanlikne med. Og tanken på kva som finst lagra av atomvåpen kring i verda har vore altfor skremmande.»

3.6 Fornying av måleutstyr og økt målekapasitet

Da Tsjornobyl-ulykken inntraff hadde allerede ca. 80 av landets helseråd[10] tilgang til svært enkelt måleutstyr (Geiger-Müller-detektorer fra 1960-tallet), men utstyret var ikke operativt på dette tidspunktet (NOU 1986:24). Måleutstyret ble brukt i prosjektet kalt Lokal radioaktivitetskontroll (LORAKON) og var kjøpt inn for å kunne kontrollere næringsmidler for radioaktivitet fra nedfall fra de atmosfæriske prøvesprengningene av kjernevåpen fra 50- og 60-tallet, som også rammet Norge.

Allerede 29. april stilte Oslo helseråd opp på Dagsrevyen og ba om bedre utstyr for å håndtere den nye situasjonen. I slutten av mai besluttet Helsedirektoratet å kjøpe mer egnet måleutstyr (NaI-instrumenter) til utvalgte kommunale næringsmiddeltilsyn. I første omgang ble 21 instrumenter kjøpt inn – ett per fylke og to til SIS. De nye målestasjonene fortsatte å bruke betegnelsen LORAKON og var operative fra september (Helsedirektoratet, 1986b). I tillegg gikk flere til innkjøp av eget utstyr finansiert over eget budsjett, inkludert Fiskeridirektoratets kontrollverk, Direktoratet for naturforvaltning og næringsmiddelkontrollaboratorier (NOU 1986:24).

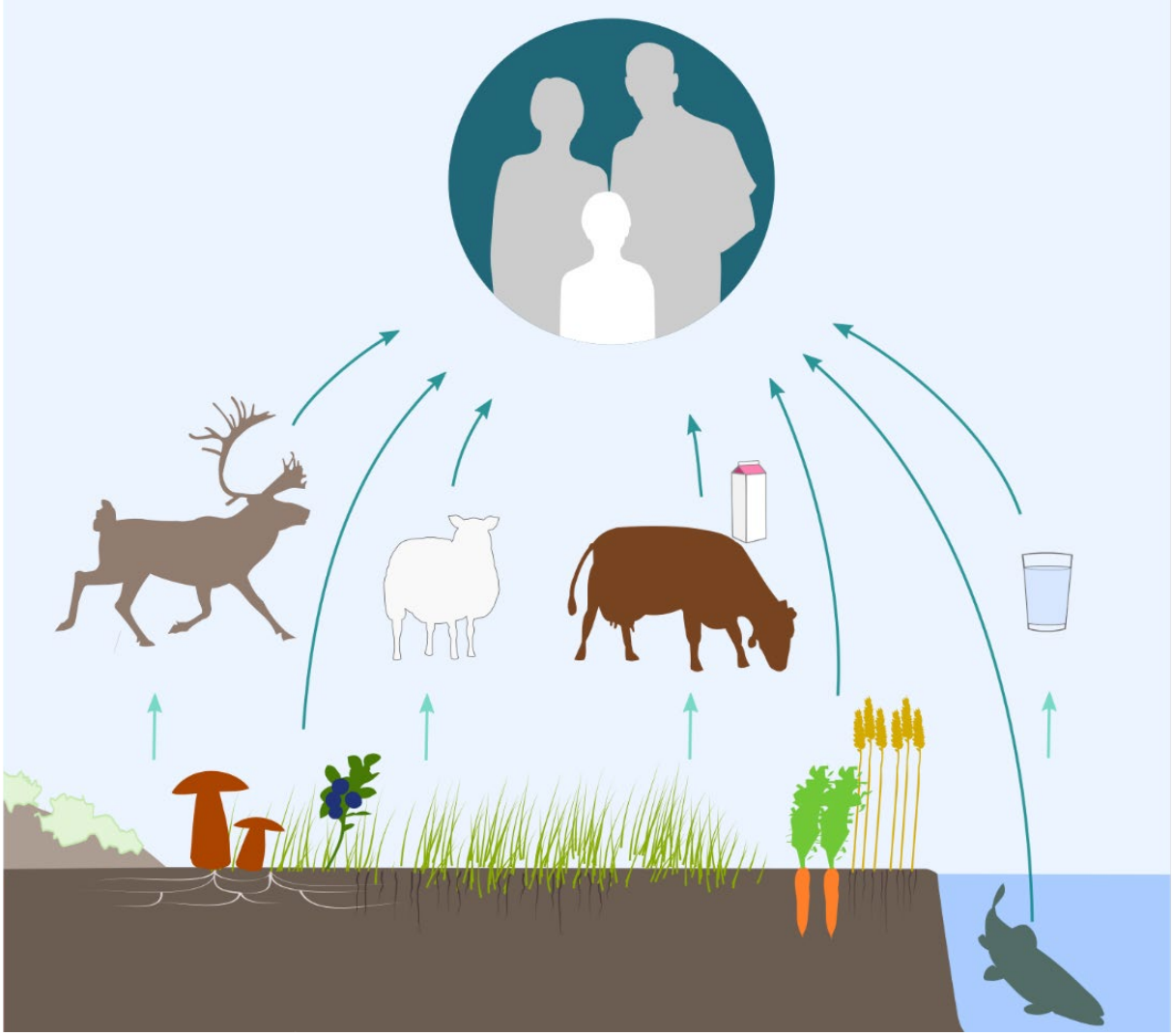
I månedene og årene som fulgte, ble antallet instrumenter og LORAKON-stasjoner økt kraftig. Innen utgangen av 1987 var antallet LORAKON-stasjoner allerede 46, og flere kom i årene som fulgte. Mer om utviklingen av målekapasiteten for næringsmidler er oppsummert i vedlegg 3.

[10] Helserådene var kommunale organer med ulike helserelaterte oppgaver i lokalsamfunnet.

4 Radioaktiv forurensning i miljø og næringsmidler

Som undersøkelsene etter hvert viste, var det betydelige mengder radioaktivt nedfall i deler av Norge etter Tsjornobyl-ulykken. Noen av stoffene ble tatt opp via næringskjeden og overført til næringsmidler (faktaboks 3), og ble et problem av stort omfang.

Enkelte næringsmidler viste seg å være spesielt utsatt for høye nivåer av radioaktiv forurensning (figur 4.1). I den første perioden gjaldt dette særlig kjøtt fra rein og sau, melk og ferskvannsfisk. Høye nivåer i rein og sau viste seg å være et spesielt langvarig problem, som krevde tiltak i flere tiår (kapittel 5).



Figur 4.1: Figuren illustrerer sentrale overføringsveier for radioaktive stoffer fra miljøet til mennesker.

Faktaboks 3: Hvordan blir mat og miljø forurenset?

Forurensning direkte på overflaten

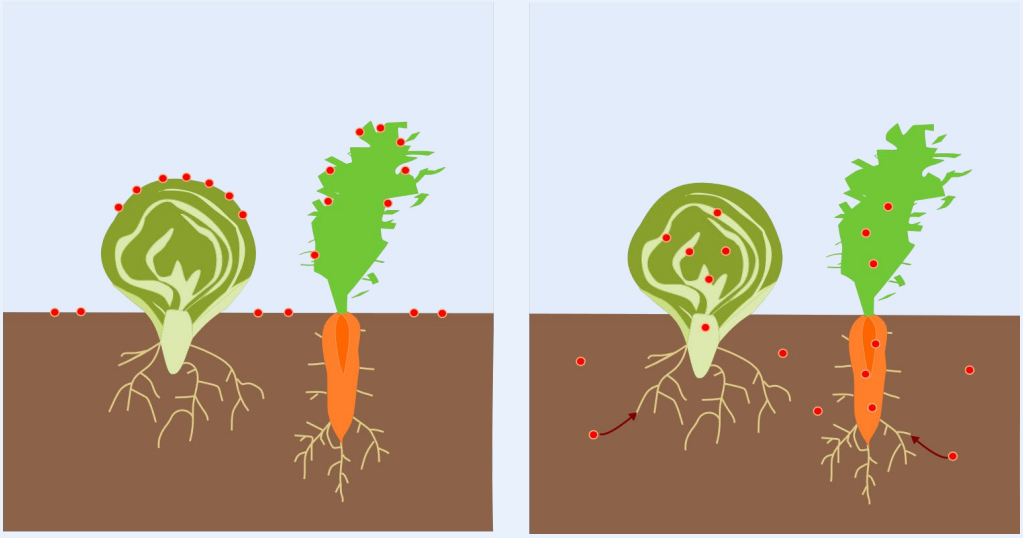
De radioaktive stoffene i et nedfall lander først på alle typer overflater (figur 4.2), inkludert på vann, jord, planter og lav. Slik overflateforurensning er viktigst de første dagene og ukene. Overflateforurensing kan også ha stor betydning på lang sikt, for eksempel for lav (faktaboks 4).

Aktivt opptak i organismer

Fordi organismer ikke kan skille godt mellom essensielle næringsstoffer og radioaktive stoffer med lignende kjemiske egenskaper, kan enkelte radioaktive stoffer aktivt tas opp på lignende måte som næringsstoffer. De viktigste eksemplene er:

- Radioaktivt cesium blir tatt opp på lignende måte som kalium
- Radioaktivt strontium blir tatt opp på lignende måte som kalsium.
- Radioaktivt jod er en radioaktiv isotop av grunnstoffet jod, som er et viktig næringsstoff. Planter og dyr kan ikke skille mellom stabilt og radioaktivt jod.

Ettersom isotoper av jod har kort halveringstid (8 dager), vil opptak gjennom røttene være viktigst for cesium og strontium. Opptak gjennom røttene får betydning etter dager til uker og er den dominerende forurensningsmekanismen på lang sikt.



Figur 4.2: Figuren viser hvordan miljøet først blir forurenset på overflaten fra et radioaktivt nedfall (venstre) og hvordan de radioaktive stoffene med tiden aktivt tas opp i planter gjennom røttene (høyre).

Når dyr spiser den forurensende vegetasjonen, blir de radioaktive stoffene som ligner næringsstoffer, aktivt tatt opp i fordøyelsessystemet og transportert i kroppen på lignende måte som de respektive næringsstoffene:

- Mesteparten av cesiumet går til kjøtt
- Mesteparten av strontiumet går til bein
- Melk inneholder både jod, cesium og strontium

Forurensning og opptak i ferskvannsystemer og havmiljø er nærmere forklart i faktaboks 3.

Oppstart av måleprogrammer for kartlegging, forskning og kontroll i 1986

En lang rekke prosjekter og måleprogrammer ble iverksatt allerede i 1986. Mange måleprogrammer var rettet mot å kontrollere hvorvidt nivåene i mat overskred myndighetenes grenseverdier for omsetning (kapittel 5.1), mens andre var mer rettet mot generell kartlegging av nedfallet eller forskning.

Laboratoriene måtte ta imot og analysere langt flere prøver enn normalt (figur 4.6). Dataene som ble samlet inn, ga uvurderlig kunnskap om nivåene av radioaktiv forurensning i ulike områder og i ulike arter, samt hvordan ulike radioaktive stoffer ble overført i mat og miljø. Denne kunnskapen var nødvendig for en god håndtering av hendelsen.

*Kontroll av n*æringsmidler

SIS og IFE stod hovedsakelig for målinger av næringsmidler de første månedene, før LORAKON-stasjonene hos næringsmiddelskontorene i stor grad tok over da de ble operative i september 1986 (Helsedirektoratet, 1986b). Undersøkelsene av næringsmidler skjedde i samarbeid med organisasjoner som meierisamvirket, Statens kornforretning, reindriftsagronomen og utvalgte fylkeskommunale etater. Innbyggerne dro også til næringsmiddelkontorene med prøver de hadde høstet selv og ønsket å få målt.

Som nevnt i kapittel 3.6, måtte målekapasiteten i LORAKON-nettverket økes betraktelig i raskt tempo for å ta unna behovet for kontroll av næringsmidler (vedlegg 3). Innen november 1986 var det analysert til sammen over 18 000 prøver av ulike næringsmidler, hvorav nærmere 10 000 ble analysert av den offentlige næringsmiddelkontrollen[11]. Innen ett år hadde gått, var omtrent 30 000 næringsmiddelprøver analysert (Strand m.fl., 1987).

Forskning innen landbruket

Mange forskningsprosjekter ble igangsatt for å redusere konsekvensene for landbruket. Det første året jobbet forskere på Norges landbrukshøgskole, Norges veterinærhøgskole og Veterinærinstituttet med å undersøke overføring og utskilling av radioaktivt cesium i dyr og effekten av ulike tiltak (Ekern m.fl., 1986; NOU 1987:1). Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd (NLVF) tok initiativ til videre utredningsarbeid for å undersøke hvordan radioaktive stoffer påvirket landbruk og matproduksjon, i tillegg til å utvikle tiltak for å redusere konsekvensene og bidra til å styrke den faglige atomberedskapen (Garmo og Gunnerød, 1992). Tiltakene som ble tatt i bruk i norsk matproduksjon er beskrevet i kapittel 5.

Overvåkning og forskning av naturmiljøet

Direktoratet for naturforvaltning (DN) og fylkesmennenes miljøvernavdelinger hadde ansvaret for å overvåke og informere om nivåer i vilt og ferskvannsfisk de første årene. I 1986 opprettet DN både en forskningsavdeling og et radioøkologisk forskningsprogram for å undersøke radioaktivt cesium i utvalgte næringskjeder i fjelløkosystemer og ferskvannsystemer rammet av nedfall[12] (Gaare m.fl., 1991).

Det pågår fremdeles en rekke overvåkningsprogrammer som følger nivåene av radioaktivt cesium fra Tsjornobyl-ulykken i mat og miljø. I kapittel 4.8 oppsummerer vi disse programmene og referanser for mer informasjon om dagens overvåkning og resultater.

Om dette kapitlet

I dette kapitlet oppsummerer vi generelle trekk om nivåene som ble målt i utvalgte mat- og miljøprøver i den første perioden, med hovedfokus på næringskjeden til mennesker, samt kort om hvordan disse har utviklet seg over tid. Alle måleresultater er oppgitt i ferskvekt, dersom ikke annet er spesifisert. Tabell 4.1 oppsummerer noen av de høyeste nivåene målt i mat og miljø.

[11] En oversikt over antall analyser som ble utført av hvem per november i 1986 er oppsummert i vedlegg 4 (Helsedirektoratet, 1986b).

[12] Programmet ble overført til Norsk institutt for naturforskning (NINA) da instituttet ble opprettet i 1988, med DN som oppdragsgiver.

Tabell 4.1: Oversikt over høyeste nivåer målt i ulike næringsmidler. Dette er med forbehold om at vi ikke nødvendigvis har tilgang på alle data – høyere enkeltverdier kan derfor foreligge i annet tallmateriale. Alle verdier er gitt i Bq/kg ferskvekt. Merk at tabellen inneholder data for både radioaktivt cesium ($^{134+137}$Cs), jod-131, ^{131}I og strontium-90 (^{90}Sr). For drikkevann er også summen av radioaktivt cesium og jod-131 oppgitt. Drikkevannsdataene er fra mai-juni 1986.

Matvare	Høyeste målte verdi (Bq/kg)	Radioaktivt stoff	Årstall og referanse
Drikkevann			
Sisternevann	7 000	^{137}Cs	1986[a]
Sisternevann	900	^{131}I	1986[a]
Grunnvann	<5	$^{134+137}$Cs + ^{131}I	1986[b]
Små, grunne innsjøer	40	$^{134+137}$Cs + ^{131}I	1986[b]
Store, dype innsjøer	<10	$^{134+137}$Cs + ^{131}I	1986[b]
Landbruksprodukter			
Sauekjøtt	15 000	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Storfekjøtt	2 000	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Svinekjøtt	150	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Kumelk	820	$^{134+137}$Cs	1992[c]
Kumelk	60	^{131}I	1986[d]
Produkter fra kumelk	1 600	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Geitemelk	1 500	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Geitemelk	100	^{131}I	1986[d]
Produkter fra geitemelk	4 200	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Geitost	7	^{90}Sr	1990[d]
Korn	380	$^{134+137}$Cs	1986[e]
Frukt og grønnsaker	5 500	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Tamrein, vilt og andre utmarksprodukter			
Reinsdyrkjøtt	100 000	$^{134+137}$Cs	1986/87[c]
Rådyr	7 500	$^{134+137}$Cs	1986[b]
Hare	9 000	$^{134+137}$Cs	1986[b]
Ferskvannsfisk	55 000	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Sopp (rimsopp)	45 000[13]	$^{134+137}$Cs	1991[f]
Ville bær (molte)	2 000	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Sjømat			
Oppdrettslaks	<10	$^{134+137}$Cs	1986[b]
Torsk	<10	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Brisling, sild, lodde	50	$^{134+137}$Cs	1986[b]
Blåskjell	80	$^{134+137}$Cs	1986[c]
Annet			
Honning	1 700	$^{134+137}$Cs	1986[b]
Lav	190 000	$^{134+137}$Cs	1986[a]
Gress	19 000	$^{134+137}$Cs	1986[a]

a. NOU 1987:1
b. Helsedirektoratet, (1986b)
c. Strand m.fl. (1987)
d. Strand og Reitan (1996)
e. SIS arbeidsdokument 1988:7
f. Gjelsvik m.fl. (2014)

[13] Vist her er høyeste måling av matsopp. Hvis man inkluderer sopp som er giftig for mennesker, er høyeste målte verdi 120 000 Bq/kg i en prøve pluggsopp fra 1989.

4.1 Drikkevann

Det ble tidlig gjennomført analyser av sisternevann, der jod-131 ble påvist. Nivåene varierte betydelig med sted, nedbørsmengde og størrelse på sisternene. Nivåer opp mot 7 000 Bq/l av jod-131 og 900 Bq/l av cesium-137 nivåer ble målt i sisternevann fra Trøndelag, mens verdiene var lavere på Østlandet (NOU 1987:1). For øvrige drikkevannskilder var nivåene lave (se tabell 4.1).

4.2 Jord og nedfall

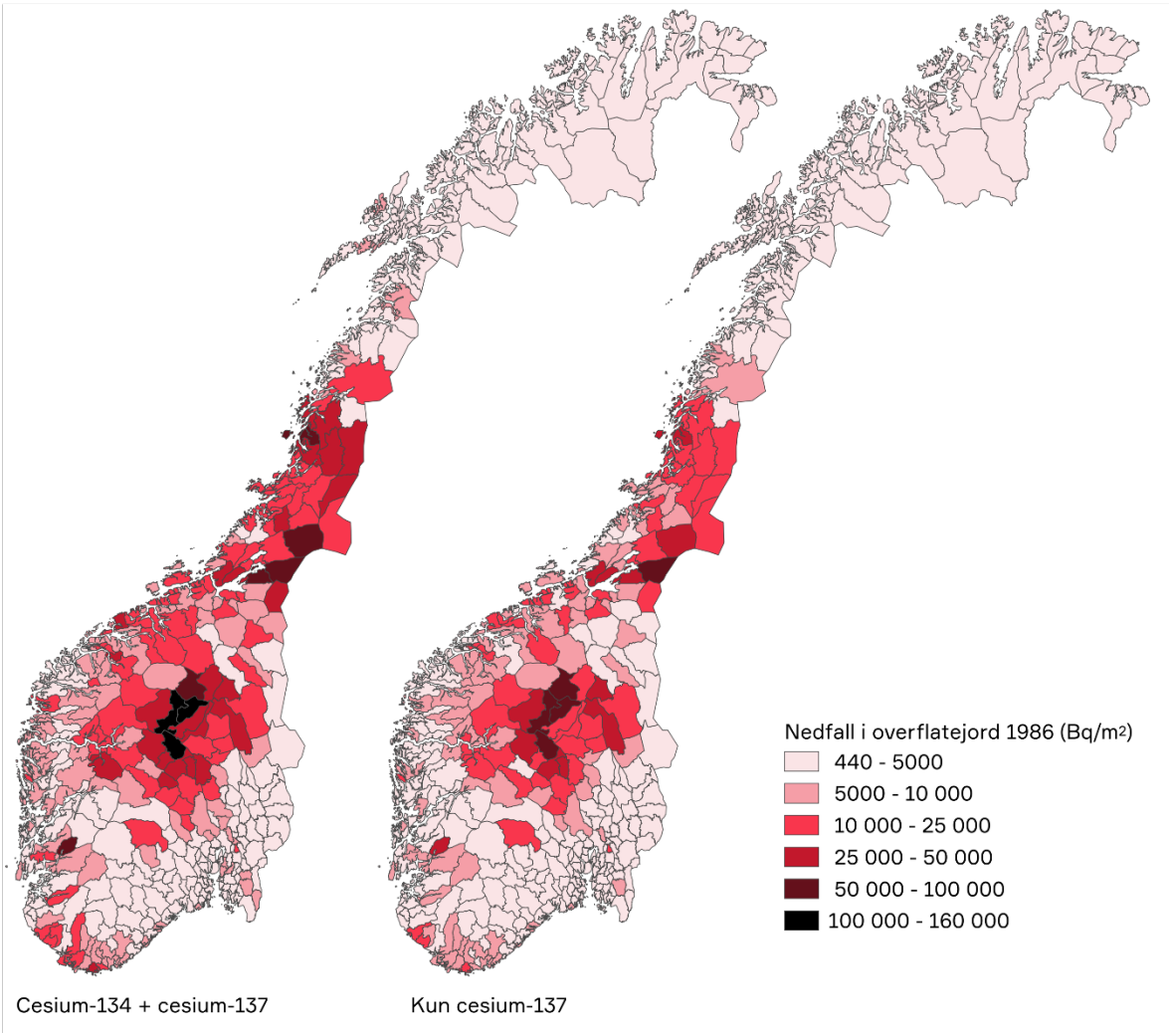
SIS gjennomførte ulike jordinnsamlinger de første dagene, men bestemte deretter at det gjennom sommeren 1986 skulle gjennomføres en landsdekkende kartlegging. Dette ble vurdert som den beste måten å få oversikt over nedfallet. Fylkeslandbrukskontorene ble bedt om å skaffe fire prøver i alle kommunene i Norge. Prøvene ble deretter blandet sammen til en prøve per kommune og sendt til SIS for analyse.

Figur 4.3 viser et kart over nedfallet av cesium-134 og cesium-137, basert på de innsamlede jordprøvene fra hver kommune. Nivåer over 10 000 Bq/m^2 ble målt i store deler av fjellstrøkene i Sør-Norge og i Midt-Norge, samt flekkvis på Sørlandet. Nivåene av cesium-134 var ca. halvparten så høye som cesium-137. Lite falt ned over Troms og Finnmark. De aller høyeste nivåene på kommunenivå fant man i Øystre Slidre med 52 000 Bq/m^2 cesium-134 og 100 000 Bq/m^2 cesium-137 (Backe m.fl., 1986). Lokalt var verdiene enkelte steder betydelig høyere (>1 000 000 Bq/m^2) (Thørring m.fl., 2019).

Som nevnt i kapittel 3.2.2, deltok også NGU i kartleggingen av nedfallet ved hjelp av gammamålinger fra helikopter, bil og fly over hele landet (Helsedirektoratet, 1986a). Dette arbeidet pågikk gjennom mai og juni. Kart over målinger gjennomført av NGU frem til 7. juni er vist i vedlegg 5.

Sammenligningsmålinger mellom NGU og SIS samsvarte i første omgang dårlig (SIS, 1986a), men det ble etablert et samarbeid slik at SIS, basert på parallellmålinger, kunne tolke nedfallsmengde basert på NGUs måleresultater. Disse dataene ga nå god overensstemmelse mellom NGUs målinger og jordprøveanalyser ved SIS (Helsedirektoratet, 1986a) og ga et mer geografisk dekkende bilde av nedfallet enn jordprøver alene.

Senere har NGU utført detaljerte kartlegginger av radioaktivt cesium bl.a. i deler av Trøndelag og Jotunheimen, som har vært et viktig supplement til kommunegjennomsnittene vist i figur 4.3.



Figur 4.3: Nedfall av radioaktivt cesium i norske kommuner i 1986. Kartet til venstre viser nedfall av både cesium-134 og cesium-137 til sammen, mens kartet til høyre viser kun cesium-137. Dataene er basert på en samleprøver fra hver kommune bestående av fire prøver av jord fra 0–4 cm dybde tatt sommeren 1986. Noe av innholdet av cesium-137 målt i 1986 stammer også fra atomprøvesprengningene i atmosfæren på 1950- og 1960-tallet, men dette nedfallet utgjør maksimum 5000 Bq/m^2. De store geografiske forskjellene vi ser på kartet fra 1986 skyldes derfor Tsjornobyl-nedfallet. Referanse: Backe m.fl. (1986).

Nye landsomfattende kartlegginger har siden blitt gjennomført (på faste målepunkter) hvert tiende år for å kunne se på utviklingen over tid[14]. Den siste ble gjennomført i 2025. Cesium-137 fra Tsjornobyl-ulykken finnes fortsatt i jorda, men nivåene har gått mye ned[15].

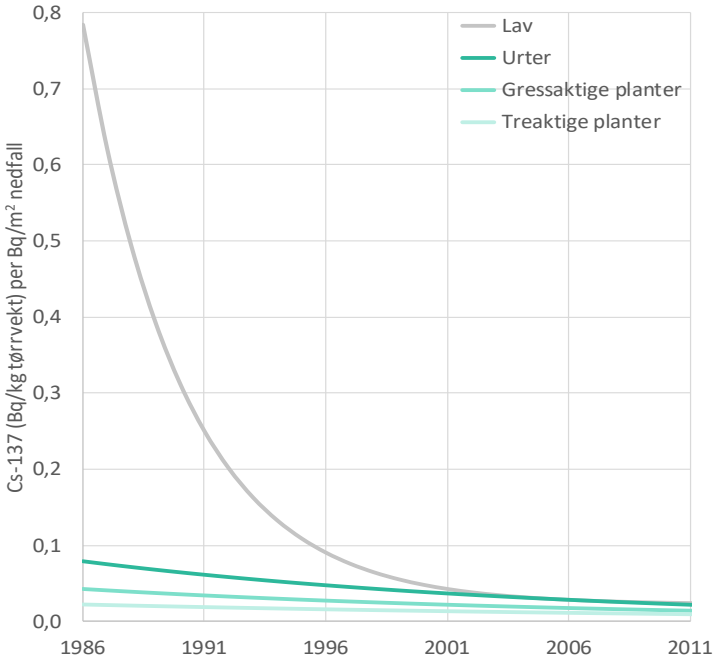
4.3 Lav, sopp og planter

4.3.1 Lav

Lav har stor overflate, har ikke røtter og tar opp næringsstoffer direkte fra luft og nedbør. Forurensningsnivåene i lav var derfor svært høye enkelte steder i den første tiden etter nedfallet. For eksempel målte SIS opptil 190 000 Bq/kg i lav fra Luru i Nord-Trøndelag sommeren 1986 (NOU 1987:1). Verdier over 100 000 Bq/kg ble også målt i lav fra Vågå i Oppland og sør i Nordland. Forurensningen i lav

[14] Nye kartleggingene ble gjort i 1995, 2005 og 2015 (Strålevernet i samarbeid med NTNU) og 2025 (DSA i samarbeid med NIBIO). Det var noen metodiske forskjeller mellom disse senere innsamlingene og den i 1986.
[15] DSAs kartlegginger utført i samarbeid med NTNU viser at konsentrasjonen av cesium-137 i overflatejord gikk ned i gjennomsnitt 80 % fra 1986 til 2015. I tillegg er cesium-134 i praksis borte. (DSA-info 05-2023 Radioaktivitet i jord.pdf) (DSA, 2023). Resultatene fra kartleggingen i 2025 foreligger ikke på tidspunktet denne rapporten publiseres.

forårsaket store konsekvenser for reindriftsnæringene i mange år (kapittel 4.4.3). Nivåene i lav avtok imidlertid ganske raskt sammenliknet med planter, der cesium stadig tas opp gjennom røttene (figur 4.4).

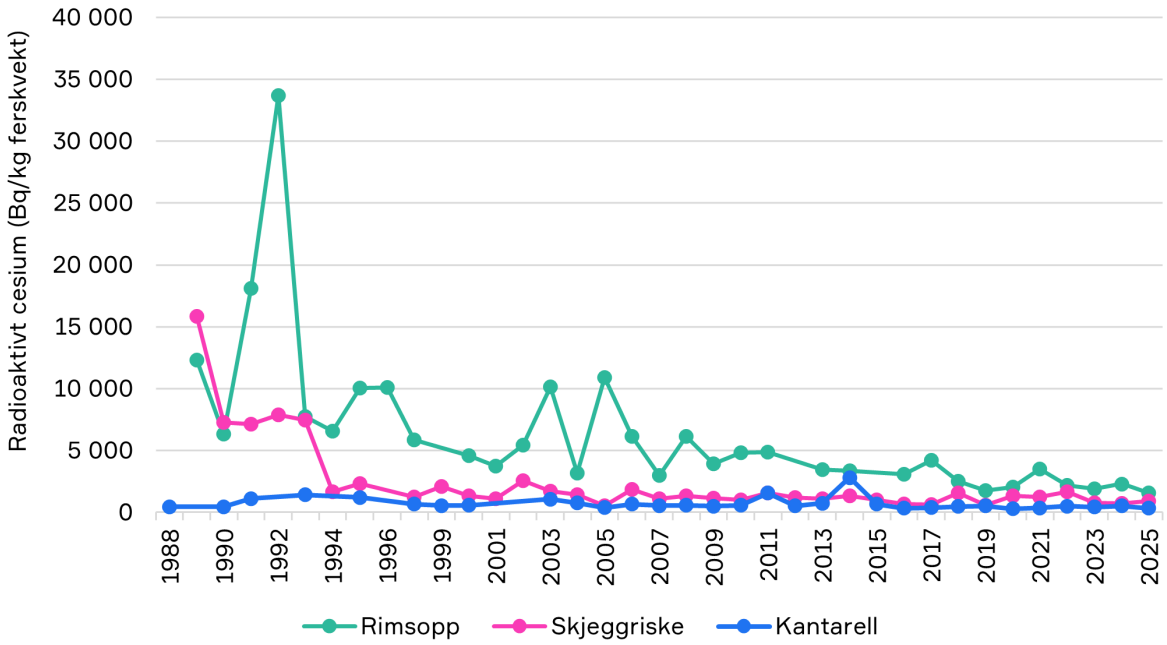


Figur 4.4: Tidsutvikling for cesium-137 i kategorier av fôrplanter for rein i Jotunheimen og Valdres-området (Bq/kg tørrvekt per Bq/m2 nedfall). Basert på Skuterud og Thørring (2021).

4.3.2 Sopp

Sopp er generelt svært effektive i opptak av næringsstoffer, og noen sopparter viser seg å ta opp mye radioaktivt cesium. Noen tidlige prøver av sopp i 1986 inneholdt over 5 000 Bq/kg (Strand m.fl., 1987), men i årene som fulgte ble det registret enda høyere nivåer (figur 4.5). Radioaktivitet i sopp har stor påvirkning på radioaktivitetsnivåene til beitedyr som rein og sau (kapittel 4.4). Overvåkningen har vist store variasjoner mellom sopparter. For eksempel tar matsoppene rimsopp og blek piggsopp opp mye radioaktivt cesium, og de høyeste enkeltmålingene i disse artene har vært henholdsvis 45 000 Bq/kg og 12 000 Bq/kg (Gjelsvik m.fl., 2014). Andre arter, som kantarell og rødskrubb, tar opp langt mindre.

Det måles fortsatt nivåer over 10 000 Bq/kg cesium-137 i enkeltprøver av vill sopp i dag i de mest forurensede områdene, mens de fleste sopp-prøvene har verdier godt under 500 Bq/kg (Komperød m.fl., 2026).



Figur 4.5: Gjennomsnittsnivå av radioaktivt cesium (cesium-134 + cesium-137, Bq/kg ferskvekt) i tre utvalgte arter i Lierne kommune nord i Trøndelag 1988–2025. Lierne er et av stedene i landet hvor vi har lengst tidsserier for sopp. I tillegg er dette en av kommunene med høyest nivåer av radioaktiv forurensning i sopp og planter i dag.

4.3.3 Ville planter og bær

Planter som vokser på næringsfattige utmarksområder, har et særlig effektivt næringsopptak, og det er lite av konkurrerende næringsstoffer til stede. Innholdet av radioaktivt cesium i vegetasjonen i næringsfattig utmark er dermed generelt høyere enn på dyrket mark.

Opptaket av radioaktivt cesium i beiteplanter varierer betydelig mellom ulike plantearter. For eksempel inneholder røsslyng ofte høyere verdier av radioaktivt cesium enn mange andre viltvoksende planter (Gjelsvik m.fl., 2014). Nivåer i beiteplanter varierer i tillegg mellom forskjellige utmarksområder (Garmo og Gunnerød, 1992; Skuterud m.fl., 2005; Thørring m.fl., 2012). Jordas fysiske og kjemiske egenskaper har stor betydning i denne sammenheng – for eksempel innhold av organisk materiale og leirmineraler.

I 1986 ble det målt radioaktivt cesium godt under grenseverdien generelt for ville bær, men måleverdier opp mot 2 000 Bq/kg ble registrert i molter. Selv om gjennomsnittsverdiene i ville bær i dag er relativt lave, finner man av og til høyere nivåer i molter og krekling i de mest forurensede områdene. Høyeste målinger de siste årene har vært opp mot 500–1 800 Bq/kg i molte (Komperød m.fl., 2026).

4.3.4 Dyrkede planter

Enkelte tidlig-grønnsaker ble utsatt for direkte kontaminering på overflaten i løpet av dagene med nedfall. Som nevnt i kapittel 3.3.4, ble et lite kvantum av salat og persille som stod på friland under de aktuelle dagene, forurenset på overflaten og fikk høye nivåer. Ellers var nivåene av radioaktivt cesium i grønnsaker etter nedfallet varierende, men gjennomgående under grenseverdien. Selv i de mest utsatte områdene ble det sjeldent målt verdier over 100 Bq/kg (Helsedirektoratet, 1986b). Gjødsling og pløying har bidratt til at dyrkede planter har tatt opp langt mindre radioaktivt cesium enn planter i utmark (kapittel 5.4).

I løpet av høsten 1986 tok Statens kornforretning ut prøver fra forskjellige kornarter fra 20 åkere fordelt på ulike landsdeler i Norge for analyse av radioaktivt cesium hos SIS. Resultatene viste gjennomgående lave nivåer, med en gjennomsnittskonsentrasjon på 3 Bq/kg (Helsedirektoratet, 1986b). En enkeltprøve av havre dyrket på myrjord i Levanger inneholdt 380 Bq/kg i 1986, mens alle andre inneholdt under 20 Bq/kg (Bjerke og Bakken, 1988). Nivåene i dyrkede planter er i dag svært lave (Komperød m.fl., 2026).



Figur 4.6: Bildet viser overfylte prøvemottak på SIS sine lokaler på Østerås sommeren 1986. Foto: DSA.

4.4 Kjøtt

På grunn av høyere opptak av radioaktivt cesium i planter på utmark enn på innmarksbeite (se kap. 4.3.3) ble forurensningen et større problem for beitedyr på utmarksbeite enn for dyr som kun beitet på innmark.

4.4.1 Sau

I juli 1986 viste prøveslakting av sau at sauekjøtt i enkelte områder hadde svært høye nivåer av radioaktivt cesium. Det ble målt verdier på opptil 15 000 Bq/kg, mange ganger høyere enn grenseverdien på 600 Bq/kg (kapittel 5.1). Mye av kjøttet ble ikke godkjent til menneskemat. Landbruksdepartementet frarådet derfor slakt av sau i de mest utsatte områdene. Det ble raskt iverksatt flere tiltak for å redusere radioaktiviteten i sau før slakt (kapittel 5). Allerede i 1987 kunne man se en generell nedgang på 20–30%. Likevel ble det i enkelte områder målt verdier på opptil 15 000 Bq/kg også i 1987 (SNT, 1988). Noen steder viste målingene høyere nivåer i 1987 enn i 1986.

Nivåene i sauekjøtt har vist seg å variere utfra tilgangen på beitevekster. Særlig kan gode soppår gjenspeiles i høyere aktivitetskonsentrasjoner.

Gjennomsnittsverdiene i sauekjøtt ligger nå godt under 600 Bq/kg, også i de hardest rammene områdene, selv om høyere verdier kan forekomme i enkeltdyr (Komperød m.fl., 2026).



Katastrofe for saue–bønder og reineiere?

Det kan gå mot en krise for saue-bønder og reineiere på Helgeland. Landbruksdepartementet har tilrådd en foreløpig stopp av slaktebehandling av småfe og tamrein fra områdene syd for Ranafjorden.
Dyr som slaktes av dyrevernmessige eller andre grunner vil ikke bli solgt, men hengt til side i påvente av en avklaring om radioaktivteten.

HA — Frode Nielsen

Departementet ønsker å vurdere forholdene rundt høstslaktingen nærmere, og den offentlige kjøttkontrollen vil derfor foreløpig ikke godkjenne kjøtt fra småfe, tamrein og vilt som slaktebehandles.

Frykter katastrofe

Helgelandsbøndene frykter derfor en økonomisk katastrofe, og lurer på om de får erstatning hvis kjøttet viser seg å være helsefarlig.

— Personlig tror jeg ikke det kan være så ille, men hvis vi ikke kan slakte for salg bør vi få vanlig betaling i erstatning, sier Sverre Svarttjønnli i Vefsn sau- og geitavlslag. Han håper og tror det beste, men synes det er ganske skremmende hvis sauekjøttet skulle vise seg å inneholde store mengder radioaktivitet.

Foreløpig er framtiden for både Svarttjønnlis og andre helgelandsbønders sauer usikker, og resultatene fra prøveslakting i Susendal er ennå ikke klare.

Hittil er det tatt 60 prøver av sau fra de mest utsatte distriktene i Midt-Norge. Først når resultatene av disse er kjent vil landbruksdepartementet legge opp sin strategi for høstslaktingen.

Fram mot slaktesesongen vil departementet også få mer kunnskaper om den betydning beitet, tiden og andre faktorer kan ha for endring av radioaktiviteten i kjøttet.

Saueproduksjonen i de områdene som er hardest rammet av det radioaktive nedfallet tilsvarer 15 prosent av produksjonen på landsbasis. Dette utgjør en god del millioner, og Informasjonssjef Svein Overskott i Norges kjøtt og fleskesentral mener storsamfunnet må dekke et eventuelt tap for disse bøndene.

Ikke helt svart

Overskott ser imidlertid ingen grunn til å male situasjonen helt svart. — Tidlig sanking, og utsatt slakting etter foring på riktig gjødslet beite, kan være aktuelle tiltak for å redusere problemet.

Helgeland Arbeiderblad 30. juli 1986, s. 9: Fra ingressen: «Det kan gå mot krise for saue-bønder og reineiere på Helgeland. Landbruksdepartementet har tilrådd en foreløpig stopp av slaktebehandling av småfe og tamrein fra områdene syd for Ranafjorden.» Opprinnelig bildetekst: «*Det er foreløpig stopp i saue- og reinslaktingen på Helgeland*». Artikkel av Frode Nielsen for Helgeland Arbeiderblad.

Bildet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

4.4.2 Andre husdyr

Radioaktivitet i storfekjøtt var et mye mindre problem sammenliknet med sau, og de høyeste målte nivåene gikk oppimot 2 000–3 000 Bq/kg i 1986 og 1987. Hest hadde i 1986 nivåer på linje med storfe. Det var bare de tre første årene etter ulykken at storfekjøtt ble avvist som menneskemat på grunn av for høyt innhold av radioaktivt cesium (kapittel 5). Andre husdyr som svin og fjørfe var lite utsatt (se tabell 3).

Dagens overvåkning viser at nivåene i storfekjøtt, svin og fjørfe vanligvis er lave og under 20 Bq/kg (Komperød m.fl., 2026).

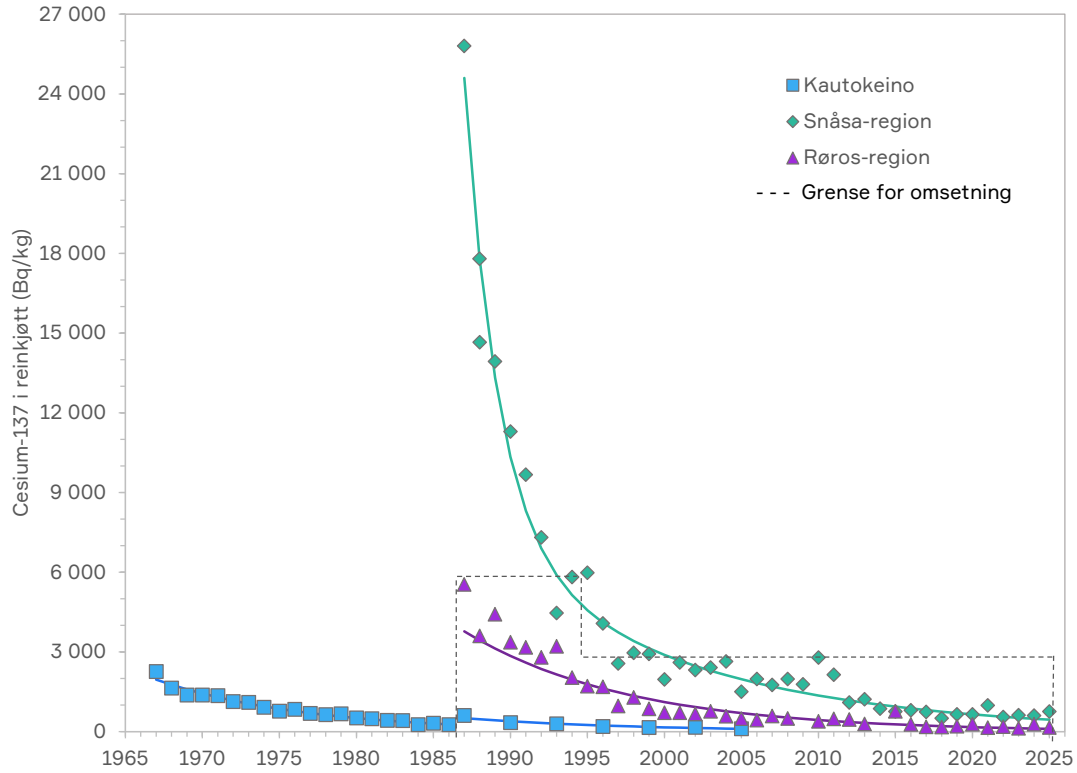
4.4.3 Rein

Høye konsentrasjoner i lav (kapittel 4.3.1) var den viktigste grunnen til at reinkjøtt i starten fikk særdeles høye nivåer radioaktivt cesium. Med årene har det kontinuerlige opptaket i planter og sopp blitt stadig viktigere. Radioaktivitetsnivåene i reinsdyr er også sterkt sesongvarierende. Les mer om dette i faktaboks 4.

Tamrein

Reinbeiteområdene i Sør-Norge, Trøndelag og sørlige deler av Nordland ble hardest rammet. Kjøtt fra tamrein i disse områdene hadde verdier opp mot 100 000 Bq/kg i reindriftsåret 1986/1987 (Strand m.fl., 1987). Omfattende tiltak ble derfor iverksatt for å hindre for store konsekvenser for reindriftsnæringen (kapittel 5) og for å begrense stråledosene til reindriftsutøvere, hvor reinkjøtt utgjør en stor del av næringsinntaket (kapittel 6).

Figur 4.7 viser nivåer av cesium-137 i reinkjøtt fra ulike regioner fram til 2025. Det er kun vist måleverdier fra rein slaktet om vinteren (se faktaboks 4). Som figuren viser, var nivåene etter Tsjornobyl-ulykken mye høyere i Midt-Norge enn i Finnmark (Kautokeino). Reinkjøttet fra Midt-Norge inneholdt dessuten betydelig mer radioaktivt cesium enn reinkjøtt fra Kautokeino målt i forbindelse med de atmosfæriske prøvesprengningene på 1950- og 60-tallet (Thørring og Skuterud, 2012). Dette gjaldt særlig for Snåsa-regionen, som omfatter de mest utsatte reinbeitedistriktene i Nord-Trøndelag (Thørring m.fl., 2022). Gjennomsnittsnivåene av radioaktivt cesium i tamrein ligger i dag under 1 500 Bq/kg, selv i de hardest rammede områdene (Komperød m.fl., 2026).



Figur 4.7: Cesium-137 i reinkjøtt fra forskjellige beiteområder (gjennomsnittskonsentrasjoner uten påvirkning av tiltak; se Thørring m.fl. (2022) for spesifisering av Snåsa- og Røros-regionene).

Faktaboks 4: Radioaktivt cesium i lav og overføringen til reinsdyr

Reinsdyras diett er den grunnleggende årsaken til at konsekvensene ble såpass store og langvarige for reindriftsnæringen. Reinsdyr beiter på lav og ulike beiteplanter i naturlige økosystemer, der radioaktivt cesium raskt tas opp og føres videre i næringskjeden. Reinsdyr spiser også mye sopp på høsten.

Lav var største kilde til radioaktivt cesium i reinkjøtt den første perioden
Lav hadde svært høye nivåer av radioaktiv forurensning i 1986 (kapittel 4.3.1), og utgjør en stor del av reinsdyras diett. Inntaket øker utover høsten og dominerer dietten gjennom vinteren. Samtidig går reinsdyra over til et lavere stoffskifte om vinteren, hvor de holder bedre på kalium og cesium i kroppen. Disse faktorene gjorde at innholdet av radioaktivt cesium i reinkjøtt var spesielt høyt på vinteren, som også er den tradisjonelle slaktesesongen.

Lavens rolle har blitt mindre viktig med tiden
Lav tar opp næring direkte gjennom overflaten, ikke fra jorden som planter og sopp. Etter hvert som årene har gått, har nivåene i lav gått mye ned i takt med at den kontaminerte laven er beitet ned, er død eller at ny vekst har kommet til. De senere årene har nivåene av radioaktivt cesium i lav vært tilsvarende nivåene i mange beiteplanter (figur 4.4).

Sopp utgjør også en stor del av reinsdyras diett, men er begrenset til høsten, og tilgangen varierer mye fra år til år. Soppinntak hos rein er, særlig i gode soppår, en viktig kilde til radioaktivt cesium i kjøttet. Etter hvert som nivåene i lav gikk ned, har sopp blitt en stadig større kilde til radioaktivt cesium. Rikelig forekomst av sopp kunne etter hvert gjøre at cesiumnivåene i rein ble høyere på høsten enn på vinteren.

Endret stoffskifte med lav utskillelse av kalium og cesium på vinterstid fortsetter å være en av årsakene til høye nivåer i reinkjøtt.

Villrein
Noen av villreinområdene ble også rammet av nedfall. Overvåkningen av villrein startet i 1986 gjennom DN og fylkesmennene[16]. Blant villrein tatt ut den første vinteren, februar/mars 1987, var høyeste verdier målt i Sølnkletten villreinområde nord i Hedmark, med gjennomsnittlig innhold av radioaktivt cesium på 52 000 Bq/kg (SNT, 1988). Ved ordinær jakt på høsten samme år var verdiene betydelig lavere. Overvåkningen ble senere utvidet til å omfatte flere villreinområder i Midt- og Sør-Norge. Nivåene ligger nå vanligvis under 500 Bq/kg (Gjelsvik m.fl., 2014).

4.4.4 Vilt (annet enn villrein)
Annet vilt, som elg, hjort og rådyr, kunne også inneholde forholdsvis mye radioaktivt cesium de første årene, men nivåene ble aldri så høye som i rein (se tabell 4.1). Miljøvernavdelingene hos fylkesmennene hadde ansvar sammen med DN for overvåkning og informasjon om radioaktivitet i vilt (SNT, 1988). Første jaktsesong høsten 1986 ble det målt nivåer over grenseverdien på 6 000 Bq/kg elg og opp til 7 500 Bq/kg i rådyr i Trøndelag (Helsedirektoratet, 1986b). Dette var betydelig lavere enn rein fra tilgrensende områder.

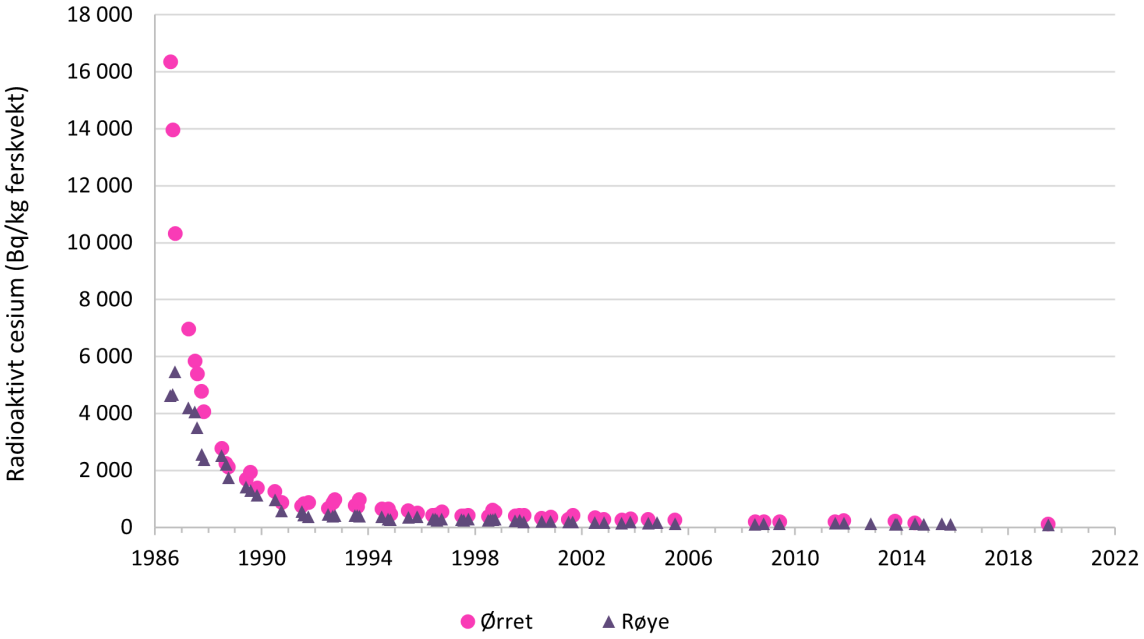
[16] Overvåkningen ble utarbeidet i samarbeid med Direktoratet for naturforvaltning (DN), men gjennomført av fylkesmennene. DN sammenstilte resultatene.

4.5 Fisk

4.5.1 Ferskvannsfisk

Ferskvannsfisk er sårbare for radioaktivt cesium (faktaboks 5), og nivåene steg raskt etter nedfallet. Allerede en måned etter nedfallet i 1986 ble det funnet høye verdier av radioaktivt cesium i ferskvannsfisk i Nord-Trøndelag, og overvåkningen ble utvidet. Ferskvannsfisk ble målt både gjennom DNs og fylkesmennenes overvåkningsprogram[17] og gjennom DNs forskningsprogram for radioøkologi[18]. Gjennom sommeren 1986 ble det målt svært høye verdier flere steder, særlig i næringsfattige innsjøer, med konsentrasjoner opp til 55 000 Bq/kg (Strand m.fl., 1987) i fisk fra de mest kontaminerte områdene. Trenden var økende gjennom sommeren med avtok senere på høsten.

Innholdet i ferskvannsfisk gikk forholdsvis raskt ned de første årene, men stabiliserte seg (figur 4.8). Overvåkningen viser i dag sjelden nivåer over 200 Bq/kg (Komperød m.fl., 2026).



Figur 4.8: Gjennomsnitt av cesium-137 (Bq/kg ferskvekt) i ørret og røye fra Høysjøen i Trøndelag i perioden 1986–2019. Det er ikke utført målinger i 2006-2007, 2010, 2016-2018 og 2020–2025. Data fra DNs forskningsprogram, senere overført til NINA. Overvåkningen skjer i dag i samarbeid mellom NINA og DSA. Data: NINA og DSA.

[17] Fylkesmennenes miljøvernavdelinger fikk fra 1987 ansvaret for overvåkningen. Opplegget var utarbeidet i samarbeid med Direktoratet for naturforvaltning, som også sammenstilte resultatene.
[18] Overført til NINA fra 1988, se innledning i kapittel 4.

Faktaboks 5: Akvatiske systemer

Ferskvannsystemer og ferskvannsfisk
I ferskvannsystemer blir den radioaktive forurensningen gradvis transportert videre i vassdragene og sedimentert på bunnen. Samtidig tilføres vannmassene stadig ny forurensning fra terrenget, og tidligere avsatte radioaktive stoffer kan remobiliseres fra bunnsedimentene og bli tilgjengelige på nytt.

Ferskvannsfisk lever i et miljø med lite salter, inkludert lite kalium. De må derfor aktivt ta opp kalium og andre salter via gjellene. Siden radioaktivt cesium tas opp på en lignende måte som kalium, fører dette til at ferskvannsfisk tar opp mye radioaktivt cesium når dette stoffet er til stede. Ferskvannsfisk tar også opp radioaktivt cesium via dietten og nivåene har en tendens til å øke høyere opp i næringskjeden.

Marint miljø og saltvannsfisk
Sjøvann får nedfall direkte på overflaten og gjennom avrenning fra land. Forurensningen blir imidlertid betydelig fortynnet i de store vannmassene i havet, selv om nivåene blir noe høyere i fjorder og nært land på grunn av avrenning fra terrenget og elver, enn i åpent hav. Saltvannsfisk lever i tillegg i et miljø med mye salter og har ikke behov for å aktivt ta opp kalium fra vannet. Tvert imot, så skiller de aktivt ut salter. Dette fører til at opptaket av radioaktivt cesium fra miljøet er mye lavere i saltvannsfisk enn i ferskvannsfisk.

4.5.2 Saltvannsfisk

Saltvannsfisk tar opp langt mindre radioaktivt cesium enn ferskvannsfisk, av årsaker forklart i faktaboks 5. Høye nivåer i saltvannsfisk ble derfor ikke et problem. De høyeste målte verdiene av radioaktivt cesium i saltvannsfisk var rundt 50 Bq/kg, men de fleste har vært langt lavere. Oppdrettslaks lå under 10 Bq/kg (Helsedirektoratet, 1986b).

Tsjornobyl-ulykken ble likevel et stort problem for eksport av norsk oppdrettslaks og annen saltvannsfisk på grunn av bekymringen som oppstod fordi det oppstå et stort behov for å måle og dokumentere at nivåene var lave (kapittel 3.4). Sjømat ble de første årene kontrollert av Fiskeridirektoratets kontrollverk.

Dagens overvåkning av radioaktivitet i saltvannsfisk viser at nivåene i norske havområder ligger under 1 Bq/kg (Komperød m.fl., 2026).

4.6 Melk og meieriprodukter

Meierisamverket fortok en systematisk innsamling av melkeprøver fra våren 1986 til og med 1995. (Strand og Reitan, 1996). Prøvene ble analysert på Kontrollinstituttet for meieriprodukter (KiM), som fikk eget LORAKON-utstyr.

4.6.1 Kumelk

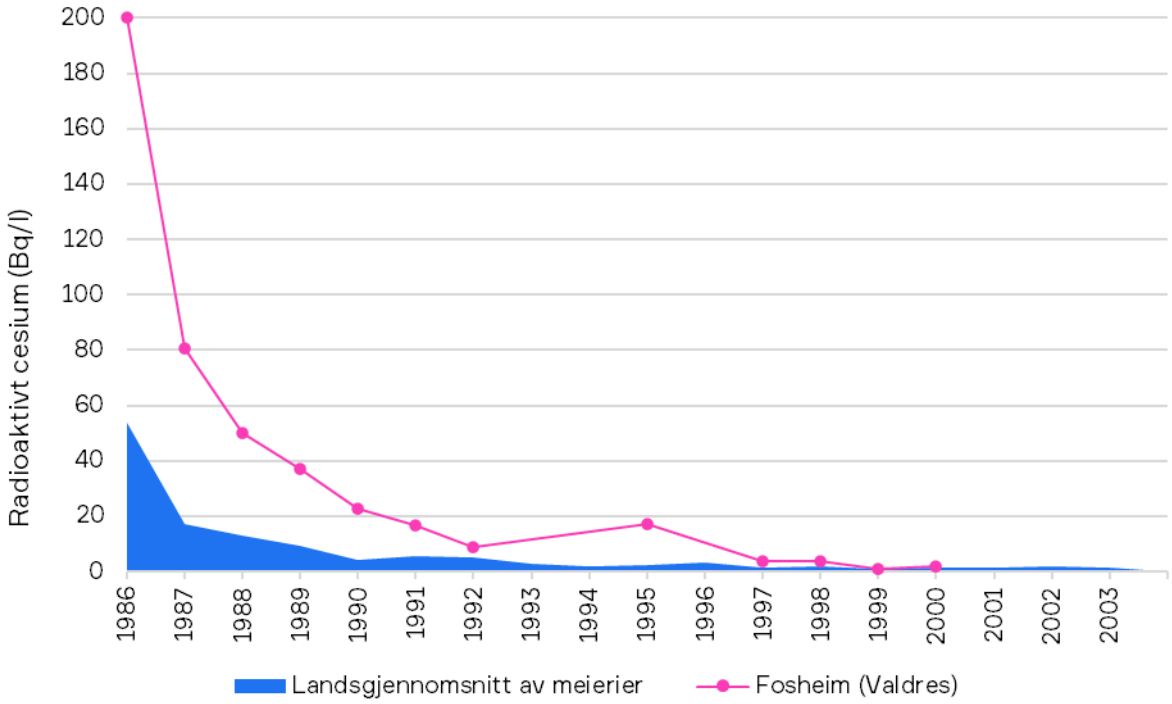
I de første dagene var det spesielt radioaktivt jod (jod-131) i melk som skapte bekymring. Det ble igangsatt rutinemessige målinger av melk fra landets største meierier allerede de første dagene i mai. Prøver tatt mellom 2. og 7. mai fra ulike steder i landet viste jod-131-verdier mellom 2 og 25 Bq/l. Nivåene gikk noe opp da dyrene ble sluppet på beite. På grunn av den korte halveringstiden på åtte dager, sank verdiene av

radioaktivt jod i melk raskt utover sommeren. De høyeste enkeltresultatene for jod-131 i leverandørmelk fra enkeltgårder var rundt 60 Bq/l i kumelk i juni (Strand og Reitan, 1996).

Radioaktivt cesium ble påvist i melk for første gang mot slutten av mai 1986. Nivåene økte deretter utover i beiteperioden. Det høyeste landsgjennomsnittet i prøver av ferdig behandlet konsummelk (H-melk) fra meierier var 61 Bq/l fra siste halvdel av juli i 1986 (SNT, 1988). Gjennomsnittet ved samme tidspunkt i 1987 var på 25 Bq/l og i 1988 på 15 Bq/l (Paulsen m.fl., 1989). Høyere nivåer ble målt ved enkeltmeierier. For eksempel lå nivåene på H-melk ved meieriet i Valdres i august 1986 rundt 300 Bq/l. I enkelte prøver av *ubehandlet* melk (fra silo og tankbil) oversteg verdiene også grenseverdien på 370 Bq/l. Kumelk fra Valdres ble omdisponert til andre formål i en måneds tid (kapittel 5.3.2). Figur 4.9 viser utviklingen av radioaktivt cesium i H-melk i juli på landsbasis og i Valdres.

Som en del av DSAs overvåkingsprogram av husdyr på utmarksbeite har nivåene av cesium-137 i melk fra enkeltbesetninger av kyr blitt fulgt ukentlig gjennom sommeren i noen av de hardest rammede områdene siden 1988. Den høyeste målingen av kumelk samlet fra en enkelt gård i dette programmet var på 820 Bq/l[19] i Øystre Slidre i 1992 (Gjelsvik, 2005).

Strontium-90 i melkeprodukter ble kartlagt i 1990 og viste under 3 Bq/kg i melk (Grimstad m.fl., 1991).



Figur 4.9 Gjennomsnittlig konsentrasjon av radioaktivt cesium (Bq/l) i ferdig behandlet kumelk (H-melk) for alle prøver fra juli. Landsgjennomsnitt representerer gjennomsnitt av gjennomsnittsverdier for hvert meieri. Også vist er gjennomsnittsverdier fra Fosheim meieri i Valdres. Verdiene skiller seg noe fra verdiene gjengitt fra SNT rapporten (i teksten over) fordi periodene er noe forskjellig. Programmet var organisert av Meierisamvirket og SNT og analysert hos KiM. Datakilde: Målerapporter fra KiM.

4.6.2 Geitemelk

Det er høyere overføring av radioaktivt cesium fra beiteplanter til melk i geit enn hos ku (Helsedirektoratet, 1986b; Strand og Reitan, 1996). Geiter beiter ofte i fjell- og utmarksområder om sommeren. Derfor kan radioaktiviteten i geitemelk øke utover beitesesongen og være høyest på sommeren eller tidlig høst.

Landsgjennomsnittet for geitemelk var på sitt høyeste på omtrent 200 Bq/l sommeren 1986 (SNT, 1988). Enkeltmeieriet med høyest nivåer var Namdalen med ca. 650 Bq/l (Bynhildsen m.fl., 1992). Produksjon av geitemelk direkte til konsum foregikk på Sunnmøre, og har hele tiden vært under 200 Bq/l

[19] Måleverdien på 820 Bq/l som er oppgitt, er en enkeltmålinger som ikke kommer frem i rapporten. I figurene i rapporten har medianverdier blitt brukt til å lage figuren når det foreligger flere verdier for samme uke. Overvåkningen av melk fra dyr å utmarksbeite var først i regi av SNT, senere overført til DSA.

(Helsedirektoratet, 1986b, Paulsen m.fl., 1989). I andre deler av landet brukes geitemelken hovedsakelig til produksjon av brunost (kapittel 4.6.3).

I forbindelse med DSAs overvåkingsprogram av husdyr på utmarksbeite har nivåene av cesium-137 i melk fra enkeltbesetninger av geiter blitt fulgt ukentlig gjennom sommeren i noen av de hardest rammede områdene siden 1988. Den høyeste målingen av geitemelk samlet fra en enkeltgård i dette programmet frem til i dag, var på 2100 Bq/l i Øystre Slidre i 1991 (Gjelsvik, 2005).

4.6.3 Andre meieriprodukter

Brunost

I brunostproduksjon er det mysen som benyttes. Cesium er vannløselig og følger i hovedsak mysen i ysteprosessen. Dette gjør at cesium konsentreres i myseprodukter, som brunost og prim.

I flere år ble det besluttet at geitemelk fra de mest forurensede områdene ikke skulle benyttes til brunostkoking[20] (kapittel 5.3.2) (Brynhildsen m.fl., 1992). I enkelte områder ble det i stedet anbefalt å produsere Gudbrandsdalsost fremfor brunost, ettersom denne inneholder en lavere andel geitemelk. Det ble innført en operativ grense på 50 Bq/kg for radioaktivt cesium for geitemelk til brunostproduksjon for å hindre nivåer over grenseverdien i selve brunosten (kapittel 5.1). Slik unngikk man at brunost over 600 Bq/kg ble solgt i butikk.

Selv om de fleste brunostproduktene hadde cesiumverdier under 300 Bq/kg, forekom det tidvis produkter med verdier som nådde grenseverdien. De høyeste nivåene av radioaktivt cesium i brunost var mellom 3 500 og 4 200 Bq/kg, målt i brunost av typen stølsost og ekte geitost fra Valdres og Namdal i 1986 (data fra KiM).

Lokalproduserte brunoster av ren geitemelk kan fremdeles ha verdier opp mot 300 Bq/kg, men innholdet i geitost fra større meierier er i dag gjennomgående lave (Komperød m.fl., 2026).

Andre meieriprodukter

Radioaktivt cesium i andre meieriprodukter ble også undersøkt etter nedfallet i 1986, men måleresultatene viste konsekvent lavere verdier. I meieriprodukter som smør og hvitost, skilles mysen vekk og inngår ikke i det ferdige produktet. Innholdet av radioaktivt cesium blir derfor langt lavere. De høyeste verdiene målt i hvit geitost er ca. 360 Bq/kg og 30 Bq/kg i hvitost laget av kumelk i 1986 (data fra KiM).

4.7 Honning

Når bier samler inn nektar fra planter som er forurenset av radioaktivt nedfall, overføres dette til honningen. Forurensningsnivået i honningen avhenger av hvilke planter nektaren er samlet fra. Lynghonning har gjerne et høyere innhold av radioaktivt cesium enn annen type honning, siden røsslyng har et mer effektivt rotopptak av radioaktivt cesium sammenliknet med andre planter. Etter Tsjornobyl-ulykken viste norsk honning verdier opptil 1 700 Bq/kg i nedfallsområder (Helsedirektoratet, 1986b), men ved å blande honning fra ulike distrikt til ferdig produkt klarte man å unngå for høye verdier for kommersielt bruk.

Forholdsvis høye verdier måles fremdeles i lynghonning fra rammede områder (Komperød m.fl., 2026). I 2023 målte Veterinærinstituttet opp mot 800 Bq/kg i to prøver lynghonning fra sørlige deler av Nordland (Bernhoft m.fl., 2025).

[20] I 1987 gjaldt dette hele Nord-Trøndelag og deler av Hedmark og Oppland.

4.8 Dagens overvåkning og mer informasjon

DSA og Mattilsynet overvåker fremdeles en lang rekke næringsmidler og miljøprøver for å følge utviklingen over tid, i samarbeid med andre institusjoner. Tabell 4.2 gir en oversikt over programmene som pågår i dag. I tillegg pågår det stadig forskning og kartlegginger som ikke er omtalt her. Lenker til rapporter for videre lesning om temaene er gitt under.

Tabell 4.2: Dagens overvåkningsprogrammer for radioaktivitet i miljø og næringsmidler.

Oversikt over dagens overvåkningsprogrammer for radioaktivitet i miljø og næringsmidler
Landmiljø og ferskvannssystemer DSA koordinerer overvåkningsprogrammet «Radioaktiv forurensning i landmiljø og ferskvannssystemer» i samarbeid med ulike aktører. Programmet følger nivåene av radioaktiv forurensning i jord, ferskvann og en rekke nøkkelarter i landmiljø og ferskvann. Programmet har særlig fokus på nedfall etter Tsjornobyl-ulykken og flere av tidsseriene strekker seg helt tilbake til 1986. Overvåkningen skjer i dag i samarbeid med NINA, UiO og NIBIO.
Marint miljø DSA koordinerer det marine miljøovervåkningsprogrammet, *Radioactivity in the Marine Environment* (RAME), som gjennomføres i samarbeid med Havforskningsinstituttet. Programmet startet på 1990-tallet og dokumenterer og følger nivåene av ulike radioaktive stoffer i sjøvann, sedimenter, sjømat og annen biota i Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og langs norskekysten. Prøvetaking utføres årlig, og det er årlige tokt som rullerer mellom havområdene hvert tredje år.
Kjøtt fra slakteri Mattilsynet overvåker nivåene av sauekjøtt og tamreinkjøtt i prøver tatt ut ved slakteriene, med hovedvekt på de mest forurensede områdene. Prøvene analyseres i LORAKON-laboratoriene. Målingene har pågått siden 1986, da myndighetene hadde behov for å kontrollere mat til omsetning og effekt av tiltakene.
Måling av levende sau og tamrein Måling av levende sau og rein målt for å kontrollere nivåene før slakting pågikk 1987–2019 (kapittel 5.5). Det pålegges ikke lenger tiltak for sau og rein ettersom grenseverdiene er fjernet (kapittel 5.1.4), men Mattilsynet måler fortsatt levende sau i utvalgte besetninger for å følge utviklingen og vedlikeholde målekompetanse av beredskapshensyn. Mattilsynet opprettholder også et tilbud for reindriftsutøvere om å måle rein til eget forbruk.
Dyr på utmarksbeite Overvåkningen av cesium-137 i utmarksbeite dyr gjennom sommeren har pågått siden 1988. Melk fra ku og geit på utmarksbeite måles ukentlig gjennom sommeren i utvalgte besetninger for å følge langtidsutviklingen. DSA koordinerer i dag overvåkningsprogrammet. I tillegg utfører Mattilsynet levende dyr-målinger av én sauebesetning gjennom sommeren.
Sopp og bær DSA koordinerer overvåkningen av viltvoksende sopp og bær. Ulike arter vill sopp og ville bær fra bestemte steder i landet samles inn av Norges sopp- og nyttevekstforbund. Overvåkningen av sopp har pågått siden 1986.
Dagligvarer fra butikk I 2020 startet DSA programmet «Radioaktivitet i dagligvarer», som gjenopptok tråden fra matmyndighetenes «Matkurven»-program fra 1987–2004. Programmet dokumenterer de typiske nivåene av radioaktivt cesium i norsk mat, f.eks. ulike typer kjøtt, frukt, grønnsaker, fisk og meieriprodukter. LORAKON-laboratoriene tar prøvene og utfører analysene. Programmet etterfulgte Mattilsynets overvåkningsprogram for lokalmatprodukter i hardt rammede områder 2016–2019.

Mer informasjon om radioaktiv forurensning og dagens nivåer i mat og miljø kan du finne i følgende rapporter:

- DSA-rapport 2026:2 Radioaktivitet i norsk mat 2017-2025 (Komperød m.fl., 2026)
- DSA-rapport 2022:2 Stråledoser til reindriftsutøvere i Midt-Norge etter Tsjernobyl-ulykken (Thørring m.fl., 2022)
- DSA-rapport 2014:9 StraalevernRapport_2014-9_Terrestrisk.pdf (Gjelsvik m.fl., 2014)
- NINA Rapport 1739 Radioaktiv forurensning i ville planter. Overvåking av cesium-137 i utvalgte områder i norsk natur (2019) (Tingstad og Nybø, 2019)
- DSA-info 2023:5 Radioaktivitet i jord (DSA, 2023).
- DSA-info 2026:2 Radioaktivt cesium i ville bær (DSA, 2026c).
- DSA-info 2026:4 Radioaktivitet i villrein 2001-2024 (DSA, 2026b).
- DSA-info 2026:5 Radioaktivitet i sopp 2015-2025 (DSA, 2026a).
- DSA-rapport 2025:7 Radioactivity in the Marine Environment 2018, 2019 and 2020 (Skjerdal m.fl., 2025)
- Mattilsynet: Radioaktivitet i mat – resultater fra Mattilsynets overvåkning 2019 (Østmo, 2020)
- Mattilsynet: Radioaktivitet i mat – resultater fra Mattilsynets overvåkning 2016-18 (Bernhoft og Østmo, 2020)

5 Tiltak i landbruket og reindriftsnæringen

Landbruket, særlig de delene som er knyttet til utmarksressurser, ble hardt rammet av det radioaktive nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken. Mange bønder er avhengige av utmarksbeite som fôrressurs både for stor- og småfe, spesielt sau, i store deler av sommerhalvåret. Forurensing av disse områdene førte derfor til store utfordringer for husdyrholdet.

Konsekvensene for reindriftsnæringen var også omfattende. Hardest rammet ble tamreinlag[21] i Jotunheimen og samiske reindriftsområder i Nord-Trøndelag og sørlige Nordland. Dette førte til konsekvenser for reindrift i flere tiår etter ulykken. Samiske reindriftsutøvere har tradisjonelt et høyt inntak av reinkjøtt, som gjorde at nedfallet ikke bare fikk store konsekvenser for selve reindriften, men også på et mer personlig plan knyttet til eget kosthold. Den kulturelle betydningen av den tradisjonelle samiske reindriften gjorde det viktig å finne tiltak som minimerte konsekvensene for denne gruppen.

Det er et viktig forvaltningsmessig strålevernsprinsipp at stråledoser skal holdes «så lave som rimelig mulig»[22]. Dette innebærer at myndighetene som utgangspunkt alltid skal vurdere tiltak for å redusere stråledoser til befolkningen, men at den helsemessige gevinsten av tiltakene må vurderes opp mot de økonomiske kostnadene og andre samfunnsmessige konsekvenser, inkludert kulturelle hensyn. Norske myndigheter stod tidlig overfor behovet for å balansere flere slike hensyn. Det var viktig å sikre mattrygghet for befolkningen, men samtidig var det viktig å begrense kassering av matvarer og redusere de økonomiske og samfunnsmessige konsekvensene for reindriften og husdyrnæringen.

I det første året etter ulykken var kassering av forurensede matvarer den mest umiddelbare konsekvensen. Etter hvert ble det utviklet og iverksatt en rekke tiltak for å redusere radioaktiviteten i husdyr og tamrein før slakt, slik at tapene kunne begrenses i årene som fulgte.

Den 31. juli 1986 fattet den norske regjeringen et vedtak om at hver enkelt produsent skulle kompenseres økonomisk slik at de ikke led tap som følge av myndighetenes tiltak etter Tsjornobyl-ulykken. Kompensasjon for kassert kjøtt og tiltak var sentrale virkemidler for å opprettholde produksjonen i husdyrnæringen og reindriften. Kostnadstallene tilknyttet de ulike kompensasjonsordningene omtales nærmere i kapittel 8. Forskrifter med bestemmelser knyttet til tiltak (de mest nylige) er oppsummert i vedlegg 6.

5.1 Grenseverdier

Myndighetene i Norge var tidlig ute med å fastsette grenser for tillatte nivåer av radioaktivitet i mat som skulle omsettes. De tillatte nivåene fikk enkelte justeringer underveis, som beskrevet under. Grensene representerte ingen øvre grense for hva som var skadelig, men hadde som formål å redusere det samlede inntaket av radioaktiv forurensning i befolkningen. Samtidig var det et viktig tiltak for å sikre mattrygghet og opprettholde befolkningens tillit til at maten som ble solgt i butikkene var trygg.

Ulike begreper har blitt brukt for å omtale grensene for tillatte nivåer i mat som skal omsettes. I denne rapporten har vi valgt å bruke begrepet *grenseverdi* konsekvent gjennom hele rapporten, i tråd med det mest nylige begrepet brukt (kapittel 5.1.3) (tabell 5.1).

Grenseverdiene gjaldt omsetning (salg) og ikke for mat høstet til eget forbruk. Myndighetene ga i stedet egne råd om inntak av produkter med radioaktiv forurensning rettet mot personer med høyt inntak av egenhøstede matvarer. Dette er omtalt i kapittel 6.

Tabell 5.1: Utvikling av nasjonale grenseverdier for radioaktivt cesium og jod i næringsmidler i Norge etter Tsjornobyl-ulykken. Tabellen viser når ulike grenseverdier ble innført og justert og hvilke matvarekategorier de gjaldt. Fet skrift er brukt for å fremheve endringen gjort siden forrige gang.

[21] Tamreinlag er lag som organiserer ikke-samisk tamreindrift. De fire tamreinlagene i Norge er Lom, Vågå, Fram og Filefjell.
[22] Internasjonalt omtalt som «ALARA»-prinsippet, «as low as reasonably achievable».

Tidspunkt	Ordlyd	Produkt	Cesium-134+137 (Bq/kg)	Jod-131 (Bq/kg)
26.05.1986	Grenseverdier for akseptabelt innhold	Alle	300	1000
20.06.1986	**Tiltaksgrense**	**Melk og barnemat** Øvrige basisnæringsmidler	**370** **600**	
20.11.1986	Tiltaksgrense	Melk og barnemat Øvrige basisnæringsmidler **Tamrein og vilt**	370 600 **6 000**	
Juli 1987	Tiltaksgrense	Melk og barnemat Øvrige basisnæringsmidler Tamrein, vilt og **vill ferskvannsfisk**	370 600 6 000	
01.08.1994	Tiltaksgrense	Melk og barnemat Øvrige basisnæringsmidler Tamrein, vilt og vill ferskvannsfisk	370 600 **3 000**	
03.07.2015	**Grenseverdi (forskriftsfestet)**	Melk, **melkeprodukter** og barnemat Øvrige basisnæringsmidler Tamrein, vilt og vill ferskvannsfisk	370 600 3 000	
01.01.2025	Grenseverdiene oppheves			

5.1.1 Innføring av generelle grenseverdier

De første offisielle grensene for «akseptabelt innhold» i alle næringsmidler ble i midten av mai 1986 satt til 300 Bq/kg for radioaktivt cesium og 1 000 Bq/kg for jod-131. Gjennom et felles nordisk møte ble det enighet om å anbefale myndighetene å harmonisere grenseverdiene mellom de nordiske landene. På bakgrunn av dette møtet etablerte Helsedirektoratet 20. juni en grenseverdi for radioaktivt cesium på 370 Bq/kg for melk og barnemat og 600 Bq/kg for alle øvrige matvarer til omsetning (NOU 1986:24), i tråd med EFs grenser for import fra tredjeland.

Grenseverdien for jod-131 gjaldt offisielt til og med 1988, men på grunn av halveringstiden på bare 8 dager hadde denne grensen i praksis bare betydning i noen få uker.

5.1.2 Egne grenseverdier for tamrein, vilt og vill ferskvannsfisk

Etter forslag fra SIS, vurderte myndighetene gjennom sommeren og høsten 1986 om grenseverdien burde økes for produkter som tamrein, vilt, ferskvannsfisk og sau, for å begrense konsekvensene for de berørte næringene. En økning i grenseverdien for omsetning ble vurdert som strålevernsmessig forsvarlig for disse produktene ettersom salget var forholdsvis lavt. Samtidig var myndighetene bekymret for hvordan en økning av grenseverdien ville oppfattes i befolkningen.

Utover senhøsten ble det tydelig at nivåene av radioaktivt cesium i tamrein ville true hele reindriften i Norge hvis man beholdt grenseverdien på 600 Bq/kg. Ved en slik grense ville mesteparten av tamreinkjøttet i Norge måtte kasseres – alt kjøttet fra de sør-samiske områdene, men også mesteparten av kjøttet fra Finnmark[23]. I Norge hadde vi også erfaring fra perioden med atomprøvesprengninger at nedgangen av radioaktiv forurensing var svært langsom og at problemet ville vedvare i mange år. Etter at landsstyret for Norske Reindriftsamers Landsforbund ba regjeringen om å øke grensen, ble grenseverdien for radioaktivt cesium i omsatt tamreinkjøtt tidoblet til 6 000 Bq/kg den 20. november 1986. Dette kunne forsvares ved at en slik økning ikke ville ha noen betydelig påvirkning på tilleggsdosen til den

[23] Reinkjøttet i Nord-Norge inneholdt fremdeles radioaktivt cesium fra atomprøvesprengningene, og med tillegget fra Tsjornobyl-ulykken ville en stor andel overskride 600 Bq/kg.

gjennomsnittlige nordmann, som spiser svært lite tamreinkjøtt. Ved å heve grenseverdien reddet man svært store mengder reinsdyrkjøtt fra å bli kassert.



Becquerel-grensen må heves

■■■■ — Først i 1979-80 hadde reinkjøtt et becquerel-innhold på under 600. Så lenge varte virkningene av atomprøvespregningene på 60-tallet. Målinger fra dengang viser et becquerelinnhold i reinkjøtt på over 3000. Dette forteller reindriftssjef Ole K. Sara til Sør-Varanger Avis. Sara mener at dersom ikke grensen på 600 heves kan vi få den situasjonen i Finnmark at mesteparten av årets slakt bare må kasseres.

Sør-Varanger Avis 18. november 1986, s. 5: Reindriftssjef Ole K. Sara ønsker at myndighetene skal sette opp grenseverdien for tamreinkjøtt. Han argumenterer at nivåene av radioaktivt cesium i tamrein i Finnmark var over 3000 Bq/kg på 1960-tallet etter prøvesprengninger i atmosfæren, og synes derfor 600 Bq/kg er en lav grense. Sitat fra Sara: «Hvis grensen for becquerel-innholdet i reinkjøtt blir stående på 600 kan det gå mot katastrofe for reindriftsnæringa. Mesteparten av årets slakt kan bli ubrukbar som menneskeføde og må derfor bare kastes.» «Det blir spennende å se hvilke grenseverdier helsemyndighetene velger. For reindriftsnæringa er det er spørsmål om å være eller ikke være.» Artikkel av Erling Hansen.

Klippet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

Det er viktig å merke seg at grenseverdien på 6 000 Bq/kg for tamrein gjaldt kjøtt til omsetning, og ikke var relevant for kjøttet som reindriftsutøverne i de rammede områdene spiste selv. En rekke tiltak ble iverksatt for å begrense stråledosene til denne gruppen (kapittel 6).

Tidoblingen av grenseverdien 20. november 1986 gjaldt også for vilt, og ble utvidet til å gjelde også vill ferskvannsfisk fra juli 1987. Økte nivåer for vilt og vill ferskvannsfisk til omsetning ble akseptert fordi konsumet i befolkningen er generelt lavt for slike produkter fra butikk. For personer som høstet og sanket mye til eget forbruk ble det gitt egne anbefalinger om inntak (kapittel 6.1).

Grenseverdien for sauekjøtt ble ikke hevet. Det var motstand mot dette fra blant annet landbruksorganisasjoner, som fryktet at produktet ville bli oppfattet som utrygt ved en slik endring (Steinsvik, 1986a; Steinsvik, 1986b).

Grenseverdiene for tamrein, vilt og vill ferskvannsfisk ble i august 1994 halvert til 3 000 Bq/kg. På dette tidspunktet hadde innholdet av radioaktivt cesium sunket så mye at det ble vurdert som forsvarlig å senke grenseverdiene. Siden nivåene allerede var betydelig redusert, kunne man sette ned grensen for å oppnå noe lavere stråleeksponering, uten vesentlig økte kostnader.

5.1.3 Forskriftsfesting av grenseverdier

Frem til 2015 hadde grenseverdiene blitt anbefalt årlig av Statens næringsmiddeltilsyn og bekreftet av regjeringen. Grenseverdiene var rettsgyldige gjennom enkeltvedtak fattet av det kommunale næringsmiddeltilsynet. Først i 2015 ble grensene forskriftsfestet. Ordlyden ble først da endret til *grenseverdier* i stedet for *tiltaksgrenser,* som det het før grensene ble forskriftsfestet. Endringen hadde ingen praktisk betydning for forvaltningen.

5.1.4 Oppheving av grenseverdier

De nasjonale grenseverdiene for radioaktivt cesium i mat som omsettes i Norge, ble opphevet fra 1. januar 2025. Dette ble gjort etter en helhetsvurdering fra Mattilsynet, som viste at den dosereduserende effekten av grenseverdiene og gjenværende tiltak var liten sammenlignet med kostnadene. Beslutningen var også basert på en risikovurdering fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet (Vitenskapskomiteen for mat og miljø [VKM], 2017), som viste at stråledosen til den generelle befolkningen fra radioaktivt cesium var svært lav på dette tidspunktet, og fremdeles ville være det dersom grenseverdiene ble fjernet.

5.2 Omsetningsforbud for utvalgte områder i 1986 og 1987

Dette kapitlet beskriver de ulike omsetningsforbudene innført i Norge etter Tsjornobyl-ulykken.

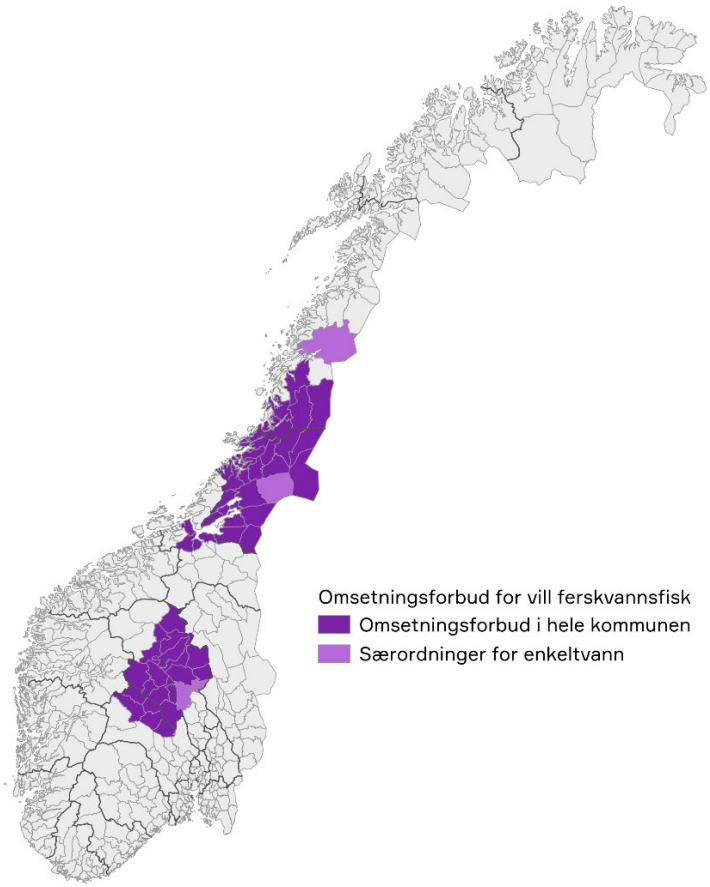
5.2.1 Omsetningsforbud for salat og persille

Som tidligere nevnt i kapittel 3.3.4, innførte Helsedirektoratet 23. mai et omsetningsforbud av «bladrike grønnsaker» (salat og persille) dyrket på friland i Trøndelag, etter at målinger herfra viste forhøyede nivåer av radioaktivt jod og cesium i salat. Omsetningsforbudet ble fra 2. juni redusert til å bare gjelde salat og persille som hadde stått ute mellom 28. april og 4. mai.

5.2.2 Omsetningsforbud for ferskvannsfisk

Høye nivåer av radioaktivitet i vill ferskvannsfisk førte til at det 4. juli 1986 ble omsetningsforbud for vill ferskvannsfisk fra 40 kommuner i Oppland, Buskerud, Trøndelagsfylkene og Nordland. Dette ble senere utvidet med åtte nye kommuner. Kommuner med omsetningsforbud per november 1986 er vist i figur 5.1. Håndheving av omsetningsforbudet ble overført til lokale helsemyndighetene etter hvert som de lokale målestasjonene kom i drift.

Omsetningsforbudet varte frem til juli 1987, da grenseverdien for vill ferskvannsfisk ble satt opp fra 600 Bq/kg til 6 000 Bq/kg (kapittel 5.1.2) og ble erstattet med en lokal vurdering for hvert enkelt vann (SNT, 1988).



Figur 5.1: Kommuner med omsetningsforbud for vill ferskvannsfisk per november 1986. Reprodusert etter kart fra Helsedirektoratets hefte «Radioaktivitet i næringsmidler» fra desember 1986 (Helsedirektoratet 1986b).

5.2.3 Omsetningsforbud for tamrein

For høstslaktingen i 1986 ble det, basert på høye måleverdier, innført omsetningsforbud for alt tamreinkjøtt sør for Ranafjorden i Nordland. Det generelle omsetningsforbudet varte til grenseverdien ble satt opp til 6 000 Bq/kg i november 1986 (kapittel 5.1.2).

5.2.4 Omsetningsforbud for vilt

Under jaktsesongen høsten 1986 var det forbud mot omsetning av vilt i områdene som var erklært tiltakssoner og forbudssoner for sau (kapittel 5.6.1) (Helsedirektoratet 1986). Forbudet ble opphevet i forbindelse med at grenseverdien ble satt opp til 6 000 Bq/kg den 20. november 1986 (kapittel 5.1.2).

5.3 Kassering av mat

Store mengder mat måte kasseres, da det ikke ble godkjent som menneskemat på grunn av nivåer over grenseverdiene. Dette gjaldt særlig kjøtt fra rein og sau, men også noen andre matvarer spesielt i den tidlige fasen. En naturlig reduksjon i mengden radioaktivt cesium på beite kombinert med effektive tiltak for å redusere nivåer i dyrene, førte til en betydelig reduksjon i omfanget av matkassering allerede fra 1987.

5.3.1 Matplanter

Salat og persille fra Trøndelag som ble pålagt omsetningsforbud (kapittel 5.2.1) ble trukket tilbake fra markedet og destruert. Siden vekstsesongen utendørs ikke var skikkelig i gang da nedfallet rammet Norge, ble mengden kasserte planter svært begrenset. Dersom Tsjornobyl-ulykken hadde skjedd senere i vekstsesongen, ville de fleste avlinger blitt direkte forurenset og konsekvensene for norsk produksjon av grønnsaker, korn og fôr blitt langt mer alvorlig.

5.3.2 Melk

I Valdres ble det registrert nivåer av radioaktivitet i kumelk over grenseverdien (Helsedirektoratet, 1986), og enkelte partier ble derfor ikke godkjent (kapittel 4.6.1). Dette varte bare i ca. en måned og kassering av kumelk ble ikke et vedvarende problem.

Geitemelk med for høye nivåer til å brukes til brunostproduksjon, dvs. over 50 Bq/l, var vanlig ved mange meierier i flere år (kapittel 4.6.2-4.6.3). I 1988, som var et godt soppår, var geitemelk fra hele 18 meierier uegnet til brunostproduksjon i beitesesongen. Melken som ble vurdert uegnet for brunostproduksjon ble da omdisponert. Melk som ikke kunne selges eller brukes til brunostproduksjon ble vanligvis brukt til produksjon av dyrefôr (Brynhildsen m.fl., 1992).

5.3.3 Kjøtt

Det var særlig kjøtt fra rein og sau som hadde de høyeste nivåene av radioaktivt cesium og dermed utgjorde den største andelen av det kasserte kjøttet. Under den første slaktesesongen vinteren 1986/1987 måtte 545 tonn kjøtt fra tamrein kasseres. Dette tilsvarte 27% av den totale slakteproduksjonen dette året. Til sammenlikning ble det kassert ca. 2 300 tonn sauekjøtt i 1986, noe som tilsvarte 9,5% av den totale slakteproduksjonen. Mengden kassert sauekjøtt sank drastisk året etter, men reduksjonen i reinkjøtt var mer langsom.

Til sammen ble det kassert nærmere 1 000 tonn reinsdyrkjøtt, 2 400 tonn sauekjøtt og 25 tonn storfekjøtt i perioden 1986–1995. Utviklingen i årlig kassasjon er presentert i tabell 5.2.

Tabell 5.2: Mengden kassert kjøtt (tonn) fra sau og rein i perioden 1986–1995. Det er kjent at kassering av rein varte lengre enn denne perioden, men kostnadene for senere år er ukjent. Referanser: Tveten m.fl. (1998) for sau og rein, data fra Forvaltning av offentlige tilskudd, Norsk Kjøttsamvirke, Reinadministrasjonen i Alta og Landbruksdepartementet. Datakilde for storfe: (Grimstad m.fl., 1991; Tveten m.fl., 1998).

År	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Sauekjøtt	2 300	66	28	0,9	1,7	<0,1	0,2	0,5	0	0
Reinkjøtt	545	210	124	38	27	25	2	9	7	4
Storfekjøtt	20	3,2	1,7	0	0	0	0	0	0	0

Ettersom kjøttet ikke lenger kunne brukes til sitt opprinnelige formål, måtte myndighetene vurdere hvordan det skulle håndteres videre. Det meste av kjøttet ble brukt til pelsdyrfôr, mens noe ble deponert (Brynhildsen m.fl., 1996).



Nationen 29. november 1986 s. 16: Samling av rein i Lom tamreinlag. Utdrag fra teksten: «400 bukker skal slaktes. Kalver skal slaktes. […] I år skal alle slaktene kasseres. Forbudt som menneskeføde.» «22.000 becquerel. Det var den høyeste verdien av cesium-innhold i reinskjøttet fra Lom tamreinlag. Situasjonen er alvorlig, selv om lederne av laget helst ikke vil snakke om det.»

Artikkel av Inger Johanne Solli og Petter Haugan.

Klippet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

5.4 Tiltak som reduserer opptak fra jord

Tiltak som reduserer opptaket av radioaktive stoffer fra jord til vegetasjon, var aktuelle i områder som hadde fått mye nedfall og i arealer som ble brukt til fôrproduksjon eller innmarksbeite.

Som tidligere nevnt, kan radioaktivt cesium tas opp fra jorda på tilsvarende måte som kalium. Opptaket av cesium er imidlertid avhengig av kaliumkonsentrasjonen i jorda, og et høyere kaliuminnhold fører til at cesium utkonkurreres i opptaket[24]. Ved tilstrekkelig kaliumtilførsel dekkes plantenes kaliumbehov, noe som resulterer i redusert opptak av cesium. Kaliumgjødsling av eng kan derfor brukes som et tiltak for å begrense cesiuminnholdet i planter, noe som igjen kan bidra til lavere nivåer i husdyrprodukter.

Kaliumgjødsling ble ofte brukt sammen med jordbearbeiding. Ved pløying ble den forurensede jorden som lå i de øverste lagene, blandet med dypere jordlag. I tillegg til at dette flyttet cesium fra rotsonen, ble forurensningen også fordelt over et større jordvolum (fortynning). Dyp pløying (hvis mulig) ble anbefalt for å hindre at cesium ble brakt tilbake til overflaten ved senere jordarbeiding.

Selv om tiltak for å redusere plantenes opptak av radioaktivitet fra jorda kunne gjennomføres på dyrket mark, var disse tiltakene lite anvendelige i utmarksområder. Den største utfordringen var cesiumnivåer i husdyr på utmarksbeite, hvor det verken kan pløyes eller gjødsles. Tiltakene måtte derfor i større grad rettes mot dyra i perioden etter de hadde vært på utmarksbeite, for å senke nivåene før slakt.

5.5 Måling av levende dyr

I 1986–1987 ble det utviklet en metode for å måle radioaktivt cesium i levende dyr (figur 5.2). Å skaffe informasjon om nivåene i dyrene *før* dyrene ble slaktet var avgjørende for å unngå unødvendig kassering. Dersom målingen av levende dyr påviste nivåer over grenseverdiene, kunne man, hvis mulig, utføre tiltak for å senke nivåene før slakt.

[24] Effekten av kaliumgjødsling på redusert cesiumopptak er størst ved lav kaliumstatus i jorda. Når kaliuminnholdet allerede er høyt, vil ytterligere tilførsel ha begrenset effekt på plantenes opptak av cesium.

I 1987 startet reindriftsagronomen[25], med teknisk hjelp fra SIS, målinger av levende tamrein. Målingene gjorde det mulig å kontrollere om innholdet av radioaktivt cesium overskred grenseverdien før slakt. Målinger av levende dyr gjorde det også mulig for reindriftsutøvere å velge ut dyr med lave cesiumverdier til eget forbruk, og var dermed et viktig tiltak for å redusere inntaket av radioaktivt cesium i eget hushold (se kapittel 6.2). Etter at nivåene har gått ned, har behovet for målinger før slakt blitt stadig mindre. Siden 2019 har det ikke lenger vært nødvendig å måle reinsdyr før slakt med tanke på omsetning. Mattilsynet opprettholder tilbudet om å måle egen rein til eget forbruk, men dette har vært svært lite brukt de siste årene.

For sau har matmyndighetene fra høsten 1987 brukt målinger av levende dyr til å avgjøre om hele besetninger måtte få rent fôr i en periode før slakting for å redusere nivåene i kjøttet (kapittel 5.6). Målinger har ikke blitt utført for å fastsette nedfôring for sau siden 2019 (kapittel 5.6.1), men Mattilsynet måler fortsatt levende sau i utvalgte besetninger for å følge utviklingen og vedlikeholde målekompetanse av beredskapshensyn.



Figur 5.2: Måling av levende dyr. Til venstre: Måling av sau på beite noen år etter Tsjornobyl-ulykken. Foto: DSA. Til høyre: Måling av tamrein ved slakting høsten. Reinen legges i bakken om måles mellom bakbeina. Foto: Torild Agnalt Østmo.

Målinger av levende storfe ved slakteriet ble også noe gjennomført noen steder de første årene for å sjekke om dyrene var over grenseverdien, før slakting. Dyr over grenseverdien ble stort sett sendt hjem igjen for videre nedfôring (SNT, 1988).

5.6 Rent fôr før slakting (nedfôring)

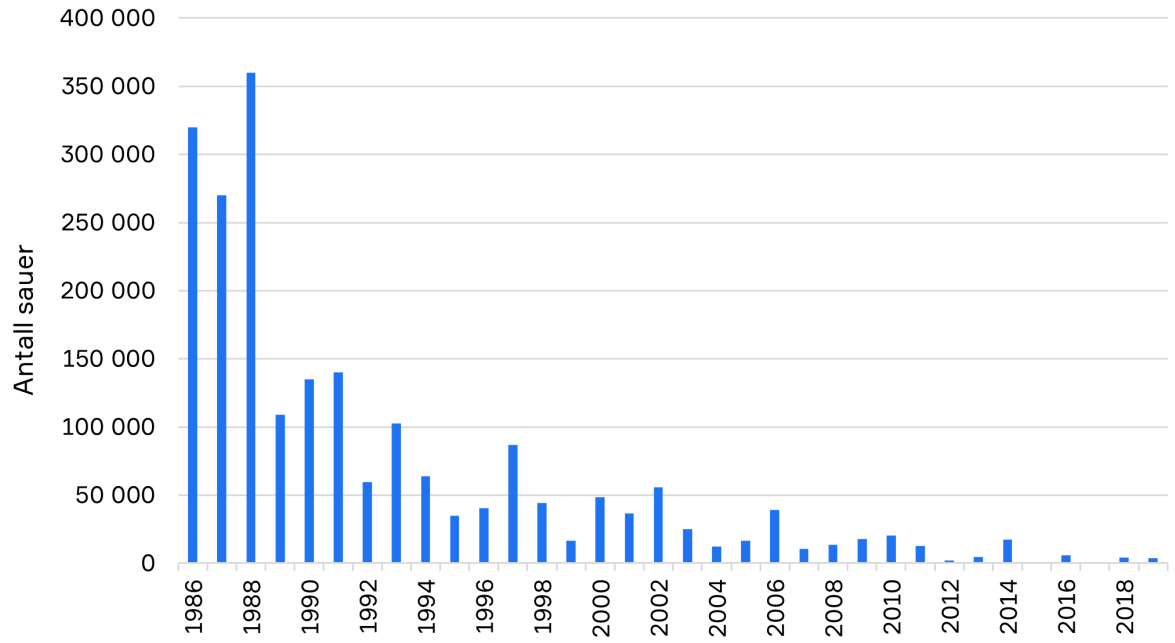
Nedfôring ble et viktig tiltak for å få ned nivåene av radioaktivt cesium før slakt. Nedfôring gikk i all hovedsak ut på at dyr spiste beiteplanter eller fôr med lavt forurensningsnivå i en periode før de ble slaktet. Innholdet av radioaktivt cesium i dyr skilles ut relativt raskt. Nivået i kjøttet går derfor raskt ned hvis de spiser rent fôr. Reduksjonen har en eksponentiell nedgang med raskest reduksjon i starten, når dyra har høye nivåer. Hvis det var vanskelig med tilgang på rent nok fôr eller beite, kunne kraftfôr tilsatt cesiumbindere også brukes under nedfôring (kapittel 5.7). Produsentene ble kompensert for nedfôringen. Tiltaket var mest omfattende for sauenæringen.

[25] Reindriftsagronom var en tidligere offentlig stilling (fra 1987 til 2013) som fungerte som et bindeledd mellom reindriftsutøvere og reindriftsforvaltningen. Stillingen innebar veiledende og rådgivende funksjoner. Det var ansatt én reindriftsagronom for hvert av de seks reinbeiteområdene i Norge (reindriftsagronom – Store norske leksikon) (Ravna og Oftedal, 2025).

5.6.1 Nedfôring og soneinndeling av sau

Nedfôring av sau ble satt i gang allerede høsten 1986 og viste seg å være svært effektivt. Det første året ble hele 320 000 sauer satt på nedfôring (figur 5.3). Dette tallet holdt seg høyt i flere år etter nedfallet.

Landbruksdepartementet besluttet i hvilke områder sauene skulle fôres ned utfra informasjon om nivåene i besetninger fra ulike områder hvert år. Disse dataene ble skaffet gjennom at de lokale næringsmiddelskontorene (senere Mattilsynet) målte utvalgte dyr i besetningene når dyrene ble samlet for å tas ned fra utmarksbeite (kapittel 5.5). Med utgangspunkt i måleresultatene kunne man vurdere om nedfôring var nødvendig eller ikke, og eventuelt beregne hvor lang periode dyra måtte fôres ned før slakt for å få nivåene under grenseverdiene. Ved fastsetting av nedfôringstid ble det antatt at nivået i sau ble halvert i løpet av 21 dager[26]. Pålagt nedfôringstid for sau har variert fra 1 til 12 uker.



Figur 5.3: Antall sauer på nedfôring i perioden 1986–2019. Fra 2020 ble det ikke pålagt nedfôring. Data fra Landbruksdirektoratet.

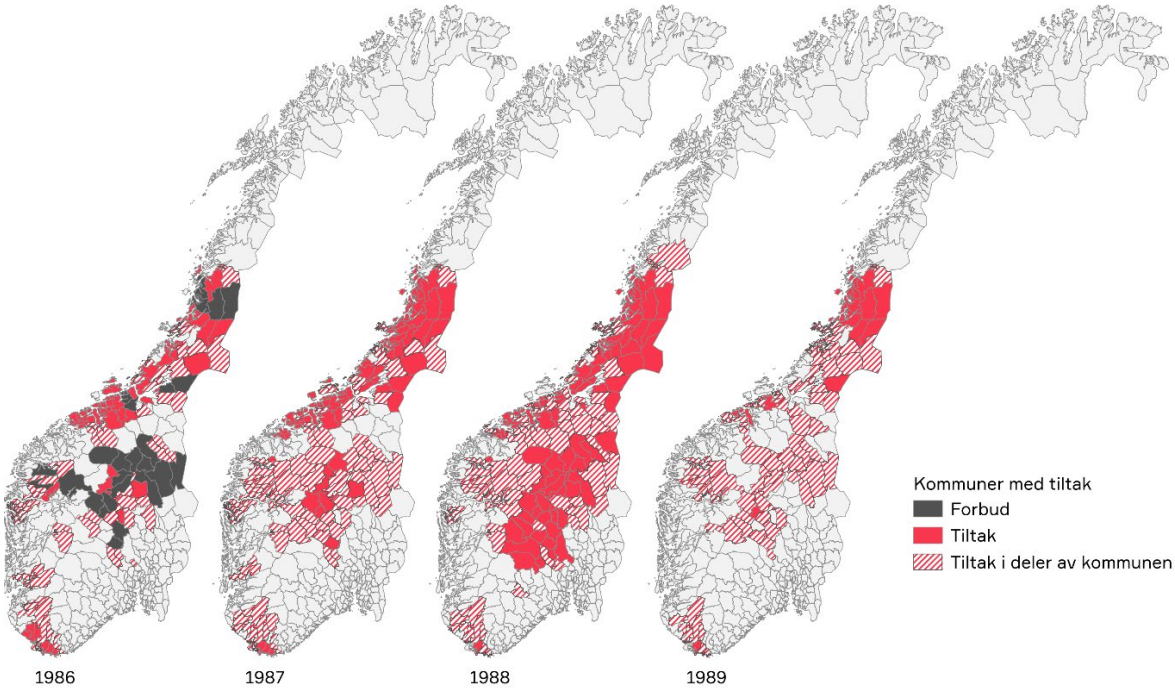
Landet ble hvert år delt opp i soner utfra gjeldende forvaltningsregime, såkalt *soneinndeling*, som definert i tabell 5.3. Forskjellige regioner har hatt noe ulik praksis knyttet til nøyaktig hvordan tiltakssoner ble definert basert på nivåer i dyrene, og dette har trolig også endret seg noe over tid.

Tabell 5.3: Definerte soner brukt i forbindelse med nedfôring av sau fra 1986 frem til 2019. Merk at i 1986 var tiltakssoner definert som områder der besetningene hadde gjennomsnittsverdier mellom 600–2 000 Bq/kg, mens områder der besetninger hadde gjennomsnittsnivåer over 2 000 Bq/kg ble definert som forbudssoner. Fra 1987 fantes det ingen forbudssoner og ingen slik øvre grense for nivåer i det som ble definert som tiltakssoner. I senere år har Mattilsynet fastsatt nedfôringstid med utgangspunkt i medianverdien i besetningen.

Nivåer	Sone	Tiltak i sonen
Under 600 Bq/kg	Frisone	Ingen restriksjoner
Over 600 Bq/kg	Tiltakssone	Slakt kan omsettes som mat til mennesker etter pålagt nedfôring er gjennomført (antall uker varierer basert på nivåer)
Over 2 000 Bq/kg	Forbudssone	Kun brukt i 1986. Sauekjøtt kunne ikke omsettes som menneskemat.

[26] Under norske forhold er den effektive halveringstiden beregnet til 14–19 dager ved nedfôring av lam (Hove og Ekern, 1988). Det ble lagt inn en sikkerhetsmargin og derfor ble 21 dager satt som tenkt effektiv halveringstid i forvaltningen (dette gir en reduksjon på 50 % på 3 uker, og 75 % på seks uker osv.) og brukt ved fastsetting av nedfôringstid. Effektiv halveringstid er den tiden det tar før konsentrasjonen er halvert utfra hvor raskt det skilles ut av kroppen (biologisk halveringstid) *og* hvor raskt stoffet fysisk brytes ned (fysisk halveringstid) (Siden både cesium-134 og cesium-137 har fysisk halveringstid som er mye lenger enn biologisk halveringstid, vil effektiv og biologisk halveringstid i praksis være det samme).

Ved første slaktesesong var soneinndelingen basert på graden av forurensning i prøveslakt av sau som skjedde ved oppstarten av analyseprogrammet i juli 1986 (Helsedirektoratet, 1986b). Fra 1987 ble soneinndelingen utarbeidet hver høst utfra målinger av levende dyr. Produsentene hadde selv ansvar for å sette i gang nedfôring og planlegge sanking av dyr ut fra fastsatte tidsrammer. Bøndene fikk nedfôringskompensasjon utfra antall uker dyrene ble pålagt nedfôring (Brynhildsen m.fl., 1996b). Figur 5.4 viser et kart over soneinndelingen i perioden 1986–1989.



Figur 5.4: Kommunebasert kart over soneinndelingen i perioden 1986–1989. Forbudssoner forekom kun i 1986 og er markert i svart. Tiltakssoner er markert i rødt, mens kommuner med tiltak i deler av kommunen er skravert i rødt. Tiltakssoner og forbudssoner i 1986 må anses som omtrentlig, da kart fra Helsedirektoratet (1986b) tilsier at de reelle sonene ikke nødvendigvis fulgte kommunegrensene. For kartet vist her for 1986, er dette tilpasset kommunegrensene.



«Svarte» og «kvite» merker

FOLLDAL

Elgevasshø (3 123/forbud), Streite/Meseterhø (1 219/6 uker), Kvitdalen (939/4 uker), Sletthø (1 316/6 uker), Kakkeldalen (836/4 uker), Digerkampen (514/friområde), Marsjødrifta (1 334/6 uker), Kvitstenhøa (2 422/forbud) og Fatfjellet (1 360/6 uker).

OS

Os (563/friområde), Dalsbygda (595/friområde), Gammelvollia (363/friområde), Elvelien (283/friområde) og Nørdalen (913/4 uker).

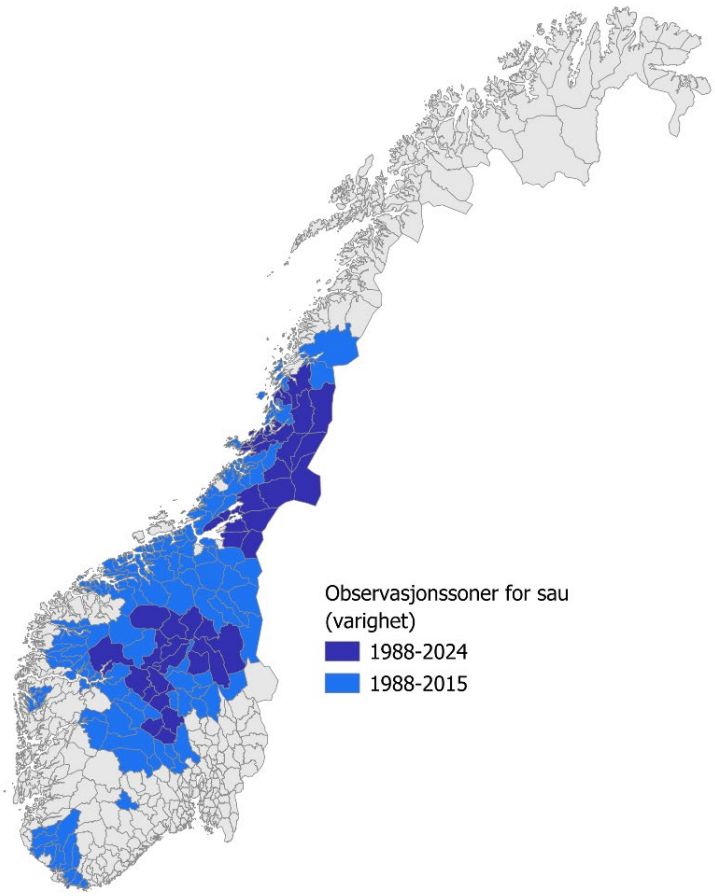
Arbeidets Rett 19. september 1986, s. 7: «Våre varer er førsteklasses», sier slakteformann ved slakteriet Hed-Opp sin avdeling i Tynset etter at en tidligere mediesak omtalte at dyr over grenseverdiene ble sendt til omsetning. Formannen viser i bildene at alle slakt som ikke er frigitt av fylkesveterinæren, får tegnet en svart stripe på ryggen. Disse blir slaktet på vanlig måte, men sendt på fryselager. «Det er enda ikke tatt stilling til hva «svarte» slakt skal brukes til. Mulig går disse til dyrefór», sier kontrollveterinæren. Artikkelen gjengir også fylkesveterinærens vedtak om soneinndeling i Nord-Østerdalen, basert på prøveslakting av fem lam og fem voksne sauer. Resultater fra to av områdene er gjengitt nederst (gjennomsnittsverdier og vedtak).

Artikkel av Arne Nyaas for Arbeidets Rett.

Klippet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

Fra 1988 ble det definert såkalte observasjonssoner[27] for sau (figur 5.5) for å avgrense i hvilke områder hvor dyrene måtte måles hvert år. I andre områder var nivåene antatt å være under grenseverdien, og det ikke nødvendig å måle dyrene. Den offentlige kjøttkontrollen tok hvert år ut stikkprøver av kjøtt fra både frisoner og tiltakssoner for å kontrollere at tiltakene fungerte etter hensikten og nivåer var under grenseverdiene.

[27] Observasjonssoner er geografisk avgrensede områder ansett som faresoner for nivåer over grenseverdiene i beitedyr. Disse ble innført i 1988 for å definere områdene som kontinuerlig skulle overvåkes med levende dyrmålinger, og hvor det utfra disse målingene skulle vurderes hvilke kommuner som måtte gjennom nedfôring det gjeldende året.



Figur 5.5: Kommunebasert kart over observasjonssoner for sau. Observasjonssoner er områder der dyrene måtte måles før slakting for å fastsette om det var behov for tiltak eller ikke. Lyseblått markerer kommuner som var observasjonssoner fra 1988 til 2015, mens mørkeblått markerer kommuner som var definert som observasjonssoner frem til utgangen av 2024, frem til forskriften ble fjernet fra 1. januar 2025.

Det siste året det ble pålagt nedfôring for sau var i 2019. I 2020–2021 var det ikke mulig å gjennomføre målinger av levende dyr for å fastsette nedfôring på grunn av smitterestriksjoner under koronapandemien. I samme periode startet arbeidet med å fjerne grenseverdiene, og praksisen ble dermed ikke gjenopptatt etter pandemien.

5.6.2 Nedfôring og soneinndeling for hest og storfe

Regler for soneinndelingen i 1986 gjaldt også for hest og storfe. Hest og storfe som hadde vært på utmarksbeite i tiltakssonen eller i forbudssonen for sau, ble ikke godkjent som menneskemat, med mindre de var satt på nedfôring i fire uker før slakt. Det ble også definert egne sonekategorier for hest og storfe denne høsten som skilte seg litt fra soneinndelingen for sau (Helsedirektoratet, 1986b).

5.6.3 Nedfôring av rein

Også i reindriftsnæringen ble det gjennomført nedfôring, men tiltaket lot seg ikke gjennomføre like enkelt som for husdyr. Reinsdyra, som er vant til å beite fritt, måtte oppholde seg i innhegning over lengre tid. Inngjerding av store områder var arbeidskrevende og kostbart. For å unngå fordøyelsesproblemer måtte fôret være av spesiell kvalitet, og dyrene måtte gradvis tilvennes det nye fôret, siden en for rask overgang kunne føre til sykdom. Lav fra mindre forurensede områder ble ofte sanket for hånd for å kunne brukes til nedfôring, noe som var arbeidskrevende.

I starten var reineiere i noen områder skeptiske til nedfôring av rein, til tross for kompensasjonsordninger som dekket blant annet fôring og inngjerding. Tiltaket var i utstrakt bruk frem til tidlig på 2000-tallet (Thørring m.fl., 2022). Nedfôring var særlig utbredt som et personlig tiltak blant reindriftsutøvere for å redusere cesiumverdiene i matrein, det vil si dyr som skulle brukes i egen husholdning (kapittel 6.2).

5.7 Bruk av cesiumbindere

Cesiumbindere er en samlebetegnelse på stoffer som binder til seg cesium i dyrets tarm og hindrer at det tas opp i blod og vev. I stedet skilles cesium ut med avføringen.

Leirmineraler som bentonitt[28] blandet med kraftfôr var den første cesiumbinderen som ble tatt i bruk etter Tsjornobyl-ulykken i 1986–1988. På grunn av høyere effektivitet og enklere håndtering begynte man rundt 1989 å bruke jernheksacyanoferrater[29] i stedet. Stoffet omtales vanligvis som berlinerblått[30], og vi bruker dette navnet videre i rapporten. Berlinerblått kunne gis til dyra på ulike måter, som har forskjellige fordeler og ulemper (Harbitz og Skuterud, 1999) (tabell 5.4).

Tabell 5.4: ulike måter å gi berlinerblått til husdyr på, med vurdering av egnethet, praktiske ulemper og effekt (% reduksjon) (Harbitz og Skuterud, 1999).

Tilførsel	Egnet for	Ulemper	Effektivitet
Kraftfôr	• Melkekyr og -geiter (får daglig tilsyn og kraftfôr, trenger å vedlikeholde et jevnt lavt nivå i melka gjennom beitesesongen) • Nedfôring av sau på forurenset innmarksbeite	• Ikke praktisk gjennomførbart for dyr som beiter i utmark uten tilsyn	Over 90% reduksjon
Saltslikkestein	• For dyr som beiter i utmark uten daglig tilsyn, som sau. • Innlandsområder, der dyr i utmark får i seg lite natrium og bruker slike saltsteiner jevnlig.	• Dyr i kystnære områder har ikke samme saltbehov og bruker saltstein i liten grad • Det varierer mellom individer hvor mye de bruker saltstein. • Tamreinen bruker så store områder at det er vanskelig å dekke beiteområdet.	Ca. 50% reduksjon
Vomtabletter (spesiallagde tabletter (boli) med berlinerblått som løser seg sakte opp)	• Dyr der daglig tilskudd av kraftfôr ikke er praktisk.	• Nedlegging av vomtabletter er arbeidskrevende og stressende for dyra. Spesielt for rein, som må legges i bakken og krever veterinær for nedsetting.	60–70% reduksjon

Berlinerblått tilsatt i saltslikkestein (også kalt blåstein) ble plassert ut i utmark for sau, geit, kyr og tamrein (Brynhildsen m.fl., 1996a). Tiltaket reduserte behovet for nedfôring for sau betydelig (Garmo og Gunnrød 1992). I tillegg var kraftfôr tilsatt berlinerblått i utstrakt bruk til melkekyr og melkegeiter fra 1989, og ble også brukt ved nedfôring av sau der beitet var forurenset. Vomtabletter med berlinerblått ble utviklet både for småfe, kyr og tamrein. Tiltaket har vært brukt noe til sau, men i langt mindre grad enn saltslikkestein. Vomtabletter til tamrein har vært lite brukt i samisk reindrift, men har vært brukt i tamreinlagene (Vågå).

[28] Bentonitt (blandet i kraftfôret) ble brukt i Norge det første året, og er moderat effektivt til å redusere nivåene av radioaktivt cesium i melk og kjøtt. Det er imidlertid dyrevelferdsproblemer knyttet til bruk av større mengder leirmineraler i fôret – bl.a. tap av appetitt hos dyra
[29] Nærmere bestemt «Giese-salt» (ammonium-jernheksacyanoferrat)
[30] Dette navnet refererer egentlig til kaliumsaltet – ikke ammoniumsaltet

Staten har subsidiert berlinerblått slik at kraftfôr og saltslikkestein med berlinerblått ikke utgjorde noen økte kostnader for produsentene. Bøndene betalte kun prisen av vanlig saltslikkestein og kraftfôr, mens staten dekket ekstra kostnader for tilsatt berlinerblått. Vomtabletter ble distribuert gratis, og ved bruk i tamrein ble det også gitt kompensasjon for arbeid siden nedlegging var mer krevende og måtte utføres av veterinær.

Berlinerblått brukes fremdeles noe i dag. Hovedsakelig er dette i saltslikkestein, og hovedsakelig til sau på utmarksbeite (Tone Bulling Hustad, Landbruksdirektoratet, personlig kommunikasjon, 14. april 2026).

5.8 Endret slaktetidspunkt for tamrein

Radioaktivitetsnivåene i reinkjøtt varierer gjennom året (kapittel 4.4.3). Et av de viktigste og mest effektive tiltakene som ble gjort de første årene, var å fremskynde slaktetidspunkt fra vinter til høst[31]. På denne måten unngikk man en økning om vinteren på grunn økt lavkonsum (og endret stoffskifte). Dette tiltaket var i utstrakt bruk i samiske reinbeitedistrikter fra høsten 1987 frem til rundt 2000 (Thørring m.fl., 2022), og noe lenger i hardt rammede tamreinlag.

Etter hvert som årene gikk og nivåene i lav ble stadig mer redusert, kunne gode soppår gi tilsvarende, og til og med høyere, nivåer i reinkjøtt på høsten som på vinteren. Tidligere slakt var derfor et tiltak som var mest effektivt de første årene. Reineierne ble kompensert for «tapt slaktevekt» ved tidlig slakting, ettersom kalvene ville nådd høyere slaktevekt ved normalt slaktetidspunkt.

[31] Tidlig slakting ble definert som før 1. oktober, mens slakting mellom 1. oktober og 15. november ble definert som fremskyndet slakting.

6 Råd og tiltak rettet mot befolkningen

6.1 Råd og anbefalinger om inntak av næringsmidler

De nordiske landene ble tidlig enige om å ha som mål at den individuelle årsdosen skulle holdes under 5 mSv det første året etter Tsjornobyl-ulykken og under 1 mSv de påfølgende årene. Dette var basert på anbefalinger fra Den internasjonale strålevernskommisjonen (ICRP) og dannet utgangspunktet for råd om å begrense inntaket av radioaktiv forurensning gjennom næringsmidler (SIS Internrapport 1986:10; ICRP, 1984).

6.1.1 Råd om inntak det første året

Råd om å unngå og begrense inntak av enkeltprodukter

Som nevnt i kapittel 3.3.1, gikk Helsedirektoratet tidlig ut med en anbefaling om å ikke drikke sisternevann fra hytter på Østlandet. Videre anbefalte Helsedirektoratet sommeren 1986 å begrense inntaket av ferskvannsfisk og vilt fra området som ble hardest rammet av nedfallet (Helsedirektoratet, 1986a).



Nordmørsposten 28. juli 1986, s. 18: Befolkningen ble advart mot å spise ferskvannsfisk fra Høysjøen. Skiltet inneholder blant annet ordene: ADVARSEL – Radioaktiv fisk Høysjøen, rør (røye) – kan spises en gang iblant, aure (ørret) – uspiselig. Foto av Jan Erik Kaarø.

Fra opprinnelig bildetekst: «*En strek advarsel ble satt opp mot å spise fisk fra Høysjøen i juni i år. Senere har nyere prøver vist større radioaktivitet. […] [Avbildede personer] er bekymret over utviklingen i Høysjøen, som på folkemunne har fått navnet «Becquerel-sjøen».*

Bildet er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

Råd om totalt inntak av radioaktivt cesium

Parallelt med tiltak rettet mot matproduksjon, innførte Helsedirektoratet høsten 1986 råd til befolkningen om inntak av mat som ble høstet til eget forbruk. Basert på målet om å holde årsdosen det første året under 5 mSv, anbefalte Helsedirektoratet at det totale inntaket av radioaktivt cesium i løpet av det første året etter Tsjornobyl-ulykken burde begrenses til (Helsedirektoratet, 1986b):

- 400 000 Bq for alle voksne
- 50 000 Bq for små barn

Rådet rettet seg mot grupper der en «vesentlig del av kostholdet er basert på kjøtt av rein, sau og ferskvannsfisk som ikke er kontrollert av den offentlig kjøtt- og næringsmiddelkontrollen». Det ble også gitt veiledning om hvor ofte man kan spise slike produkter utfra innhold av radioaktivt cesium (tabell 6.1). Det ble henvist til lokal kjøtt- og næringsmiddelkontroll eller viltnemder for informasjon om de lokale nivåene.

Rådene ble publisert i alle landets aviser i oktober 1986. De ble også formidlet gjennom nyhetskanaler, publikumstelefon, viltnemnder og lokale næringsmiddeltilsyn.

Tabell 6.1: Anbefaling om hvor ofte man kan spise matvarer med ulike nivåer av radioaktivitet. Tabell er basert på Helsedirektoratet (1986b). Det står videre at barn og gravide bør spise noe mindre enn hva disse rådene tilsier.

Innhold av radioaktivt cesium (Bq/kg)	Anbefalt inntak
Mindre enn 600	Spis så ofte du vil
Mellom 600 og 10 000	Maksimalt ett måltid per uke
Mer enn 10 000	Maksimalt ett måltid per måned

6.1.2 Råd om inntak fra 1987

Etter det første året etter ulykken var målet til myndighetene å holde dosen under 1 mSv/år, og de generelle rådene om å begrense det totale inntaket radioaktivt cesium ble endret til:

- 80 000 Bq/år for voksne
- 40 000 Bq/år for gravide, ammende og barn under to år
- Ingen bør spise mat som inneholder mer enn 20 000 Bq/kg

I løpet av 1987 ble det tydelig at det var først og fremst høyt inntak av reinkjøtt og vill ferskvannsfisk fra rammede områder som kunne gi høyere inntak enn dette, og Helsedirektoratet ga ut en informasjonsbrosjyre særlig rettet mot personer med høyt inntak av disse matvarene. Brosjyren ble gitt ut på norsk, nord-samisk og sør-samisk (figur 6.1). Brosjyren inneholdt veiledning om inntak ved ulike forurensningsnivåer (tabell 6.2) og informasjon om tilberedning av maten for å redusere radioaktiviteten. For informasjon om nivåene ble man henvist til lokal næringsmiddelkontroll.

Tabell 6.2: Veiledning om inntak av reinkjøtt og vill ferskvannsfisk ved ulike forurensningsnivåer, utgitt av Helsedirektoratet 1987. Ordlyden er noe endret. Informasjonsbrosjyren bruker kun ordet *radioaktivitet*, men det menes *radioaktivt cesium*.

Radioaktivt cesium (Bq/kg)	Forbruk av reinkjøtt og ferskvannsfisk	
600	100 kg/år	10 måltider i uka
1 000	60 kg/år	6 måltider i uka
2 000	30 kg/år	3 måltider i uka
3 000	20 kg/år	2 måltider i uka
4 000	15 kg/år	3 måltider per 2 uker
6 000	10 kg/år	1 måltid i uka
10 000	6 kg/år	1 måltid hver per 2 uker
15 000	4 kg/år	1 måltid hver per 3 uker
20 000	3 kg/år	1 måltid i måneden



Figur 6.1: Brosjyre som inneholdt råd om inntak, omtalt som kostholdsråd, for radioaktivitet i reinkjøtt og ferskvannsfisk.

Gjennom årene ble ordlyden noe justert, og ikke bare rettet mot reinkjøtt og vill ferskvannsfisk, men også enkelte andre utmarksprodukter, som vill sopp.

I dag har DSA og Mattilsynet i samråd justert anbefalingene for inntak av radioaktivt cesium, slik at det eneste rådet er å begrense inntaket av radioaktivt cesium til 80 000 Bq/år for alle[32]. Nærmere forklaring av dagens anbefalinger er gitt i DSA-rapport 2026:2 *Radioaktivitet i norsk mat 2017–2025* (Komperød m.fl., 2026).

6.2 Personlige tiltak for reindriftsutøvere

Tidoblingen av grenseverdien for omsatt reinkjøtt var begrunnet i et generelt lavt konsum av reinkjøtt i befolkningen (kapittel 5.1.2). Reindriftsutøvere har imidlertid et betydelig høyere konsum enn resten av

[32] På tiden da disse rådene opprinnelig ble utformet var det usikkerhet knyttet til om barn var mer sårbare for radioaktivt cesium enn voksne, eller ikke. For å være på den sikre siden, ble anbefalingen halvert for disse gruppene. Selv om barn, spedbarn og fostre er mer sårbare en voksne for mange typer radioaktive stoffer, har forskning med årene vist at dette er *ikke* tilfelle når det gjelder radioaktivt cesium. Det er derfor ikke strålevernsmessig grunnlag utfra internasjonale anbefalinger for å anbefale at inntaket for barn, ammende og gravide skal være lavere enn andre.

befolkningen og utgjør dermed en spesielt utsatt gruppe. På bakgrunn av dette ble sørsamiske husholdninger anbefalt å iverksette ulike tiltak for å begrense inntaket av radioaktivt cesium. Tiltakene som ble gjennomført, kan deles inn i tre hovedkategorier (Thørring m.fl., 2022):

- ***Begrense inntak av forurensede matvarer***
  Mange reindriftsutøvere reduserte inntaket av reinkjøtt, men også av ferskvannsfisk, bær og sopp.

- ***Velge mat med lavere forurensningsnivå til eget konsum***
  I årene etter nedfallet ble sørsamene tilbudt mindre forurenset reinkjøtt fra Finnmark som erstatning for eget kjøtt med høyere verdier, men tiltaket fikk liten oppslutning. Etter hvert ble det mulig å velge ut dyr med lave verdier til eget konsum fra egen flokk, basert på målinger av levende dyr (kapittel 5.5). Det var også mulig å redusere nivåene i egen matrein gjennom nedfôring før slakt (kapittel 5.6), og reindriftsutøverne lot ofte reinsdyr som skulle brukes til eget konsum stå lengre på nedfôring enn dyr som skulle selges.

- ***Velge tilberedningsmetoder som reduserer innholdet av radioaktivt cesium før konsum***
  Enkelte tilberedningsmetoder kunne redusere konsentrasjonen av radioaktivt cesium i kjøttet, for eksempel å dele kjøttet i små biter, koke det (opptil flere ganger) og kaste kraften. Disse metodene ble hovedsakelig brukt i den første perioden etter nedfallet.

Reindriftsutøvere med rein som lå over et visst nivå, fikk en generell kompensasjon for å kjøpe inn andre matvarer som erstatning for reinkjøtt. Kompensasjon ble gitt for at økonomiske hensyn ikke skulle stå i veien for å kjøpe andre matvarer (Thørring m.fl., 2022).

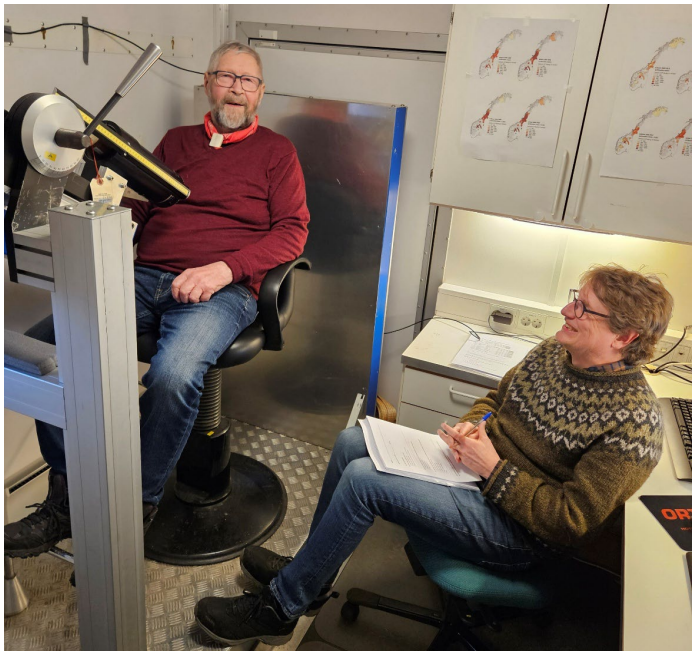
Undersøkelser blant reindriftsutøvere i 1992, 1993 og 1996 (Mehli m.fl., 1998) viste at de vanligste personlige tiltakene var å velge rein fra mindre forurensede beiteområder eller på bakgrunn av målinger av levende dyr. Flere benyttet også nedfôring av dyr til eget konsum. Kun 8 % oppga at de endret tilberedningsmetoder.

Personlige tiltak førte til betydelig reduserte stråledoser hos reindriftutøvere (kapittel 7.3).

Norske myndigheters valg med å sette opp grenseverdien for reinkjøtt for å redde den sørsamiske reindriften, kombinert med egne tilpassede tiltak for storkonsumentene, blir trukket frem i internasjonal sammenheng som et godt eksempel på hvordan man kan tilpasse forvaltningen til viktige kulturelle forhold for spesielt utsatte grupper etter et nedfall med radioaktiv forurensing (IAEA, 2022).

6.3 Tilbud om måling av radioaktivitet i kroppen

Måling av radioaktivitet i kroppen kan brukes til å estimere hvor mye radioaktivt cesium enkeltpersoner har fått i seg gjennom kostholdet, og dermed hvor store stråledoser de er utsatt for. Prinsippet består i å plassere en detektor som måler gammastråling, mot kroppen til personene som skal måles, og måle strålingen som sendes ut fra kroppen (figur 6.2). Konseptet er det samme som for målinger av levende dyr, men målingene av mennesker gjøres mer nøyaktig, blant annet ved at man skjermer mot bakgrunnsstråling og tar hensyn til personenes høyde og vekt.



Figur 6.2: Målinger i Snåsa i mars 2026 (Foto: Bredo Møller/DSA).

Strålevernsmyndighetene startet med slike målinger i Kautokeino allerede i 1965, for å overvåke stråledoser i den samiske befolkningen fra nedfall etter de atmosfæriske prøvesprengningingene på 1950- og 60-tallet. På den tiden ble den nordsamiske befolkningen ansett å være den mest utsatte gruppen for radioaktiv forurensning. Som vist i figur 4.3, var nedfallet i Norge etter Tsjornobyl-ulykken mye større enn nedfallet etter prøvesprengningingene, og det var særlig områder i Midt- og Sør-Norge som ble berørt. I 1987 ble derfor fire befolkningsgrupper, som skulle representere ulike nivåer av eksponering, valgt ut for videre oppfølging. Dette var i tillegg til reindriftsutøverne i Kautokeino-området:

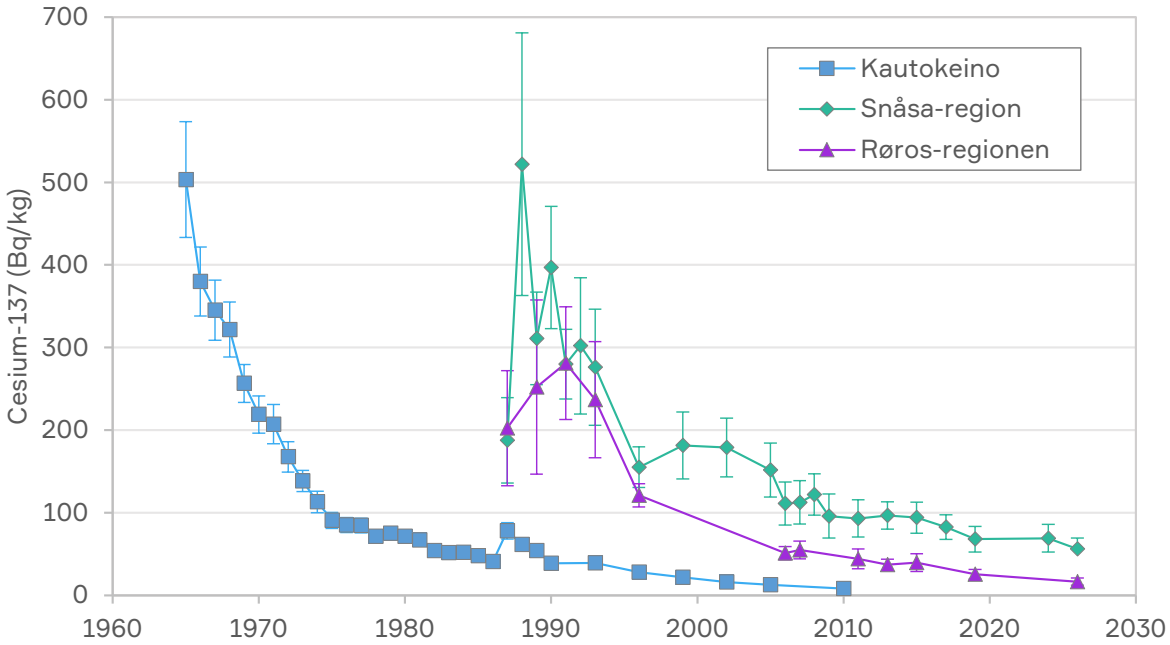
- Generell befolkning i områder med lite nedfall (Oslo)
- Generell befolkning i områder med mye nedfall (Sel)
- Spesielt utvalgt befolkning i område med mye nedfall (Øystre Slidre, personer med høyt konsum av ferskvannsfisk og andre matvarer fra utmark)
- Sørsamer i Nordland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Hedmark (heretter omtalt som reindriftsutøvere i Midt-Norge)

Målingene de første årene etter nedfallet viste tydelige forskjeller mellom gruppene. Reindriftsutøverne i Midt-Norge hadde det klart høyeste innholdet av radioaktivt cesium i kroppen. Befolkningen i Øystre Slidre, med høyt inntak av ferskvannsfisk og andre utmarksprodukter, hadde høyere nivåer enn den generelle befolkningen i Sel, selv om Sel var et område med betydelig nedfall. Den generelle befolkningen i Oslo hadde de laveste målte verdiene (Strand m.fl., 1990c).

I dag gjennomfører DSA fortsatt målinger av reindriftsutøvere i Midt-Norge, og resultatene for perioden 1987–2019 er oppsummert i DSA-rapport 2022:2 (Thørring m.fl., 2022). Kautokeino-målingene ble avsluttet i 2010 (Thørring og Skuterud, 2012), mens undersøkelsene av befolkningen i Oslo, Sel og Øystre Slidre kun ble gjennomført i de første årene etter nedfallet (Strand m.fl., 1990; Strand og Selnæs, 1990; Sørlie m.fl., 1994).

I figur 6.3 har vi summert opp måleresultatene for cesium-137 i reindriftsutøvere fra Kautokeino og utvalgte reinbeitedistrikter i Midt-Norge[33] – inkludert måleresultatene fra 2024 og 2026, som ikke er blitt publisert tidligere.

[33] Denne inndelingen av reindriftsutøverne i Midt-Norge er basert på forurensningsnivå og deltakelse i undersøkelsene: Snåsa-regionen inkluderer de distriktene i Midt-Norge som har hatt de største konsekvensene av Tsjornobyl-nedfallet, og det er her de fleste deltakerne hører til. I Røros-regionen var Tsjornobyl-nedfallet betydelig lavere og jevnere geografisk fordelt, og konsekvensene var mindre (Thørring m.fl., 2022)



Figur 6.3: Gjennomsnittlige konsentrasjoner av cesium-137 i utvalgte grupper av reindriftsutøvere. Feilmarginer representerer standard feil.

Stråledoser og helsekonsekvenser gjøres rede for i kapittel 7. Resultatene fra radioaktivitetsmålinger i mennesker brukes til å beregne stråledoser mottatt gjennom næringsmidler (avsnitt 7.2). Det gjøres også beregninger av «unngåtte doser» som følge av tiltak (avsnitt 7.3).

6.4 Kostholdsundersøkelser

I tillegg til målinger av radioaktivitetsnivåer i kroppen (kapittel 6.3), har norske strålevernvernsmyndigheter gjennomført kartlegginger av inntaket av blant annet reinkjøtt og andre naturprodukter gjennom kostholdsundersøkelser rettet mot forskjellige befolkningsgrupper i Norge. Dette har blitt gjort for å vurdere sammenhengen mellom matvaner og radioaktivt cesium i kroppen. Kostholdsundersøkelsene ble innført som en del av måleprogrammet etter Tsjornobyl-ulykken.

Informasjon om kostholdsundersøkelser blant reindriftsutøvere i Midt-Norge er oppsummert i StrålevernRapport 2004:14 (Thørring m.fl. 2004). Resultater fra enklere undersøkelser på husholdningsnivå fra 2005 og 2017 er beskrevet i DSA-rapport 2022:2 (Thørring m.fl., 2022).

Effektene av tiltakene som ble gjort på et personlig plan blant reindriftsutøvere for å senke stråledosene, er beskrevet i kapittel 7.3. Resultatene fra målingene og kostholdsundersøkelsene kunne også brukes til å opplyse og veilede i forbindelse med egenkonsum og tiltak på husholdningsnivå.

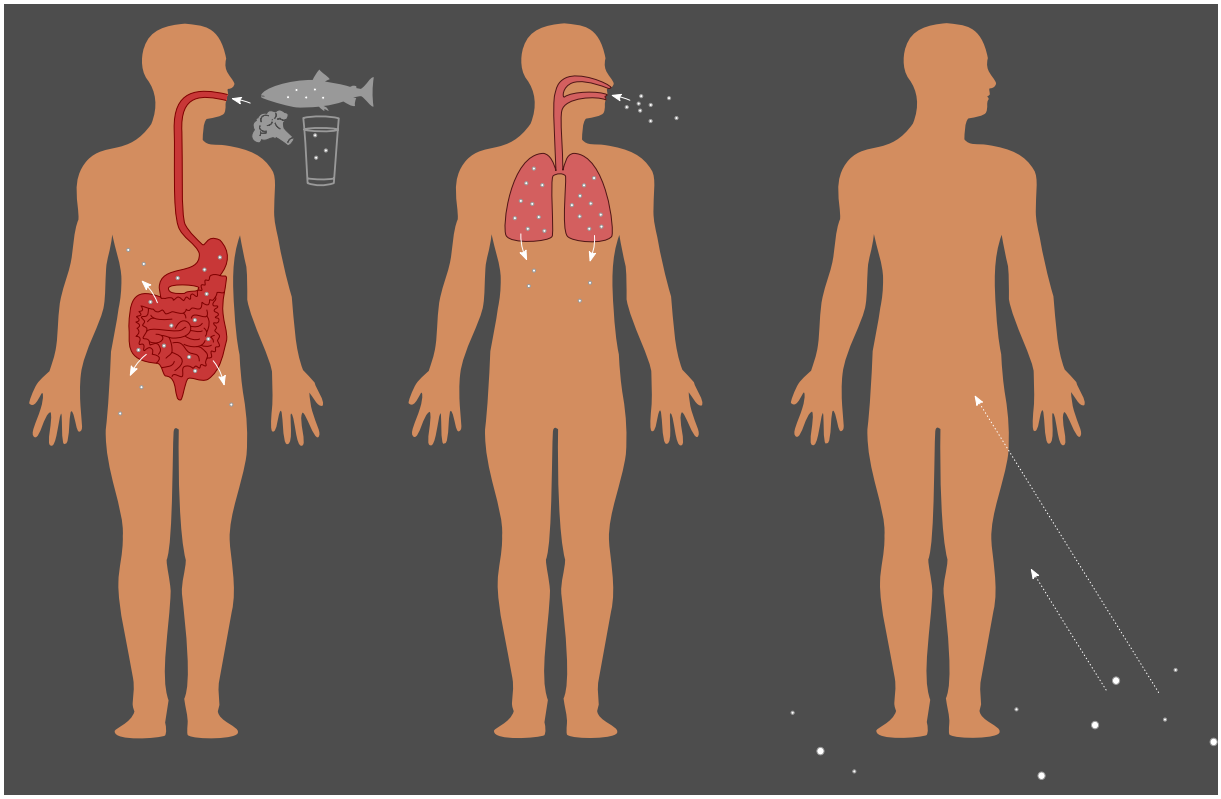
7 Stråledoser og helsekonsekvenser

Den norske befolkningen ble utsatt for stråling fra det radioaktive nedfallet etter Tsjernobyl-ulykken gjennom tre eksponeringsveier (figur 7.1):

- Inhalering av radioaktive stoffer i luft
- Inntak av radioaktive stoffer gjennom næringsmidler
- Ekstern stråling fra de radioaktive stoffene på bakken og ellers i omgivelsene

De to førstnevnte bidrar til økt interndose, mens sistnevnte gir økt eksterndose.

En stråledose kan beskrives på flere måter. I denne rapporten bruker vi begrepet *effektiv stråledose*, som beregner hvor skadelig strålingen er for hele kroppen ved å ta hensyn til at ulike typer stråling og ulike organer i kroppen har forskjellig biologisk effekt. Effektiv dose angis i enheten sievert (Sv), og oftest brukes benevningen millisievert[34] (mSv).



Figur 7.1: Figuren viser forskjellige måter som radioaktivt nedfall kan gi til stråledoser til kroppen: Interndoser gjennom inntak og inhalering av radioaktive stoffer eller eksterndoser fra radioaktive stoffer som befinner seg utenfor kroppen.

Stråledosene til den norske befolkningen som følge av Tsjornobyl-ulykken var generelt lave og i de aller fleste tilfeller godt under anbefalingene fra ICRP (kapittel 6.1). Doser i denne størrelsesorden er derfor forbundet med minimal helserisiko (kapittel 7.4). Stråleeksponeringen varierte likevel mellom ulike grupper i den norske befolkningen, og noen fikk høyere stråledoser enn den generelle befolkningen.

Tsjornobyl-ulykken påvirket også andre dimensjoner av helse slik WHO definerer begrepet[35], blant annet gjennom psykiske helseplager knyttet til bekymring for stråling. Blant enkelte grupper, som reindriftsutøvere, forårsaket også nedfallet store bekymringer knyttet til livsgrunnlag og bevaring av kultur.

[34] 1 mSv = 1/1000 Sv

[35] Verdens helseorganisasjon (WHO) definerer helse som «en tilstand av fullstendig fysisk, psykisk og sosialt velvære og ikke bare fravær av sykdom eller lyte» (World Health Organization [WHO], 1948).

Faktaboks 6: Helseskader ved ioniserende stråling

Radioaktive stoffer sender ut ioniserende stråling. Slik ioniserende stråling kan eksitere molekyler i biologisk materiale og dermed påføre skade på celler og vev. Kroppen har effektive mekanismer for å reparere strålingsinduserte skader, og i de fleste tilfeller blir skadene rettet opp. Dersom skadene er omfattende, eller reparasjonsmekanismene svikter, kan cellene få varige funksjonsfeil eller dø. Basert på omfanget av celleskader, skiller vi mellom to typer helseeffekter fra ioniserende stråling:

Tilfeldige effekter ved lave stråledoser
Lave stråledoser over tid kan forårsake skader som først viser seg på sikt (stokastiske eller tilfeldige effekter). Over tid kan slike skader øke risikoen for først og fremst kreft, ettersom skader på DNA kan føre til ukontrollert celledeling. Det er også påvist en økning i arvelige effekter, men denne risikoen er langt mindre enn for kreft.

Noen radioaktive stoffer kan akkumuleres i bestemte organer. Et eksempel på dette er jod-131, som hovedsakelig samler seg i skjoldbruskkjertelen. Opphopning av radioaktivt jod i dette organet kan gi økt risiko for skjoldbruskkjertelkreft, spesielt hos barn. Radioaktivt cesium oppkonsentreres ikke i noe spesielt organ, men transporteres inn i celler og vev på lignende måte som kalium.

Kreftrisiko ved lave stråledoser
Ioniserende stråling øker forekomsten av eksisterende kreftformer. Derfor er det ikke mulig å påvise at stråling er årsaken til et enkelt krefttilfelle. Den eneste måten man kan påvise sammenheng mellom stråling og kreft, er ved å påvise en statistisk økning i en større gruppe mennesker.

Basert på internasjonale anbefalinger, antar man i strålevernforvaltningen at kreftrisikoen er proporsjonal med stråledosen. Dette innebærer at det finnes ingen nedre grense og at enhver økning i stråledose gir en økning i risiko, men så lenge stråledosen er lav, er risikoen også lav.

Akutte effekter ved høye stråledoser
Ved svært høye stråledoser over kort tid vil ioniserende stråling kunne forårsake så mye skade på cellene at de dør. Dette kaller vi akutte helseeffekter (også kalt vevseffekter eller deterministiske effekter). Hvis veldig mange celler dør i et vev, vil hele organer slutte å fungere. Dødelige utfall av akutte effekter begynner man å se ved ca. 2 000 mSv (2 Sv). Slike doser forekommer kun nær en sterk strålingskilde. Flere av redningsarbeiderne som jobbet med å slukke brannen ved Tsjornobyl-anlegget i 1986 fikk så høye dose at de døde. Ingen i Norge var i nærheten av slike doser eller effekter etter Tsjornobyl-ulykken.

7.1 Estimerte stråledoser til den generelle befolkningen

Ulike studier har estimert noe forskjellige gjennomsnittlige stråledoser til den norske befolkningen det første året etter Tsjornobyl-ulykken. I denne rapporten har vi hovedsakelig basert oss på beregningene fra norske strålevernsmyndigheter, publisert blant annet i Strand og Reitan (1996). En oppsummering av estimerte gjennomsnittlige stråledoser til befolkningen etter 1 år, 5 år og 50 år er vist i tabell 7.1.

Interndose fra inntak av mat
Den gjennomsnittlige stråledosen fra mat det første året etter ulykken er beregnet til omtrent 0,11 mSv[36] basert på informasjon om kosthold og måleresultater for mat (Strand m.fl., 1990a; Strand og Reitan 1996).

[36] Det finnes flere estimater av stråledosen til befolkningen det første året etter ulykken, med mindre variasjoner i resultatene, men de fleste anslag ligger mellom 0,1 og 0,2. (Strand, 1994, Strand m.fl., 1990a; Strand m.fl., 1987; Henriksen m.fl., 1987; Henriksen og Saxebøl, 1988; Strand og Reitan, 1996).

Det største dosebidraget fra mat skyldtes radioaktivt cesium, mens jod-131 bidro med mindre enn 3 % av dosebidraget (Strand m.fl., 1987). Det er imidlertid store variasjoner i kostholdet mellom ulike grupper i Norge, og enkelte grupper hadde et høyt inntak av matvarer som ga en vesentlig høyere stråledose (se kapittel 7.2). Den gjennomsnittlige stråledosen fra inntak av mat har blitt beregnet til totalt 0,50 mSv de første fem årene etter ulykken og totalt 0,70 mSv ved 50 år etter ulykken (Strand og Reitan, 1996).

Interndose fra inhalering

Doser fra inhalering av radioaktive stoffer er mest relevant i de dagene da den radioaktive skyen passerte. Estimater gjort kort tid etter ulykken konkluderte med at stråledosen fra denne inhalasjonen var svært lav, med et gjennomsnitt på omtrent 0,01 mSv[37] (Helsedirektoratet, juni 1986; Strand og Reitan, 1996). Inhalasjonsdosen var begrenset til noen få dager i april og mai 1986 og har derfor ikke akkumulert med årene.

Eksterndose fra stråling fra bakken

Ekstern stråledose fra bakken i det første året ble estimert basert på målingene av radioaktivt cesium i jord (kapittel 4.2). Gjennomsnittlig eksterndose det første året ble beregnet til 0,07 mSv (Strand m.fl., 1990a) når det er tatt hensyn til skjerming innendørs. Det var store forskjeller ulike steder i landet. Det er estimert at den samlede eksterndosen over 50 år er 1,3 mSv, altså høyere enn dosen fra inntak av næringsmidler etter 50 år.

Total dose

Den gjennomsnittlige totale effektive stråledosen (interndose + eksterndose) til den norske befolkningen det første året er beregnet til omtrent 0,2 mSv det første året og totalt 2 mSv akkumulert over 50 år[38]. Dette er en lav stråledose. Til sammenligning er den gjennomsnittlige stråledosen fra alle kilder til befolkningen i Norge er i dag beregnet til ca. 5 mSv per år (Komperød m.fl., 2015).

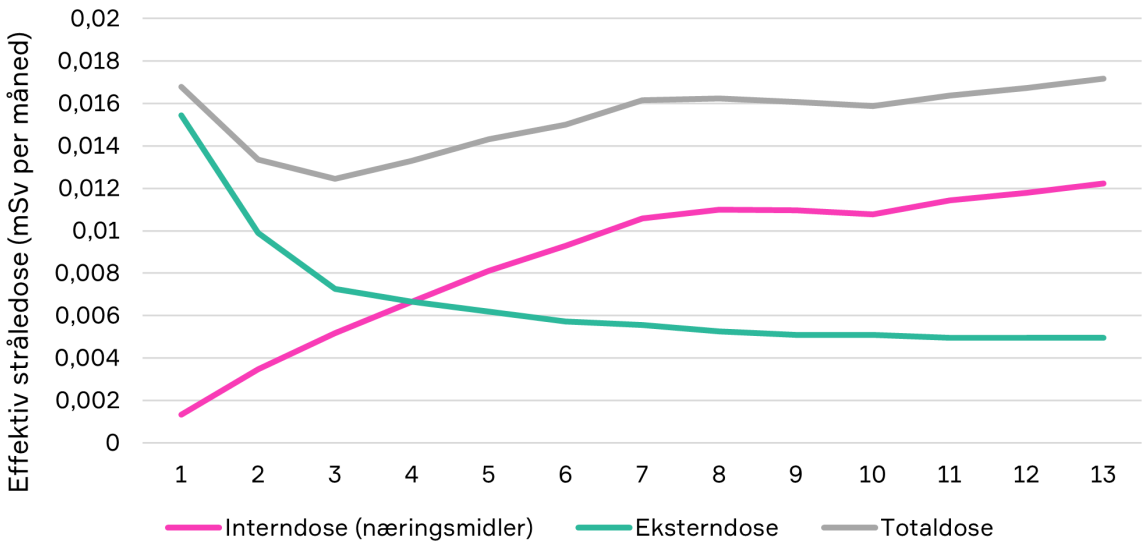
Tabell 7.1: Beregnede gjennomsnittlige stråledoser (mSv) grunnet Tsjornobyl-ulykken for befolkningen i Norge. Tabellen viser akkumulerte stråledoser 1, 5 og 50 år etter ulykken. (Med andre ord inkluderer dosene 50 år etter ulykken også dosene etter 1 og 5 år, osv.) Data fra Strand og Reitan (1996), side 89. Merk: I tabellen gjengitt i Strand og Reitan (1996) var ikke dosen fra inhalasjon ført videre til beregningen etter 5 år og 50 år, men det har vi valgt å gjøre her.

Eksponeringsvei	Etter 1 år	Etter 5 år	Etter 50 år
Inntak av næringsmidler	0,11	0,50	0,70
Inhalasjon	0,01	0,01	0,01
Ekstern stråling	0,07	0,22	1,3
Totalt	0,19	0,73	2,0

Figur 7.2 viser hvordan eksterndosen det første året var høyest i perioden rett etter nedfallet, men gikk raskt ned og deretter ble forholdsvis stabil. Interndosen fra mat var derimot lavest de første månedene, men økte etter hvert som radioaktive stoffer ble overført i næringskjeden, vekstsesongen kom i gang og husdyr beitet utendørs. På slutten av året var interndosen høyere enn eksterndosen (Strand m.fl., 1990a). I enkelte fylker ga likevel eksterndosen fra bakken et større dosebidrag enn interndosen fra mat (figur 7.3).

[37] Doseestimatet er basert på de eneste måleverdiene vi har for luftkonsektrasjoner de første dagene, og dette var kun fra Østlandet. Med tanke på at de aller fleste innbyggerne bor i områder som fikk lite nedfall, kan det likevel antas at den reelle gjennomsnittlige inhalasjonsdosen ikke er veldig mye høyere enn oppgitt og ikke ville hatt stor påvirkning på totaldosen.

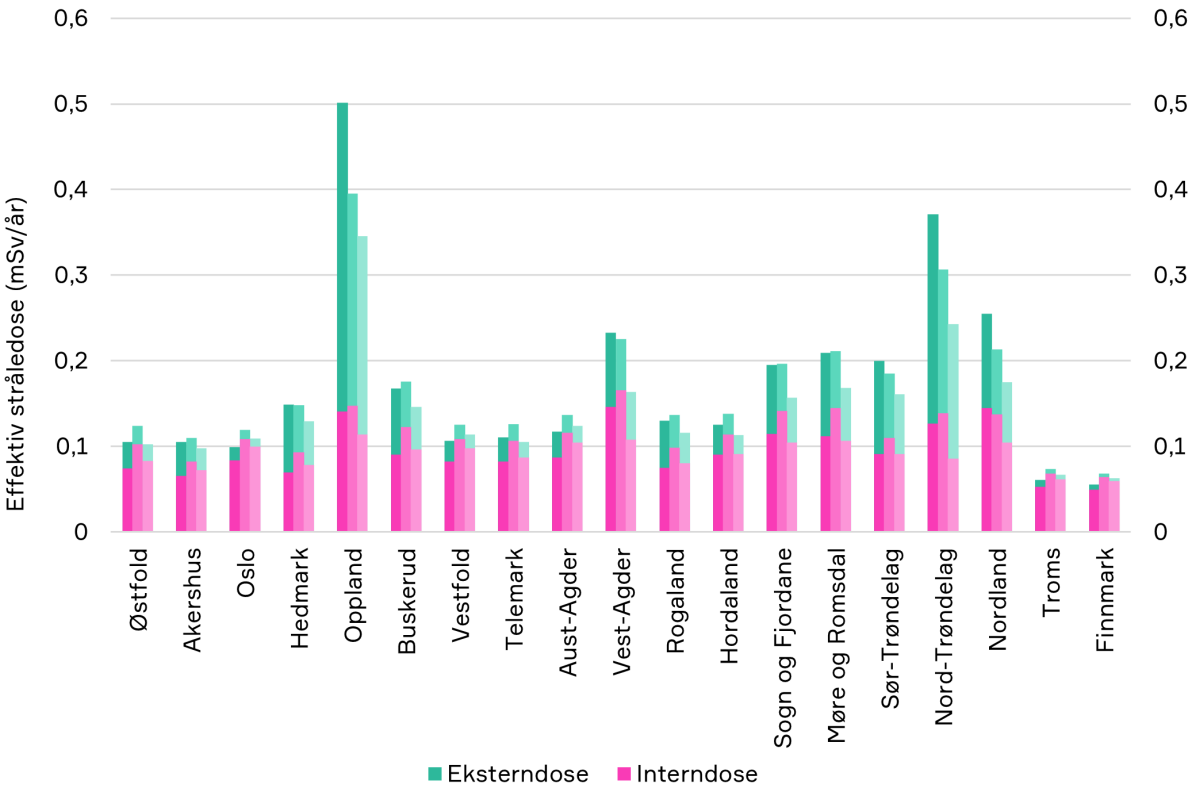
[38] Disse beregningene ble utført på 1990-tallet, og for å estimere for dosen over 50 år måtte det da gjøres antakelser om fremtidige nivåer i mat og miljø. Det har ikke vært mulig å sjekke grunnlagsdataene for doseberegningen for å vurdere om antakelsene siden 1990-tallet stemmer med målte verdier i nyere tid.



Figur 7.2: Utvikling av beregnet intern og ekstern effektiv stråledose, samt total effektiv stråledose, per måned de første 13 månedene etter Tsjornobyl-ulykken, basert på data fra Strand m.fl., (1990a). Interndosen inkluderer her ikke dosen på 0,01 mSv fra inhalasjon ned første måneden.

Forskjeller mellom områder

Doseestimater for de tre første årene i hvert fylke er vist i figur 7.3, og viser forskjeller mellom geografiske områder den første tiden. Høyest estimerte doser er for Oppland og Nord-Trøndelag, med en samlet gjennomsnittlig stråledose på henholdsvis ca. 0,5 mSv og ca. 0,4 mSv det første året. De laveste stråledosene er estimert for Troms og Finnmark med ca. 0,06 mSv. De største forskjellene mellom fylkene skyldes variasjonen i eksterndosen fra det radioaktive nedfallet på bakken.



Figur 7.3: Grafen viser eksterndose og interndose (stablet diagram) per i henholdsvis år 1, 2 og 3 i hvert fylke (basert på fylkesinndelingen fra 1990). Interndose er beregnet utfra inhalasjon og matinntak. Eksterndose er beregnet utfra nedfall på bakken. Referanse: SIS-arbeidsdokument 1990:2.

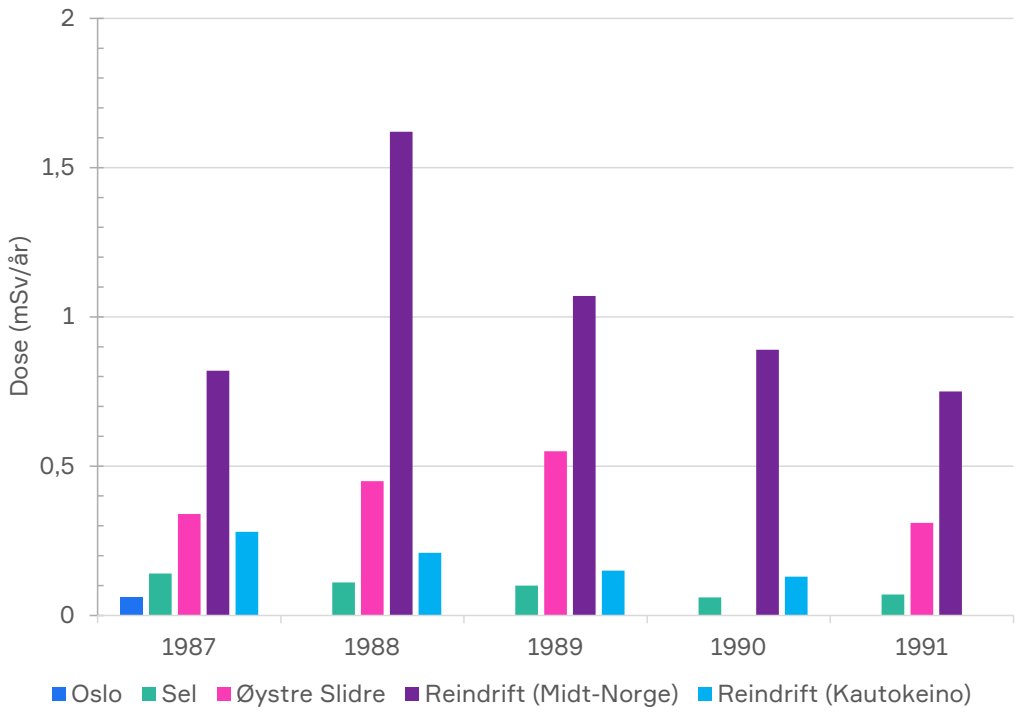
Stråledosene har både for eksterndose og interndose gått mye ned siden 1986. Gjennomsnittsdosen fra radioaktiv forurensning i næringsmidler ble i 2015 beregnet til 0,01 mSv/år (Komperød m.fl., 2015). Grunnet den fysiske nedbrytningen av cesium-134 og cesium-137 og transport til dypere jordlag er eksterndosen også betydelig redusert. Den gjennomsnittlige årlige stråledosen til befolkningen grunnet nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken er nå derfor svært lav.

7.2 Stråledoser til reindriftsutøvere og andre utvalgte grupper

Som tidligere nevnt, var det enkelte grupper som fikk høyere stråledoser enn gjennomsnittet grunnet nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken. Dette hang først og fremst sammen med innholdet av radioaktivt cesium i maten man spiste (Strand m.fl., 1992). Befolkningsgrupper med høyt inntak av matvarer som reinsdyrkjøtt, sauekjøtt, vilt og vill ferskvannsfisk fra hardt rammede områder var særlig utsatte.

I kapittel 7.1 ble gjennomsnittlige stråledoser fra mat grovt beregnet for den generelle befolkningen utfra kostholdsundersøkelser og nivåer i matvarer. Basert på måling av radioaktivt cesium i kroppen (kapittel 6.3) kan stråledoser beregnes mer nøyaktig[39]. Det er slike målinger som ligger til grunn for stråledosene for reindriftsutøvere og andre grupper i dette kapitlet.

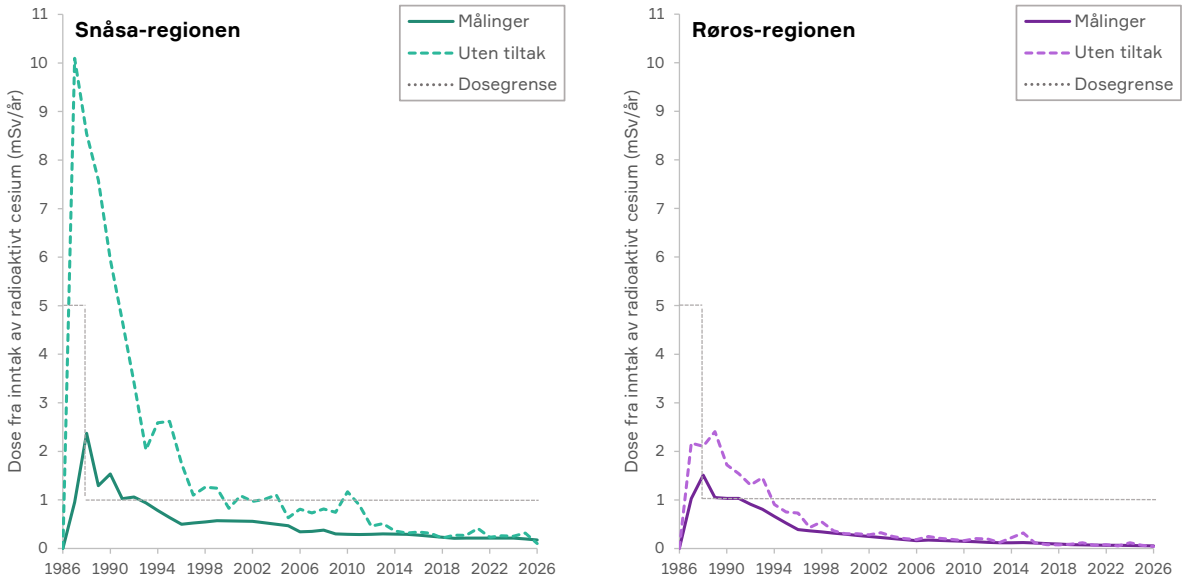
Figur 7.4 sammenstiller beregnede gjennomsnittlige årsdoser (basert på innhold av radioaktivt cesium i kroppen) for utvalgte befolkningsgrupper omtalt i kapittel 6.3 (Strand m.fl., 1990c; Strand og Selnæs, 1990; Sørlie m.fl., 1994). Resultatene viser tydelige forskjeller i stråledoser mellom de utvalgte befolkningsgruppene (inkludert reindriftsutøvere i Kautokeino). Reindriftsutøverne i Midt-Norge var den eneste av gruppene der gjennomsnittlig årsdose var høyere 1 mSv[40].



Figur 7.4: Gjennomsnittlige stråledoser for utvalgte grupper (mSv/år) de første fem årene etter Tsjornobyl-nedfallet. Merk at det var ingen målinger for Oslo etter 1987, Øystre Slidre i 1990 og Kautokeino i 1991.

[39] Når man beregner stråledoser basert på kostholdsundersøkelser blir resultatet ofte høyere enn ved direkte måling av kroppen. Mer om doseestimater basert på kostholdsundersøkelser i Strand m.fl. (1992).
[40] Myndighetenes målsetning var en gjennomsnittlig årsdose på under 1 mSv/år (kapittel 6.1).

Som nevnt i avsnitt 6.3, er det kun undersøkelsene av reindriftsutøvere i Midt-Norge som fortsatt pågår i 2026. Årlige stråledoser fra radioaktivt cesium til reindriftsutøvere fra Snåsa- og Røros-regionene for perioden 1987–2026, er vist som «Målinger» i figur 7.5. Figuren viser at gjennomsnittsdosene i Snåsa-regionen var over eller rundt 1 mSv i perioden 1988–1992. Også i Røros-regionen var stråledosene i 1988 over 1 mSv. I den samme figuren vises også et estimat på hva stråledosene ville vært dersom tiltak ikke hadde blitt satt i gang etter Tsjornobyl-ulykken (kurven «Uten tiltak»). Dette omtales nærmere i kapittel 7.3.



Figur 7.5: Stråledoser fra radioaktivt cesium til reindriftsutøvere i Midt-Norge. 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 strålevernsmyndighetenes undersøkelser i perioden 1987–2026. Differansen mellom de to grafene representerer «unngått dose» for en reindriftsutøvere med gjennomsnittlig inntak av radioaktivt cesium gjennom næringsmidler. "Snåsa-regionen" og "Røros-regionen" er beskrevet i kapittel 6.3. Dosegrenser er omtalt i kapittel 6.1.

7.3 Reduserte stråledoser som følge av tiltak hos utsatte grupper

Strand m.fl. (1992) så også på effekten av kostholdsråd (kapittel 6.1) og viste at mange faktisk endret kostholdet sitt de første årene etter Tsjornobyl-ulykken:

- 40–62 % av sørsamiske reindriftsutøvere reduserte inntaket av reinsdyrkjøtt og ferskvannsfisk.
- 70–79 % av bønder og jegere i Øystre Slidre reduserte konsumet av ferskvannsfisk.
- 25–46 % av den generelle befolkningen i Sel oppga at de hadde gjort kostholdsendringer eller tatt forholdsregler.

Deres beregninger viste at slike kostholdsendringer førte til betydelig lavere stråledoser i de mest utsatte befolkningsgruppene – spesielt blant reindriftsutøvere i Midt-Norge (Strand m.fl., 1992).

Reduserte stråledoser til reindriftsutøvere i Midt-Norge

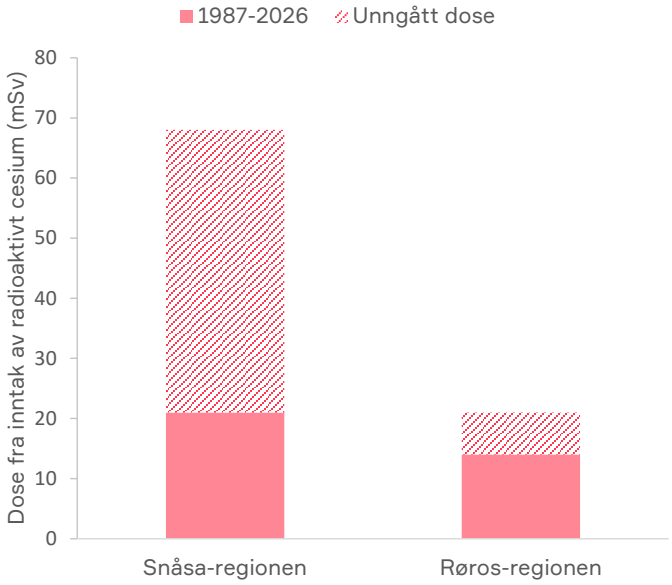
Det er det blitt gjort mye for å redusere stråledosene fra radioaktivt cesium blant sørsamiske reindriftsutøvere etter Tsjornobyl-ulykken. Som beskrevet tidligere, var noen tiltak rettet mot å redusere nivåene i hele reinsdyrflokken (kapittel 5), mens andre tiltak var rettet direkte mot å redusere stråledosen til reindriftsutøverne selv (kapittel 6.2).

Slike tiltak har ført til betydelig reduserte stråledoser, spesielt i Snåsa-regionen. Figur 7.5 (stiplet linje) viser at gjennomsnittsdosene i Snåsa-regionen ville vært godt over 1 mSv/år i ca. 10 år etter ulykken om det ikke hadde blitt gjennomført tiltak. Dette estimatet er basert på antakelsen om at gjennomsnittskonsentrasjonen av radioaktivt cesium i reinkjøtt fra et område representerer det som *ville*

blitt spist uten bruk av tiltak. For mer informasjon om doseberegninger og antakelser knyttet til figur 7.5 henvises det til DSA-rapport 2022:2 (Thørring m.fl., 2022).

Oppsummerte doser til gjennomsnittlige reindriftsutøvere i forskjellige regioner for hele perioden 1987–2026 er vist i figur 7.6. For en gjennomsnittlig reindriftsutøver er samlet dose i denne perioden:

- i Snåsa-regionen: 21 mSv (ville vært 68 mSv uten tiltak, dvs. 69% reduksjon)
- i Røros-regionen: 14 mSv (ville vært 21 mSv uten tiltak, dvs. 33% reduksjon)



Figur 7.6. Dosebidraget fra radioaktivt cesium for perioden 1987–2026 for en gjennomsnittlig reindriftsutøver i regioner i Midt-Norge. «Unngåtte doser» som følge av tiltak i regioner i Midt-Norge er også angitt. Summen av de årlige dosene for perioden 1987–2026 for Snåsa- og Røros-regionene er basert på figur 7.5.

Til tross for tiltak har reindriftsutøvere i Midt-Norge mottatt de høyeste stråledosene i befolkningen etter nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken. Hvorvidt denne økte eksponeringen har medført en økt helserisiko for gruppen, drøftes nærmere i kapittel 7.4.

7.4 Helsekonsekvenser av stråledoser etter Tsjornobyl-ulykken

7.4.1 Generell helserisiko grunnet økte stråledoser fra Tsjornobyl-ulykken

Faktaboks 6 beskriver hvordan økt risiko for kreft er den viktigste risikoen forbundet med eksponering for radioaktivitet. ICRP har estimert at sannsynligheten for kreftdødsfall i en befolkning øker med ca. 0,005 % per mSv[41]. Denne økningen er liten sammenlignet med den generelle kreftrisikoen, ettersom kreft er årsak til ca. 25 % av alle dødsfall i Norge.

Som beskrevet i kapitel 7.1, forårsaket Tsjornobyl-ulykken kun små økninger i stråledoser til den generelle befolkningen i Norge, i gjennomsnitt 2 mSv over 50 år. Den relative økningen i kreftrisiko er dermed svært liten. Fordi så mange mennesker var eksponert, er det statistisk sannsynlig at det har forekommet dødsfall forårsaket av Tsjornobyl-ulykken i Norge. Antallet vil uansett være langt under noe som kan vises

[41] ICRPs risikokoeffisient angir en 5,5 % økning i risikoen for å utvikle dødelig kreft per Sv (1 000 mSv) i en befolkning, (0,0055 % per mSv) og 0,2 % økning per Sv for arvelige effekter (0,0002 % per mSv) (ICRP, 2007). ICRPs risikokoeffisienter er utviklet for bruk hovedsakelig innen strålevernsforvaltning på befolkningsnivå og er konservativt beregnet. De skal ikke bruker for som estimat på risiko for enkeltpersoner eller brukes for å regne ut antall krefttilfeller eller kreftdødsfall.

i kreftstatistikken, selv i grupper som mottok høyere stråledoser enn gjennomsnittet (kapittel 7.2). For reindriftsutøvere har det blitt gjort egne helseundersøkelser for å se om det kunne påvises økt kreftforekomst (kapittel 7.4.2).

7.4.2 Undersøkelser av kreftforekomst blant reindriftsutøvere

Målingene av radioaktivitet i kroppen og kostholdsundersøkelsene blant reindriftsutøvere (kapittel 7.2) har gitt god kunnskap om hvor store stråledoser reindriftsutøvere i Midt-Norge faktisk ble utsatt for, og hvor store stråledoser som ble unngått gjennom tiltak (kapittel 7.3). Derimot gir ikke disse undersøkelsene noe grunnlag for å si om den økte eksponeringen for radioaktivitet har ført til økning i krefttilfeller hos reindriftssamer.

Helseundersøkelser blant reindriftssamer i Norge, Sverige og Finland som ble gjennomført for å undersøke mulig økt kreftforekomst etter radioaktivt nedfall fra prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet, har ikke påvist noen økt kreftrisiko. Tvert imot viser flere studier at samer samlet sett har lavere forekomst og dødelighet av kreft enn øvrige befolkningsgrupper (Storm Mienna og Axelsson 2019), noe som blant annet kan henge sammen med livsstilsfaktorer som høy fysisk aktivitet og et kosthold rikt på fisk og reinsdyrkjøtt. Det er også gjennomført enkelte helseundersøkelser blant sørsamiske reindriftsutøvere med sikte på å avdekke mulige helseeffekter av nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken, som heller ikke har påvist helseeffekter som kan knyttes til stråleeksponeringen (Thørring m.fl., 2022; Brøgger m.fl., 1996; Reitan m.fl. 1998).

7.5 Psykososiale effekter

Helsekonsekvenser av Tsjornobyl-ulykken omfatter mer enn bare fysiske helseeffekter som økt kreftrisiko. Helsemessige konsekvenser inkluderer også de psykiske reaksjoner og sosiale konsekvenser man er blitt utsatt for i forbindelse med ulykken.

Stråling kan verken ses, luktes eller føles, og det er vanskelig for folk å beskytte seg. Frykten for å ha blitt utsatt for helseskadelig stråling ble forsterket av forvirrende og manglende informasjon i perioden etter ulykken i 1986, som beskrevet i kapittel 3.5 og 3.6.

Undersøkelser gjennomført av ca. 1 000 personer i den voksne norske befolkningen i mai og juni 1986 viser at Tsjornobyl-ulykken utløste sterke følelsesmessige reaksjoner[42]. Selv om de fleste i den norske befolkningen ble psykologisk påvirket av ulykken – i den forstand at nesten alle hadde noen tanker eller følelser knyttet til den – indikerte undersøkelsen at det bare var en liten andel som utviklet stressreaksjoner av en slik alvorlighetsgrad at de trengte eller søkte hjelp. Noen sentrale funn fra undersøkelsen var (Weisæth, 1989):

- 20 % opplevde situasjonen som ubehagelig og stressende
- 11 % holdt barna mer innendørs, og andelen var enda høyere i byer (26 % av familiene og 32 % av aleneforeldrene)
- 6 % hadde endret spise- og drikkevaner som følge av hendelsen
- 1–2 % hadde mareritt og vedvarende opprivende tanker om ulykken
- Kvinner var generelt mer bekymret enn menn

I 1993 ble det utført en ny undersøkelse av ca. 1 000 voksne personer i Norge for å følge opp undersøkelsen fra 1986 (Tønnessen m.fl., 1995). Undersøkelsen viste at radioaktiv forurensning og atomulykker fortsatt var en bekymring for mange. Omtrent 10 % oppga at de tenkte på temaet på daglig. Videre svarte 20 % at Tsjornobyl-ulykken hadde hatt stor betydning for hvordan de vurderte faren ved radioaktiv forurensning. Nærmere 70 % mente at det var en veldig stor eller stor sjanse for at en

[42] Dette er samme undersøkelse bestilt av Institutt for katastrofepsykiatri som er omtalt ifm. publikums reaksjoner på informasjon i media, vist til i kapittel 3.5.

atomulykke kunne inntreffe i løpet av det påfølgende tiåret, men om lag 40 % av disse trodde en slik ulykke ville få lokale konsekvenser i deres eget nærmiljø.

Reindriftsutøvere

Når det gjelder de samiske reindriftsutøverne, hadde mange allerede før ulykken et skeptisk og anstrengt forhold til den norske staten og statlige myndigheter pga. tiår med fornorskningspolitikk og statlige program for å øke produktivitet og redusere antall reindriftsutøvere (Stephens, 1994).

Tsjornobyl-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.

Da tiltaksgrensen for reinkjøtt ble satt opp til 6 000 Bq/kg høsten 1986 (kapittel 5.1.2) 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 reindriftsnæringen 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).

I tillegg til å være en trussel for livsgrunnlaget og selve næringen, var det at Norge ble rammet av nedfallet fra Tsjornobyl-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 kostholdene i Norge, til å være et kosthold med til dels høyt innehold av radioaktiv forurensing. Fra å mestre en unik livsstil basert på lokalkunnskap og tradisjonskunnskap, med reindrift som kultur og et kulturelt skille mot det øvrige norske samfunnet, ble de brått avhengige av staten og subsidier (Stephens, 1994). Noen av reindriftsutøverne var derfor redde for at myndighetene ville bruke Tsjornobyl-ulykken som en mulighet for ytterligere rasjonalisering av reindriften, og det var stor bekymring for om statlige myndigheter ville fortsette å betale erstatning i 20–30 år fremover om forurensningsproblemene ble så langvarige (Stephens, 1994).

Tilbudet om mindre forurenset reinkjøtt fra Finnmark som erstatning for eget kjøtt med høyere cesiumverdier (kapittel 6.2) var ikke populært bl.a. fordi det fratok reindriftsutøverne deler av reinsdyret som de ville brukt til tradisjonelle matretter og håndverk som f.eks. blod, indre organer og gevir (Stephens, 1994). Dessuten fratok det foreldrene muligheter til å involvere barn i tradisjonelle aktiviteter og derigjennom videreføre viktige deler av den samiske kulturen. Derfor fryktet mange at skikker skulle gå tapt, sammen med samiske ord og uttrykk (Stephens, 1994).



Helgeland Arbeiderblad 14. september 1988, s. 2: Reportasje om måling av nivåer over grenseverdiene i levende rein i Grane i Nordland. Reineier (avbildet) forteller om opplevelsen med å ikke spise egen rein og hvordan holdningen har endret seg fra det første året. Utvalgte sitater:

- *Første året det ble snakk om becquerel lot vi være å spise reinkjøtt med for høg verdi. Det kan ikke beskrives hvordan det føltes å ikke kunne slakte matrein, ta være på blodet og innmaten og lage mat av det. Jeg finner ikke ord for å beskrive det, jeg har aldri opplevd noe som var verre.*

- *Etter hvert har vi fått et mer avslappet forhold til becquerel-verdier. Nå måler vi ikke slaktereinen vår. Det kan være det samme hvor høg becquerel-verdien er […] Reinkjøttet er et være eller ikke være for oss, da får vi heller bli selvlysende.*

Artikkel av Nils Lorentsen for Helgeland Arbeiderblad.

Bilde og tekst er hentet fra Nasjonalbibliotekets nettsider (nb.no).

Programmet med målinger av radioaktivitet i reindriftsutøvere (kapittel 6.3) ble opprinnelig igangsatt pga. myndighetenes ønske om å overvåke og begrense stråledoser til personene. For reindriftsutøverne har det nok vært minst like viktig som arena for samtaler med fagfolk om helserisiko, forurensningssituasjonen osv. For mange har også undersøkelsene gitt konkrete tilbakemeldinger på at tiltak og kostholdsendringer 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 fagfolk og med hverandre (Thørring m.fl., 2022).

Et dybdeintervju i 2016 med et utvalg reindriftsutøvere i Snåsa-regionen om deres risikooppfatning indikerte at tilbudet om måling av radioaktivitet i kroppen 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). Med årene har noen av deltakerne også uttrykt at de mener Tsjornobyl-ulykken er et eksempel på en situasjon der staten virkelig stilte opp for sørsamene (Thørring m.fl., 2022).

8 Økonomiske konsekvenser

De økonomiske konsekvensene av nedfallet fra Tsjornobyl-ulykken i Norge var omfattende og sammensatte, og bestod av både direkte og indirekte kostnader over en lengre tidsperiode. Utgiftene var knyttet til en rekke forhold, blant annet:

- Tiltak i landbruket og reindriftsnæringen
- Inntektstap når næringsmidler ikke kunne omsettes
- Kompensasjonsordninger, forvaltning og administrasjon
- Overvåkning, kontroll og forskning, inkl. innkjøp og vedlikehold av måleutstyr

De klart største økonomiske utgiftene har vært knyttet til tiltak i næringsmiddelproduksjonen. Samtidig bidro flere av tiltakene i landbruket og reindriften til å begrense ytterligere økonomiske tap ved at matvarer kunne godkjennes for omsetning fremfor å bli kassert. Dette førte igjen til store økonomiske besparelser.

I dette kapittelet gis det en oversikt over de økonomiske konsekvensene av nedfallet etter Tsjornobyl-ulykken i Norge, hovedsakelig innen næringsmiddelproduksjon. Det foreligger imidlertid ikke fullstendige og detaljerte kostnadsdata for alle tiltak og konsekvenser, ettersom deler av kostnadsbildet er dårlig dokumentert eller vanskelig tilgjengelig. Til tross for dette forsøker vi å oppsummere hvilke forhold som medførte større økonomiske belastninger, selv om ikke alle kostnader kan tallfestes.

Kroneverdien har endret seg mye de siste førti årene. Justert for konsumprisindeks ville verdien av 1 krone i 1986 tilsvare 2,91 kr i 2025. Kostnadene de første årene kan med andre ord ganges med tre for å gi et riktigere inntrykk av kostnadene utfra dagens kroneverdi. Vi har i dette kapitlet valgt å gjengi verdiene i opprinnelig kroneverdi dersom ikke annet er påpekt.

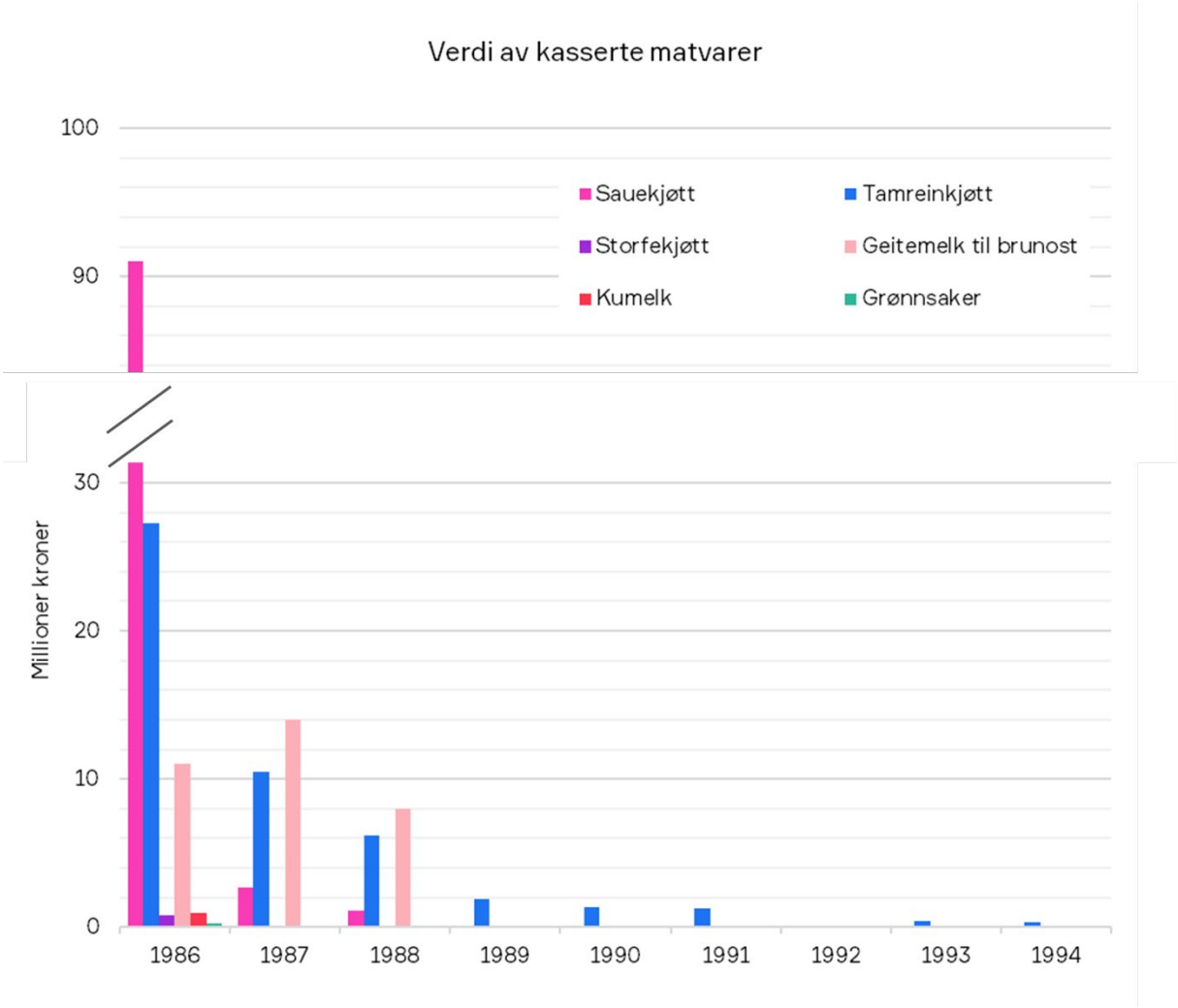
Mange av de økonomiske konsekvensene innen næringsmiddelproduksjon den første tiårsperioden etter Tsjornobyl-ulykken er oppsummert i Brynhildsen m.fl. (1996a, b) og Tveten m.fl. (1998), der kostnadene er oppgitt i løpende kostnader per år, uten justering for inflasjon.

8.1 Kostnader knyttet til kassering av næringsmidler

Flere produkter kunne ikke selges som menneskemat fordi nivåene overskred grenseverdiene for hva som var lovlig å omsette (kapittel 5.3). Estimater på verdien av de kasserte matvarene som følge av Tsjornobyl-nedfallet i 1986–1994 er oppsummert i figur 8.1 der dette er kjent. Samlet utgjør disse verdiene 180 millioner kroner målt i opprinnelig kroneverdi, tilsvarende 507 millioner kroner i 2025-kroner. Tallene for både opprinnelige og justert kroneverdi er presentert i vedlegg 7.

Mengden kassert kjøtt sank betydelig fra 1986 til senere år. Reduksjonen i kassasjon over årene skyldtes en kombinasjon av nedgang i radioaktiv forurensning i beitevekster og effekten av tiltakene som ble iverksatt.

Kjøtt og melk som ikke kunne brukes til menneskemat, ble delvis brukt som dyrefôr og ga sånn sett en besparelse til disse utgiftene. Denne verdien er ikke kjent og ikke tatt inn i estimatene her.



Figur 8.1: Verdi av kasserte matvarer (i millioner kroner, opprinnelig kroneverdi) i perioden 1986–1994. Data foreligger ikke for alle kategorier for hvert år. Datakilder: Sauekjøtt og tamreinkjøtt: Tveten m.fl. (1998), basert på data fra Landbruksdepartementet. Storfekjøtt: SNT (1988) og Paulsen m.fl. (1989). Kumelk og geitemelk: Paulsen m.fl. (1989). Grønnsaker: Strand m.fl. (1994). Svært lave verdier (under ca. 0,3 millioner kr) vises ikke i figuren. Tallverdiene er oppsummert i vedlegg 7.

Sauekjøtt

De økonomiske tapene for produksjonen av sauekjøtt det første året var hovedsakelig en konsekvens av kassert kjøtt (kapittel 5.3.3). Sauekjøtt ble kassert i perioden 1986–1993. Det meste ble kassert det første året, til en verdi ca. 90 millioner kroner[43] (figur 8.1) (Tveten m.fl., 1998). I påfølgende år var de økonomiske tapene drastisk redusert på grunn av effektive tiltak og reduserte nivåer i miljøet. Det ble til sammen kassert sauekjøtt til en verdi av 95 millioner kroner (tabell 8.1) (Tveten m.fl., 1998).

Tamreinkjøtt

Nesten alle kostnadene for reindriftsnæringen 1986 skyldtes kompensasjon for kassert tamreinkjøtt. Over halvparten av alt kjøttet som ble kassert etter Tsjornobyl-ulykken, ble kassert første året, med en verdi på over 27 millioner kroner (figur 8.1) (Tveten m.fl., 1998). Til sammen ble det kassert kjøtt fra tamrein til en verdi av 49 millioner kroner i perioden 1986–1994 (tabell 8.1) (Brynhildsen m.fl., 1996b). Hvis det ikke hadde vært for økningen i grenseverdien for radioaktivt cesium i reinsdyrkjøtt november 1986 (kapittel 5.1), ville langt mer reinsdyrkjøtt vært kassert.

[43] I Tveten m.fl. (1998) oppgis kostnadene i amerikanske dollar (USD). I denne rapporten presenteres alle kostnadstall i norske kroner (NOK). Tall hentet fra kilden er omregnet fra USD ved bruk av kildens faste valutakurs (1 USD = 7 NOK).

Storfekjøtt

Verdien av kassert storfekjøtt er beregnet til ca. 1 million kr for 1986–1988 (Paulsen m.fl., 1989). Etter dette hadde nivåene gått såpass mye ned at det ikke ble kassert mer storfekjøtt.

Meieriprodukter

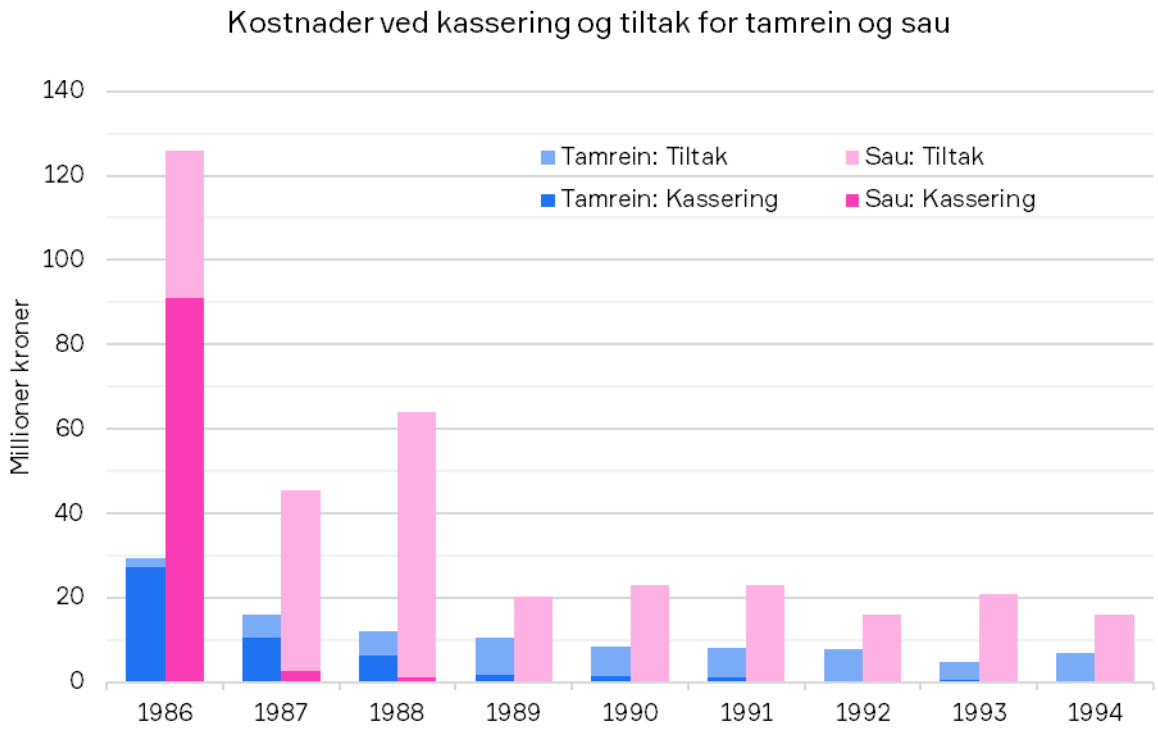
På grunn av radioaktiv forurensning ble geitemelk i rammede områder tatt ut av brunostproduksjon (kapittel 4.6), noe som førte til inntektstap i meieribruket på rundt 11 millioner kroner i 1986, 14 millioner i 1987, og 8 millioner i 1988 (Paulsen m.fl., 1989). Det er kjent at geitemelk fra flere meierier ble tatt ut av brunostproduksjon over flere år, men tall for inntektstap etter 1988 er ikke tilgjengelige. Kumelk som i 1986 ikke ble godkjent til omsetning hadde en verdi av ca. 1 million kroner. Ingen ytterligere kostnader er registrert for kumelk etter 1986.

Dyrket mat

Omsetningsforbudet av salat og persille dyrket utendørs i nedfallsperioden i 1986 førte til kassering av produkter med en rapportert verdi på om lag 300 000 kroner (Strand m.fl., 1994, side 197).

8.2 Kostnader knyttet til tiltak for å redusere nivåer i næringsmidler

Samtidig som kostnadene knyttet til kassasjon gikk ned, økte kostnadene knyttet til tiltak for å redusere nivåer og stråledoser i næringsmidler. Figur 8.2 viser forholdet mellom kostnader ved kassert kjøtt og tiltak i perioden 1986–1994.

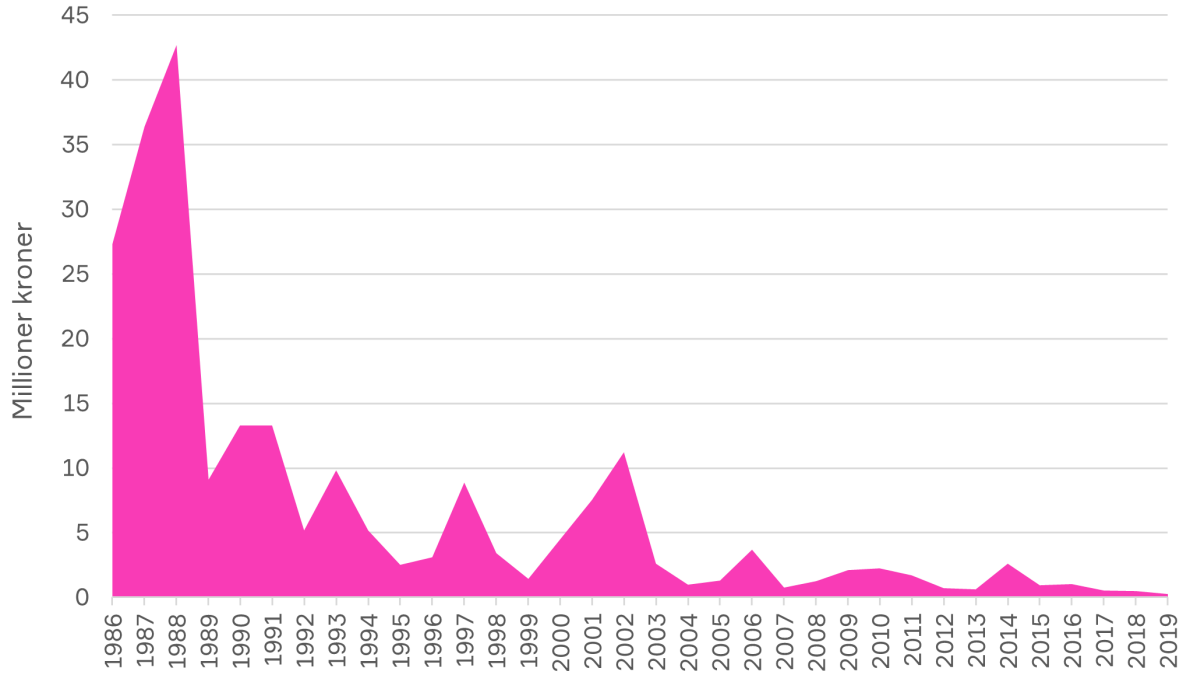


Figur 8.2: Økonomiske konsekvenser av kassering sammenlignet med kostnader av andre tiltak. Oppgitt i millioner kroner. Data for tamrein hentet fra Brynhildsen m.fl. (1996b). Data for sau er hentet fra Tveten m.fl. (1998). Nøyaktig hva som inngår under tallene for tiltak er ikke detaljert beskrevet i kildene. Det fremkommer likevel at tiltak for tamrein her inkluderer kompensasjon for tidlig slakting, nedfôring (inkl. transport og anlegg), vomtabletter og annet, samt at tiltak for sau inkluderer flere kostnader enn selve nedfôringskompensasjonen gitt til bønder. Iht. Brynhildsen m.fl. (1996b) inkluderer tiltakene for sau som inngår i samme sum forskning og utvikling, innkjøp av måleinstrumenter, berlinerblått og målinger.

Sau

Nedfôring var det desidert mest kostbare tiltaket for sau, og var også det mest kostbare enkelttiltaket for å redusere nivåer i næringsmidler fra 1987 og utover. Det er også dette tiltaket som har best dokumenterte tall for sau frem til i dag (figur 8.3), sett bort fra kassering av kjøtt. Selv om nedfôring representerte en betydelig kostnad over flere år, bidro tiltaket til å redusere kassasjon av sauekjøtt vesentlig, og ble redningen for sauenæringen i mange områder etter Tsjornobyl-ulykken. Året 1988 hadde de høyeste nedfôringskostnadene gjennom hele perioden. Dette året måtte nærmere 30 % av sauebesetningene nedfôres. Økningen skyldtes at 1988 var et år med mye sopp (kapittel 4.3.2).

Det foreligger ikke hele tidsserier med kostnadstall for de øvrige tiltakene gjort i sauenæringen, men totalkostnadene for tiltak (utenom kassering) for sau i perioden 1986–1994 var på ca. 260 mill. kroner[44] (tabell 8.1) (Tveten m.fl., 1998).



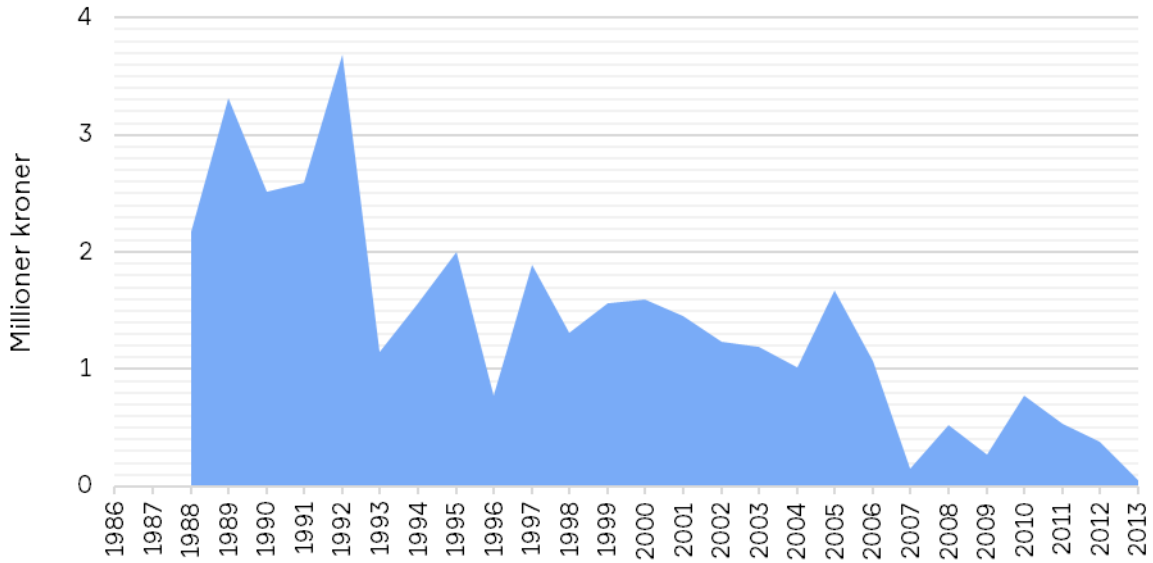
Figur 8.3: Kostnaden av nedfôring av sau gitt i millioner kroner. Kostnaden av nedfôring omfatter her kun kompenasjonsutgifter til bøndene, ikke f.eks. administrasjon av ordninger eller kostnader av målinger av levende dyr for å vurdere behovet for nedfôring. Referanser: Tveten m.fl. (1988) for perioden 1986–1995, og Landbruksdirektoratet/Landbruks- og matdepartementet for perioden 1996–2025.

Tamrein

Når gjelder nedfôring av tamrein, er ikke dataene tilgjengelige for hele perioden. Tiltaket innebar kostnader knyttet til bygging av innhegninger, kjøp og transport av fôr og ekstra arbeidsinnsats. I slaktesesongen 1988/89 beløp de direkte kostnadene for nedfôring seg til rundt 2,5 millioner kroner, økende til 2,9 millioner kroner i påfølgende sesong og deretter 2 millioner kroner i 1990/91 (Ekker m.fl., 1990).

Tidlig slakting av tamrein ble økonomisk kompensert gjennom et tillegg til ordinær kjøttpris. Kostnader knyttet til tilskudd for tidligslakt i perioden 1988–2013 er presentert i figur 8.4. Det er ble kompensert for tidlig slakting også i 1987, men disse verdiene er ikke tilgjengelige.

[44] Totalkostnadene for tiltak (unntatt kassering) inkluderer i henhold til Brynhildsen m.fl. (1996b) forskning og utviklingsarbeid, midler til innkjøp av måleinstrumenter, midler til saltslikkestein, kraftfôr og vomtabletter tilsatt cesiumbindere, midler via SNT til radioaktivitetsmålinger ved de kommunale næringsmiddeltilsynene og midler via fylkesveterinærene til målinger av levende dyr.



Figur 8.4: Utbetalt kompensasjon for tidlig slakt av tamrein i perioden 1988–2013 (tilsvarer reindriftsårene 1988/1989–2013/2014). Data for perioden 1988–1994 er hentet fra Brynhildsen m.fl. (1996b), mens data for perioden 1995–2013 er fra Landbruksdirektoratet (personlig henvendelse). Dataene for 1987 er ikke tilgjengelige.

Det foreligger ikke fullstendige tidsserier for kostnadene knyttet til de enkelttiltakene i reindriften. Enkelte samlede kostnader er oppgitt i Brynhildsen m.fl. (1996b, s. 68) og i Ekker m.fl., (1990), hvor kostnader for flere ulike tiltak er aggregert i grupper. Den totale kostnaden for tiltak i reindriften (ekskludert kassering) er anslått til om lag 55 millioner kroner (tabell 8.1) for perioden 1986–1994[45] (Brynhildsen m.fl. 1996b). Dette tallet inkluderer både tiltak knyttet til å redusere nivåer i rein, men også personlige tiltak som kostholdskompensasjon (kapittel 6.3).

Tabell 8.1: Totale kostnader (millioner kroner) for tiltak etter Tsjornobyl-ulykken i perioden 1986–1994, basert på data fra Tveten m.fl. (1998) for sau og Brynhildsen m.fl. (1996b) for rein. Omregning til 2025-kroner er gjort ved hjelp av SSBs kalkulator (Priskalkulator – SSB).

	Tiltak sau	Tiltak rein	Kassering sau	Kassering rein
Summerte kostnader 1986–1994	260	55	95	49
Omregnet til 2025-kroner	640	129	275	135

Storfe

Tiltak gjort for å få ned verdiene i storfekjøtt under grensen i 1986 hadde en kostnad på rundt 5 millioner NOK (Tveten mfl., 1998). Kostnadene var ubetydelige allerede i 1987, året etter ulykken.

Annet

For andre matvarer, som svine- og fjørfekjøtt, oppstod ingen økonomiske konsekvenser fordi nivåene av radioaktivt cesium var lave. Selv om det ble innført salgsforbud for ferskvannsfisk i enkelte områder og det ble mål høye nivåer i vilt, bær, honning og sopp, ble det i hovedsak ikke gitt økonomisk kompensasjon til fiskere eller jegere.

Som beskrevet i kapittel 5.7, var berlinerblått et viktig tiltak for å redusere opptaket av radioaktivt cesium i melk, storfekjøtt, sauekjøtt og tamreinkjøtt. Det er begrenset med dokumentasjon av disse kostnadene tilgjengelig, men kostnadene inngår til dels i kostnader for tiltak presentert for sau og tamrein.

[45] Tallverdien er estimert ved å trekke fra *kassasjon* fra den totale kostnaden gitt i Brynhildsen (1996b), tabell 6. Gjelder reindriftsårene 1986/1987–1994/1995.

8.3 Andre økonomiske konsekvenser

Økonomiske konsekvenser utover de konkret knyttet til kasserte varer og tiltak for å redusere nivåene i næringsmidler, er dokumentert i mindre grad.

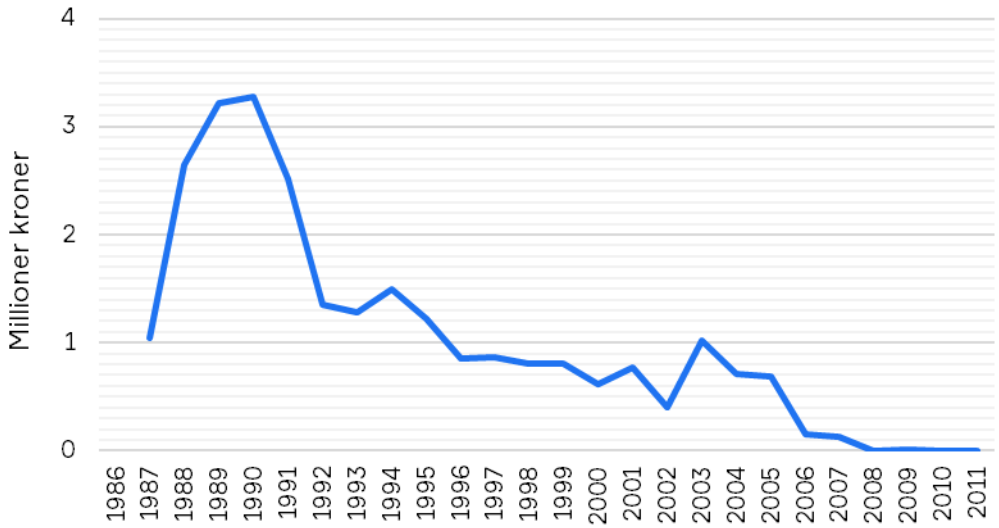
Målinger

Målebehovet etter Tsjornobyl-ulykken har vært stort, både for kontroll av næringsmidler, men også for kartlegging og dokumentasjon av nivåer av nedfall og radioaktiv forurensing i miljø. I perioden 1986–1988 ble var de offentlige utgiftene forbundet med overvåkning og kontroll av næringsmidler ca. 16 millioner kroner[46] (Paulsen m.fl., 1989). I perioden 1986-1993 ble det anskaffet rundt 75 måleinstrumenter (Brynhildsen mf.l., 1996).

Overvåkning, kontroll og forskning pågikk i minst like stor skala i svært mange år og omfattet ikke bare næringsmidler, men også miljøprøver og kartlegging av nedfallet. Mange av disse programmene er nevnt i kapittel 4. Utgifter forbundet med målinger omfatter både innkjøp av instrumenter og personell til å vedlikeholde, lære opp og gjennomføre målinger. Dessverre finnes det ikke et datagrunnlag for å estimere alle kostnadene forbundet med målinger etter Tsjornobyl-ulykken.

Kostholdskompensasjon til reindriftsutøvere

Som nevnt i kapittel 6.2, fikk reindriftsutøvere med reinkjøtt over grenseverdien, støtte til å kjøpe annen mat. Utbetalinger til kostholdskompensasjon er vist i figur 8.5. De høyeste utbetalingene skjedde i reindriftsårene 1989/1990 og 1990/1991, med noe over 3 millioner kroner per år.



Figur 8.5: Utbetalt kostholdskompensasjon til reindriftsutøvere 1987–2011. Årstallene referer til starten av det gjeldende reindriftsåret, dvs. at 1987 i figuren referer til reindriftsåret 1987/1988. Data fra Landbruksdirektoratet.

Eksport av sjømat

Som nevnt i kapittel 3.4, fikk enkelte eksportører av fersk laks til USA sine varer stanset av amerikanske importører i starten av mai på grunn av frykt for radioaktiv forurensning. Eksporten var i gang igjen i løpet av noen dager. I månedsskiftet mai-juni begynte norske fiskeeksportører også å utstede sertifikater for å lette eksporten til europeiske land (NOU 1986:24). I det store og hele var det ingen negative økonomiske virkninger for norsk sjømateksport (NOU 1986:24), men dokumentasjonsbehovet førte til økte utgifter i forbindelse med analyser og attester.

[46] Herav 8 millioner til måleutstyr, 4. millioner i statlig større til næringsmiddelkontrollen og 4 millioner til administrasjon, opplæring og informasjonstiltak. Tilsvarer ca. 43 millioner kroner i 2025-verdi (KPI-justert fra 1987).

Konsekvenser for turistnæringen

Turistnæringen ble negativt påvirket sommeren 1986. Trafikken fra utlandet redusert med 16 % sammenlignet med året før, spesielt fra USA, Japan og Storbritannia (NOU 1986:24). Næringen mente dette delvis var på grunn av Tsjornobyl-nedfall og negative oppslag i utenlandske medier. Det ble ikke gitt noen kompensasjon fra myndighetene, men Stortinget bevilget 1 million kroner til ekstra markedsføringstiltak. Markedsføring ble også styrket fra næringen selv (NOU 1986:24).

Administrasjon og forvaltning

Noen kostnader knyttet til administrasjon er tatt med i totalkostnader av tiltak i kapittel 8.2, men ikke for alle tiltak eller for hele perioden. Det nevnes derfor også her. Mange årsverk hos statlige og regionale myndigheter har vært nødvendig i lang tid for å håndtere konsekvensene, særlig innenfor næringsmiddelproduksjon, men også andre konsekvenser. Årsverkene har vært knyttet til blant annet for å utføre målinger, forvalte regelverk og administrere ordninger knyttet til overvåkning, kontroll, tiltak og erstatninger.

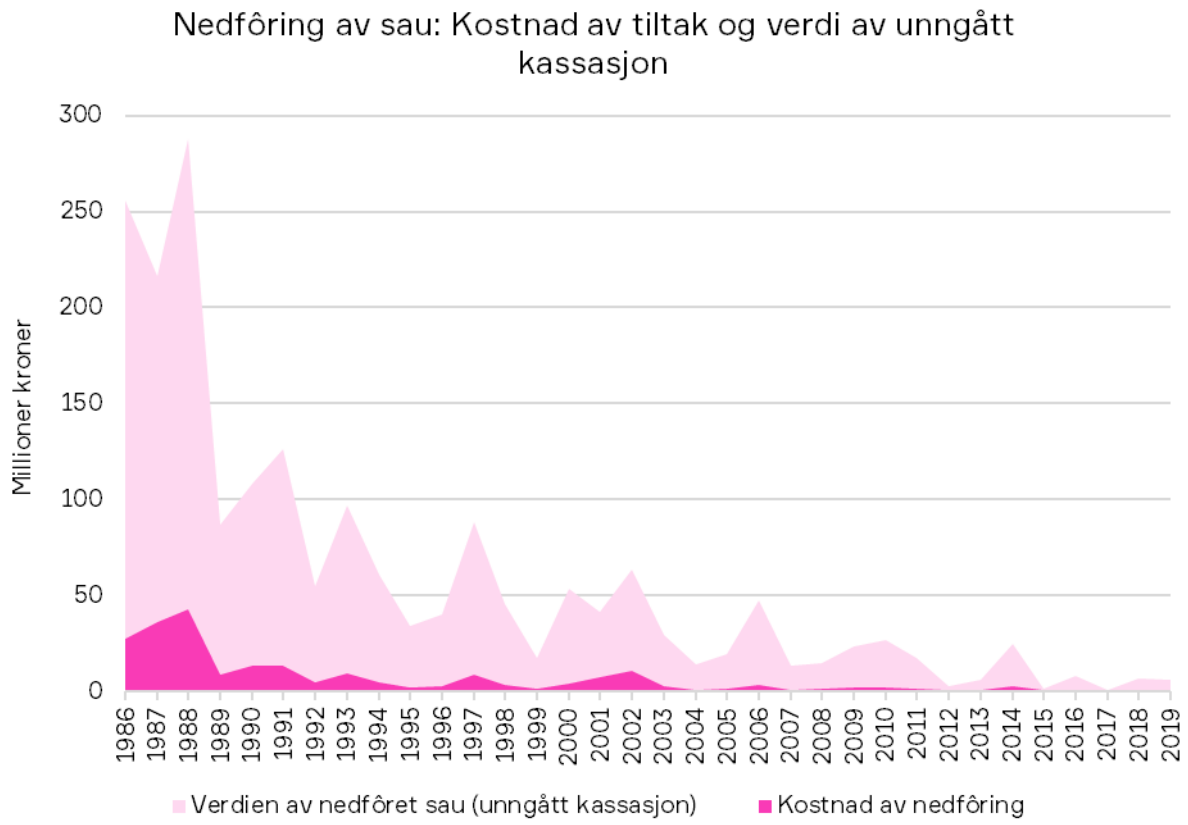
8.4 Kostnadseffektivitet av tiltakene

Det skal foreligge et rimelig forhold mellom ressursbruken knyttet til tiltak og den reduksjonen i stråledose som oppnås som følge av dem. Tiltakene som ble gjort for å redusere stråledoser via næringsmidler etter Tsjornobyl-ulykken, er vurdert gjennom en kost–nytte-avveining (Brynhildsen m.fl., 1996a; Strand m.fl., 1990b; Strand m.fl., 1990d). Samlet sett ble tiltakene vurdert som vellykkede, med et akseptabelt forhold mellom ressursbruk og oppnådd reduksjon i stråledose.

For de fleste tiltakene lå kostnaden godt under grensen for hva som er økonomisk forsvarlig. Selv om lønnsomheten varierte, ble tiltakene brukt i kombinasjon for mest mulig reduksjon i stråledose. Enkelte tiltak, som endringer i driftsrutiner, bruk av saltslikkestein med cesiumbinder og bruk av mindre kontaminerte beiteområder, lot seg ikke vurdere med hensyn til kostnad og nytte.

Det enkleste og rimeligste tiltaket var innføring av kostholdsråd. Cesiumbindere var også svært kostnadseffektive, ved å redusere cesiumnivåer både før slakt og i melk. Nedfôring var lønnsomt, men hadde høyere kostnad sammenlignet med spart stråledose enn cesiumbindere. Likevel oversteg verdien av gevinsten kostnadene (figur 8.6). For sau var nedfôring mest kostnadseffektivt i år med høye nivåer, siden måle- og administrasjonskostnader var relativt faste.

Det anslås at sauekjøtt til en samlet verdi av omtrent ca. 2 milliarder kroner ble spart fra kassasjon gjennom nedfôring for hele perioden 1986–2019. Justert til kroneverdien i 2025 vil dette tilsvare ca. 4 milliarder. Kostnadsbildet for unngått kassasjon av andre produkter er mer komplekst og er derfor ikke estimert.



Figur 8.6: Kostnaden av nedfôring sammenlignet med verdiene som nedfôring har spart ved å forhindre av dyrene måtte kasseres pga. nivåer over grenseverdier. Gitt i millioner kroner (i kroneverdi for det gjeldende året). Kostnaden av nedfôring omfatter her kun kompenasjonsutgifter til bøndene, ikke f.eks. administrasjon av ordninger eller kostnader av målinger av levende dyr for å vurdere behovet for nedfôring. (Totale kostnader for nedfôring foreligger ikke for hele perioden.) Verdien av forhindret kassering er estimert ved å gange antall dyr på nedfôring et gitt år med verdien av et dyr (prisjustert per år). Datakilder: kostnad av nedfôring fra Landbruksdepartementet/Landbruksdirektoratet, kostnad per dyr 1986-1988 fra Grimstad m.fl. (1991), konsumprisjustert for senere år.

8.5 Kostnader i dag

Utgiftene knyttet til oppfølging av Tsjornobyl-ulykken i dag langt lavere enn tidligere. Årsaken er at nivåene gått mye ned siden 1986 og at det ikke lenger finnes grenseverdier for radioaktivt cesium i næringsmidler til omsetning. Noen oppgaver gjennomføres fremdeles. Disse er i hovedsak oppsummert under. Det er viktig å understreke at et vesentlig formål med alle disse oppgavene er å opprettholde målekapasitet og målekompetanse av beredskapsmessige hensyn.

Sentrale Tsjornobyl-relaterte utgifter i dag:

- **Overvåkning i næringsmidler og miljø** pågår fremdeles gjennom programmer som koordineres at Mattilsynet og DSA, som beskrevet i kapittel 4.8. Utgifter inkluderer analyser og prøvetaking, i tillegg til administrasjon. Overvåkningen bidrar til å ivareta målekapasitet og målekompetanse.
- **Berlinerblått** er fortsatt i bruk i noen områder på frivillig basis og subsidieres av myndighetene, hovedsakelig i form av saltslikkestein til sau. Et beredskapslager for berlinerblått opprettholdes av Landbruksdirektoratet.
- **Tilbud til reindriftsutøvere om å måle radioaktivt cesium i kroppen** gjennomføres fremdeles. I tillegg til kostnader for måleutstyr og annen infrastruktur, kompenseres deltakere for reiseutgifter. Et viktig delmål med programmet er å opprettholde måleberedskapen for denne typen målinger.
- **Levende dyr-målinger** pågår fortsatt for sau for å vedlikeholde måleberedskapen for denne typen målinger. Det gis tilbud til reindriftsutøvere om å måle rein til eget bruk.

Internasjonal handel

Det forekommer fremdeles fra tid til annen utfordringer med eksport av ulike norske varer grunnet Tsjornobyl-forurensning[47]. Utfordringene har hovedsakelig ikke skyldtes spesielt høye nivåer i produktene, men heller en praksis i importlandet som det kan være vanskelig å forutsi konsekvensene av for norske eksportører. Selv om slike enkelthendelser ikke har store økonomiske konsekvenser for Norge, kan de være betydelige for den enkelte virksomhet.

[47] For eksempel dukket det i 2019 opp problemer med en kontainer med norsk mysepulver som inneholdt 14 Bq/kg av cesium-137 stoppet i importlandet fordi måleverdiene var over deteksjonsgrensen for målingen. En lignende situasjon oppstod ved eksport av reinlav til dekorasjon i 2016, der kontaineren slo ut på importlandets måleportaler og ble returnert.

9 Norsk atomberedskap 40 år senere

Tsjornobyl-ulykken viste tydelig at sikkerheten ved kjernekraftverk er et internasjonalt anliggende. Den 26. april 1986 var ikke norske myndigheter forberedt på at konsekvensene av en atomulykke også kunne ramme Norge.

Kapittel 1–3 beskriver hvor uforberedt norske myndigheter var da Tsjornobyl-ulykken inntraff og nedfallet rammet Norge. Selv om det fantes god kompetanse hos fagpersoner og alle myndigheter og institutter gjorde alt de kunne for å bidra, var det mange aspekter av håndteringen av den tidlige fasen som ikke fungerte. Dette på grunn av at det ikke fantes beredskapsplaner, og at roller, ansvar og myndighet mellom ulike aktører ikke var avklart og informasjonen dårlig samordnet. Måleberedskapen var også svært begrenset, da mye av målekapasiteten som ble etablert etter de atmosfæriske atomprøvesprengningene på 50- og 60-tallet, var bygget ned i årene før ulykken.

9.1 Fokus på atomberedskap umiddelbart etter Tsjornobyl-ulykken

Tsjornobyl-ulykken og det radioaktive nedfallet som rammet Norge, var en vekker for norske myndigheter. Hendelsen avdekket at Norge ikke var forberedt på å håndtere et radioaktivt nedfall, og tydeliggjorde viktigheten av en styrket norsk atomberedskap, god krisekommunikasjon og tydeliggjøring av roller og ansvar i håndtering av en atomhendelse. Dette utgjorde starten på oppbyggingen av dagens atomberedskap i Norge. En rekke tiltak ble iverksatt for å styrke atomberedskapen, med utgangspunkt i flere offentlige utredninger[48] (NOU 1986:24, NOU 1987:13, NOU 1992:5). Erfaringene fra Tsjornobyl-håndteringen i Norge ga et godt grunnlag for å utvikle planer og tiltak.

Også internasjonalt var katastrofen en vekker, som viste at en atomulykke kunne få konsekvenser på tvers av landegrenser og at det var behov for et felles, internasjonalt rammeverk. Allerede høsten 1986 fikk Det internasjonale atomenergibyrået (IAEA) på plass en internasjonal varslingsavtale som forplikter land til å varsle om hendelser som kan medføre radioaktive utslipp over landegrenser[49]. IAEA og andre internasjonale organisasjoner har også utviklet en rekke internasjonale sikkerhetsstandarder knyttet til blant annet økt reaktorsikkerhet og aktuelle tiltak ved en atomhendelse.

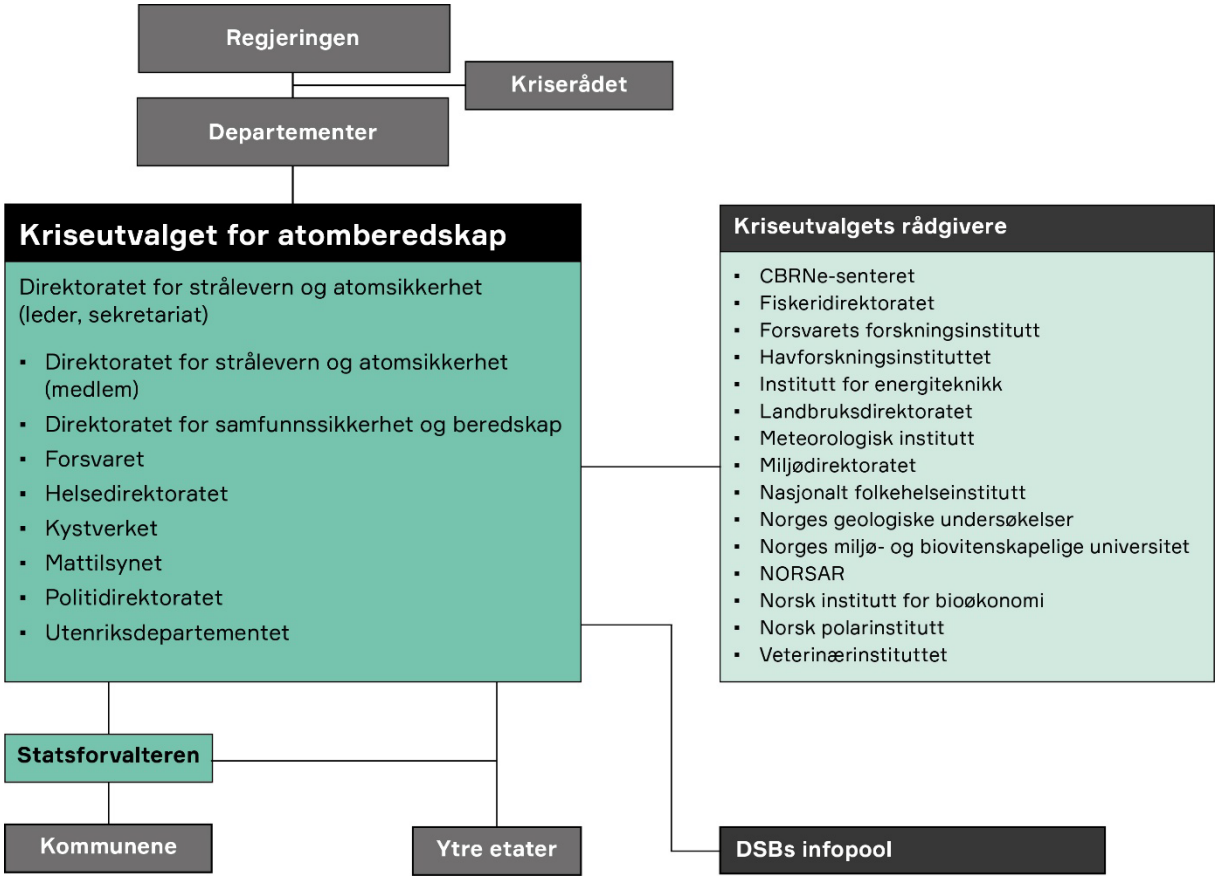
9.2 Norsk atomberedskap i dag

Norge har i dag en nasjonal atomberedskap som er tverrsektoriell og sivil-militær. DSA har en døgnbemannet vaktordning og Norge er i dag langt bedre forberedt på en atomhendelse enn vi var i 1986.

9.2.1 Atomberedskapsorganisasjonen

Den nasjonale atomberedskapsorganisasjonen omfatter Kriseutvalget for atomberedskap, Kriseutvalgets rådgivere, samt statsforvalterne som Kriseutvalgets regionale ledd (figur 9.1).
Atomberedskapsorganisasjonen er opprettet for å stille ekspertise til rådighet for å håndtere atomhendelser og for å sørge for hurtig iverksettelse av tiltak for å beskytte liv, helse, miljø og andre viktige samfunnsinteresser. Atomhendelser omfatter både ulykker og hendelser som følge av tilsiktede handlinger i fredstid, ved sikkerhetspolitiske kriser og ved væpnet konflikt.

[48] NOU 1986:24 *Tiltak mot kjernekraftulykker. Delutredning I: Erfaringene etter kjernekraftulykken i Tsjernobyl.* (lenke)
NOU 1987:13 *Tiltak mot kjernekraftulykker. Forslag til nasjonale og internasjonale tiltak. Delutredning II.* (lenke)
NOU 1992:5 Tiltak mot atomulykker. Anbefalinger om videre styrking av norsk beredskap mot atomulykker. (lenke)
[49] Konvensjon om tidlig varsling av en atomulykke. Les mer på IAEAs nettsider: Convention on Early Notification of a Nuclear Accident | IAEA.



Figur 9.1. Oversikt over atomberedskapsorganisasjonen i Norge.

Kriseutvalget for atomberedskap

Kriseutvalget for atomberedskap er ansvarlige for, og har fullmakt til, å iverksette tiltak for å redusere konsekvensene etter en atomulykke. Kriseutvalget har også et ansvar for å sørge for koordinert informasjonsformidling, som var en viktig lærdom fra håndteringen av nedfallet etter Tsjornobyl-ulykken. Organiseringen, mandat og delegasjon av myndighet er forankret i strålevernloven § 16.

Kriseutvalget består av representanter fra:

- DSA
- Forsvaret
- Helsedirektoratet
- Mattilsynet
- Politidirektoratet
- Utenriksdepartementet
- Kystverket
- Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap

DSA er leder for, medlem av og sekretariat for Kriseutvalget. DSA deltar som medlem i Kriseutvalget som sektormyndighet innen strålevern, atomsikkerhet, radioaktiv forurensing og avfall.

Kriseutvalgets rådgivere

Atomberedskapsorganisasjonen omfatter også en rekke rådgivere til Kriseutvalget for atomberedskap. Kriseutvalgets rådgivere består av representanter fra virksomheter med spesiell kompetanse som er relevant for atomberedskap, for eksempel innen helse, meteorologi og næringsmiddelproduksjon. Ved en atomhendelse skal rådgiverne være et faglig støtteapparat for Kriseutvalget. Se liste over alle rådgivere i figur 9.1.

Statsforvalterne og Sysselmesteren på Svalbard
Statsforvalterne og Sysselmesteren på Svalbard er Kriseutvalgets regionale ledd. Statsforvalterne har ansvar for koordinering av beredskapen på regionalt nivå og opp mot kommunene. Ved en atomhendelse skal statsforvalterne og Sysselmannen sørge for koordinering av informasjon og krisehåndtering, og bidra til iverksettelse av samordnede tiltak regionalt og lokalt.

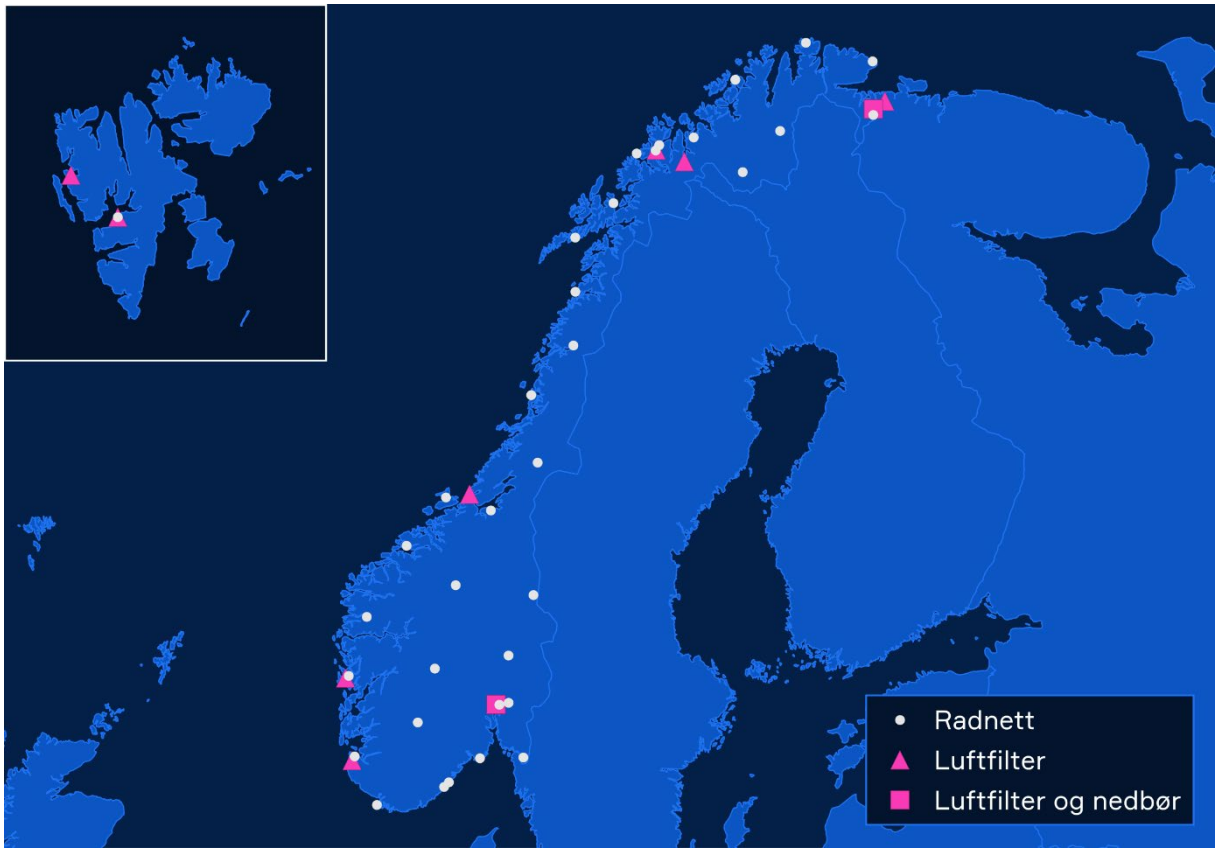
9.2.2 Prognoser og målekapasiteter

Prognoser
DSA samarbeider med Meteorologisk institutt om modellering av spredning av radioaktive stoffer i luft. Ved et radioaktivt utslipp, eller frykt for utslipp, vil det raskt utarbeides prognoser for hvilke områder det radioaktive utslippet vil kunne ramme og i hvilken grad basert på gjeldende værforhold. Disse prognosene vil være en viktig del av et beslutningsgrunnlag for å iverksette umiddelbare og tidlige tiltak.

Beredskapsmålinger
DSA har i dag et landsomfattende nettverk av 35 automatiske målestasjoner[50], kalt Radnett, som kontinuerlig måler strålingsnivåene i omgivelsene. Ved forhøyede nivåer vil stasjonene umiddelbart varsle DSA. Tilsvarende stasjoner finnes i hele Europa, og samarbeid mellom landene gjør det mulig å kontinuerlig følge en radioaktiv sky i Europa ved et større utslipp. I tillegg har DSA også stasjoner som kontinuerlig samler radioaktive stoffer i luft og nedbør utvalgte steder. Figur 9.1 viser plassering av målestasjonene til Radnett, luft og nedbør. Se DSAs nettsider for mer informasjon[51].

Ved et radioaktivt nedfall kan Sivilforsvarets Radiac-patruljer også supplere Radnett-stasjonene med måledata om strålingsnivåer flere steder i landet. DSA har også måleinstrumenter som kan brukes til å måle radioaktivitet fra bil, fly og helikopter, samt en rekke samarbeidspartnere som kan bistå i å kartlegge et nedfall, inkludert NGU, Forsvaret, Kystverket og redningshelikoptertjenesten.

[50] Per mars 2026
[51] Om Radnett: https://www.dsa.no/atomberedskap/radnett-overvaking-av-radioaktiviteten-i-omgivelsene
Om luftovervåkning: https://www.dsa.no/atomberedskap/overvaking-av-radioaktivitet-i-luft



Figur 9.1 Kart som viser automatisk målestasjoner for strålingsnivåer i omgivelsene, luftfilterstasjoner og nedbørstasjoner per april 2026.

Laboratoriekapasiteter

DSA har i dag ansvar for et nasjonalt laboratorienettverk for måling av radioaktivitet i næringsmidler, LORAKON, i samarbeid med Mattilsynet (vedlegg 3). Per april 2026 består LORAKON-nettverket av 10 laboratorier med både enkle og avanserte instrumenter. LORAKON-nettverket brukes i den regelmessige overvåkningen av næringsmidler (kapittel 4.8), men har samtidig et stort fokus på måleberedskap for en ny hendelse. I tillegg har Mattilsynet instrumenter for målinger av levende dyr. Avanserte målemetoder for flere prøvetyper finnes ved blant annet NMBU, Havforskningsinstituttet, IFE og ved DSAs kontorer på Østerås, i Tromsø og på Svanhovd.

9.2.3 Planverk og kompetanse

Koordinerte planer for tiltak

Den norske atomberedskapsorganisasjonen har beredskapsplaner på mange nivåer, og det er forhåndsdefinert en rekke tiltak som er aktuelle dersom Norge skulle rammes av en alvorlig atomhendelse Det norske beredskapsplanverket er avstemt med felles nordiske retningslinjer om tiltak ved en atomhendelse, fastsatt i *Protective Actions in a Nuclear or Radiological Emergency – Nordic Guidelines* (Kock m.fl. 2024).

Retningslinjene tar utgangspunkt i internasjonale standarder og beskriver hvilke dosekriterer som bør utløse ulike tiltak, f.eks. råd om jod-tabletter og råd om innendørsopphold. Målet er å sikre en mest mulig harmonisert nordisk håndtering ved en eventuell atomhendelse som kan berøre flere nordiske land. De nordiske retningslinjene har høstet internasjonal anerkjennelse som et eksempel som kan inspirere andre lands arbeid med atomberedskap.

Egne krisegrenseverdier for næringsmidler som er harmonisert med EU, er fastsatt i en egen atomberedskapsforskrift for næringsmidler[52] og gjør det forutsigbart hvilke grenseverdier for mat og drikke som skal gjelde ved en eventuell ny atomhendelse.

Kunnskap

Erfaringer og kunnskap høstet i Norge og ellers i verden etter Tsjornobyl-ulykken bidrar også til at vi er bedre rustet til å vurdere og håndtere situasjonen dersom noe lignende skulle skje igjen i fremtiden. Overvåkning og forskning på radioaktiv forurensing i mat og miljø etter Tsjornobyl-ulykken har gitt viktig kompetanse om hvordan radioaktiv forurensning oppfører seg i miljøet og transporteres i næringskjedene, både på kort og lang sikt, samt hvilke naturtyper og næringskjeder som er mest sårbare. Tiltak som ble utviklet for å redusere nivåene i landbruket og reindriftsnæringen i perioden etter Tsjornobyl-ulykken gjør oss bedre forberedt til å raskt kunne håndtere et nytt nedfall.

Mer informasjon om norsk atomberedskap finnes på DSAs nettsider[53].

[52] Forskrift om høyeste midlertidige grenseverdier for radioaktiv forurensning i næringsmidler og fôr som omsettes, og eventuelle andre nødvendige restriksjoner etter matloven, som følge av en atomhendel... - Lovdata
[53] https://www.dsa.no/atomberedskap

10 Referanser

Backe, S., Bjerke, H., Rudjord A.L., og Ugletveit F., (1986). *Nedfall av cesium i Norge etter Tsjernobylulykken.* (SIS rapport 1986:5). Statens institutt for strålehygiene.

Bernhoft, A., og Østmo, T. A. (2020). *Radioaktivitet i mat – resultater fra Mattilsynets overvåkning 2016–18.* Mattilsynet og Veterinærinstituttet.

Bernhoft, A., Løvberg, K., Plassen, C., Kalberg, S., Falk, M., Larsen, S. A., og Er, C. (2025). *Radioaktiv forurensning i honning i Norge 2023-24.* (VI rapport 3/2025). Veterinærinstituttet.

Bjerke, H., og Bakken, E. (1988). *Radioaktivt cesium i korn 1988.* (SIS Arbeidsdokument 1988:7). Statens institutt for strålehygiene.

Brynildsen L. I., Selnaes T. D., Strand P., og Hove K. (1996a). Countermeaures for radiocesium in animal products in Norway after the Chernobyl accident—techniques, effectiveness, and costs. *Health Physics, 70*(5), 665–672.

Brynhildsen, L., Nygus, K., Frøystein, T., og Aagnes, T. H. (1996b). Følger for landbruket. I K. Daugstad (Red.), *Ti år etter Tsjernobyl: Følger for matproduksjon og helse* (s. 51–73). Landbruksforlaget.

Brynhildsen, L., Strand, P., Rognmo, A., Stensaas, I., Østerås, O., Hannisdal, A., og Hellstrøm, T. (1992). *Radioaktivitet i næringsmidler 1991: Overvåkning av næringskjeden. Tiltak og konsekvenser.* (SNT-rapport 9, 1992). Statens næringsmiddeltilsyn.

Brøgger, A., Reitan, J. B., Strand P., og 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.

Daugstad, K. (Red.). (1996). Ti år etter Tsjernobyl: Følger for matproduksjon og helse. Landbruksforlaget.

Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet. (2023). *Radioaktivitet i jord* (DSA-info 2023:5).

Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet. (2026a). *Radioaktivitet i sopp 2015-2025* (DSA-info 2026:5, dokument under publisering).

Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet. (2026b). *Radioaktivitet i villrein 2001-2024* (DSA-info 2026:4, dokument under publisering).

Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet. (2026c). *Radioaktivt cesium i ville bær* (DSA-info 2026:2, dokument under publisering).

Ekern, A., Hove, K., Ødegaard, S., Næss, B., og Frøslie, A. (1986). Faglige tiltak for å redusere innholdet av radiocesium i husdyr og husdyrprodukter høsten 1986: Rapport fra en forskergruppe utgått fra Norges landbrukshøgskole, Norges veterinærhøgskole og Veterinærinstituttet. Norges veterinærhøgskoles bibliotek.

Ekker, M., Brynildsen, L., Nyhus, K., Roaldsøy, N., Østerås, O., Rognmo, A., Strand, P., Brenna, M., Harbitz, O., og Nordbø, T. (1990). *Radioaktivitet i næringsmidler 1989: Overvåking av næringskjeden. Tiltak og konsekvenser* (SNT-rapport 4, 1990). Statens næringsmiddeltilsyn.

Gaare, E., Jonsson, B., og Skogland, T. (1991). *Tsjernobyl – sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986 – 1990.* (NINA temahefte 2: 1-71). Norsk institutt for naturforskning.

Garmo, T. H., og Gunnerød, T. B. (Red.). (1992). *Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken: Følger for norsk landbruk, naturmiljø og matforsyning.* Sluttrapport fra NLVFs forskningsprogram om radioaktivt nedfall 1988–1991. Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd.

Gjelsvik, R. (2005). Radioaktiv forurensning i sauekjøtt, ku- og geitemelk, 1988-2004. (StrålevernRapport 2005:10). Østerås: Statens strålevern.

Gjelsvik, R., Komperød, M., Brittain, J., Eikelmann, I. M., Gaare, E., Gwynn, J., Holmstrøm, F., Kiel Jensen, L., Kålås, J. A., Møller, B., Nybø, S., Steinnes, E., Solberg, E. J., Stokke, S., Ugeda, I. O., og Veiberg, V. (2014). *Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer. Resultater fra overvåkning i perioden 1986–2013.* (StrålevernRapport 2014:9). Statens strålevern.

Grimstad, S., Brynildsen, L., Rognmo, A., Østerås, O., Strand, P., Hannisdal, A., Harbitz, O., og Hellstrøm, T. (1991). *Radioaktivitet i næringsmidler 1990: Overvåking av næringskjeden. Tiltak og konsekvenser* (SNT-rapport 8, 1991). Statens næringsmiddeltilsyn.

Harbitz, O., og Skuterud, L. (Red.). (1999). Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning. Landbruksforlaget.

Hellstrøm, T., og Amundsen, I. (1996). Innledning. I K. Daugstad (Red.), Ti år etter Tsjernobyl: Følger for matproduksjon og helse (s. 9–13). Landbruksforlaget.

Helsedirektoratet. (1986a). Det radioaktive nedfallet over Norge etter kjernekraftulykken i Sovjet. Oslo, 20. juni 1986.

Helsedirektoratet. (1986b). Det radioaktive nedfallet over Norge etter kjernekraftulykken i Sovjet. *Radioaktivitet i næringsmidler.* Oslo, 15. desember 1986.

Henriksen, T., og Saxebøl, G. (1988). Fallout and radiation doses in Norway after the Chernobyl accident. *Environment international, 14*(2), 157-163.

Hove, K., og Ekern, A. (1988). Combating radiocesium contamination in farm animals. I J. Låg (Red.), *Health problems in connection with radiation from radioactive matter in fertilizers, soils and rocks* (s. 140–153). Universitetsforlaget.

Høst, J. (1986). NGUs oppfølging av Tsjernobylulykken og betydning i en framtidig beredskap. (Rapport 86.161). Norges geologiske undersøkelse.

International Commission on Radiological Protection (ICRP). (2007). The 2007 recommendations of the international commission on radiological protection (ICRP Publication 103). Annals of the ICRP, 37(2–4).

International Atomic Energy Agency (IAEA), Radiation Safety and Monitoring Section, Vienna (Austria), Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome (Italy), & World Health Organization, Geneva (Switzerland). (2022). Exposure Due to Radionuclides in Food Other Than During a Nuclear or Radiological Emergency. Part 2: Considerations in Implementing Requirement 51 of IAEA General Safety Requirements Part 3 (International Basic Safety Standards).

Komperød, M., Friberg, E. G., og Rudjord, A. L. (2015). *Oppsummering av stråledoser fra planlagt strålebruk og miljøet i Norge.* (StrålevernRapport 2015:12). Statens strålevern.

Komperød, M., Østmo, T.A., Hansen, C.B., Gjelsvik, R. (2026). *Radioaktivitet i norsk mat. Resultater fra overvåkningen av næringsmidler 2017–2025.* (DSA-rapport 2026:2). Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet.

DSA-rapport 2026:2. Østerås, Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet, 2026.

Larsen, Ø., Evensen, S. A., og Gradmann, C. (2011a). Tsjernobylulykken 1986 – hvordan reagerte norske myndigheter og fagmiljøer i dagene og månedene etter 26. april 1986? *Michael*, 8, 19–143.

Larsen, Ø., Evensen, S. A., og Gradmann, C. (2011b). Tsjernobylulykken og Norge – katastrofe eller lærepenge? *Michael*, 8, 5–18.

Liland, A., Skuterud L., Bergan, T., Forseth, T., Gaare, og E., Hellstrøm, T. (2001). *Overvåkning av radioaktiv forurensning i det terrestre miljø 1986-1998.* (StrålevernRapport 2001:1). Statens strålevern.

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

NOU 1986: 19. (1986). *Informasjonskriser.* Universitetsforlaget.

NOU 1986: 24. (1986). Tiltak mot kjernekraftulykker: Erfaringene etter kjernekraftulykken i Tsjernobyl. Universitetsforlaget.

NOU 1987: 1. (1987). Tsjernobyl-ulykken: Rapport fra Helsedirektoratets rådgivende faggruppe. Universitetsforlaget.

NOU 1987: 13. (1987). Tiltak mot kjernekraftulykker: Forslag til nasjonale og internasjonale tiltak. Universitetsforlaget.

NOU 1992: 5. (1992). Tiltak mot atomulykker: Anbefalinger om videre styrking av norsk beredskap mot atomulykker. Statens forvaltningstjeneste.

NRK. (1986, april–mai). *Dagsrevyen* [TV-sendinger]. NRK.

Pacyna, J. M., Johansen, O., Saltbones, J., og Semb, A. (1986). *Air radioactivity at selected stations in Norway after the Chernobyl reactor accident* (NILU TR 7/86, E-8642). Norwegian Institute for Air Research.

Paulsen, G., Brynildsen, L., Nyhus, K., Roaldsøy, N., Østerås, O., Rognmo, A., Strand, P., Brenna, M., Harbitz, O., og Nordbo, T. (1989). *Radioaktivitet i næringsmidler 1988: Overvåkning av næringskjeden, tiltak og konsekvenser* (SNT-rapport 1, 1989). Statens næringsmiddeltilsyn.

Ravna, Ø., & Oftedal, M. (2025, 9. desember). *Reindriftsagronom*. Store norske leksikon. https://snl.no/reindriftsagronom

Reitan, J. B., Mellbye, O. J., Bergan, T. D., og Strand, P. (1998). *Immunological effects of low dose radiation. Absent or minor effects of Chernobyl fallout in Norway?* (Strålevernrapport 1998:1.) Statens strålevern.

Rudjord, A. L. (2025). *Tsjornobyl-ulykken: de første dagene på SIS* [Internt seminar]. Statens institutt for strålehygiene.

Skjerdal, H., Heldal, H. E., Rand, A., Gwynn, J., Jensen, L. K., Volynkin, A., Haanes, H., Møller, B., og Gäfvert, T. (2025). *Radioactivity in the marine environment 2018, 2019 and 2020: Results from the Norwegian Marine Monitoring Programme RAME* (DSA-rapport 2025:7). Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet.

Skuterud, L., Gaare, E., Eikelmann, I. M., Hove, K., og Steinnes, E. (2005). Chernobyl radioactivity persists in reindeer. *Journal of Environmental Radioactivity*, *83*(2), 231-252.

Skuterud L., og Thørring H. (2021) Caesium-137 in mountain flora with emphasis on reindeer's diet – Spatial and temporal trends. *Journal of Environmental Radioactivity Volume 231*, 106551.

Statens Institutt for Strålehygiene. (1986a). Resultater fra radioaktivitetsmålinger i Norge etter Tsjernobyl-ulykken. Et sammendrag av loggboken 28 april – 20. mai. (SIS internrapport 1986:3).

Statens institutt for strålehygiene. (1986b). *Tsjernobyl-ulykken. Måleprogrammer ved Statens Institutt for Strålehygiene.* (SIS Arbeidsdokument 1986:6).

Statens næringsmiddeltilsyn. (1988). Radioaktivitet i næringsmidler 1987. Overvåkning av næringskjeden, stråledoser og helsemessige konsekvenser. (SNT-rapport 1, 1988)

Steinsvik, T. (1986a, 25. juli). – Vil også bestemme. *Nationen,* s. 8. Tilgjengelig fra: https://www.nb.no/items/df6b1475fa0a584a5a1b94fe000d7be6?page=7

Steinsvik, T. (1986b, 30. juli). - Helsemessige hensyn først. *Nationen,* s. 9. Tilgjengelig fra: https://www.nb.no/items/1f78d5e78120404a66fb02c1f88aa3fb?page=7

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* (s. 181-209). Tapir.

Strand, P. (1994). Radioactive fallout in Norway from the Chernobyl accident: Studies on the behaviour of radiocaesium in the environment and possible health impacts. (NRPA Report 1994:2). Norwegian Radiation Protection Authority.

Strand, P., Selnaes, T. D., Boe, E., Harbitz, O., og Andersson-Sorlie, A. (1992). Chernobyl fallout: internal doses to the Norwegian population and the effect of dietary advice. *Health physics*, *63*(4), 385-392.

Strand, P., Kjølås, G., Reitan, J. S., Strand, T., Berthelsen, T., og Seinæs, T. D. (1990a). *Doser fra ekstern og intern bestråling i Norge første år etter Tsjernobyl-ulykken* (SIS Rapport 1990:2). Statens institutt for strålehygiene.

Strand, P., Reitan, J. B., Harbitz, O., og Brynildsen, L. (1990b). Health protection after the Chernobyl accident. The relation of costs and reduction of radioactive dosage level. *Tidsskrift for den Norske Laegeforening: Tidsskrift for Praktisk Medicin, ny Raekke, 110*(3), 391-393.

Strand, P., og Selnæs, T. D. (1990). *Helkroppsmålinger 1990* (SIS Rapport 1990:8). Statens institutt for strålehygiene.

Strand, P., Seinæs, T. D., og Andersson, A. (1990c). *Helkroppsmålinger i Sør-Norge etter Tsjernobylulykken 1987–1989* (SIS Rapport 1990:4). Statens institutt for strålehygiene.

Strand, P., Brynildsen, L. I., Harbitz, O., og Tveten, U. (1990d). Measures introduced in Norway after the Chernobyl accident: a cost-benefit analysis. I S. Flitton & E. W. Katz (Eds.), *Environmental contamination following a major nuclear accident* (IAEA-SM-306/36) (pp. 191–202). Vienna: International Atomic Energy Agency.

Strand, T., Strand, P., og Baarli, J. (1987). Radioactivity in foodstuffs and doses to the Norwegian population from the Chernobyl fall-out. *Radiation protection dosimetry, 20*(4), 221-230.

Strand, P., og Reitan, J. B. (1996). Stråledoser og mulige konsekvenser for miljø og helse. I K. Daugstad (Red.), *Ti år etter Tsjernobyl: Følger for matproduksjon og helse* (s. 77–98). Landbruksforlaget.

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.

Svenningsen, M. (2016). *Radioaktiv forurensning og oppfatning av risiko. En studie av sørsamers opplevelser og erfaringer 30 år etter Tsjernobyl-ulykken.* [Masteroppgave]. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Institutt for landskapsplanlegging, Ås.

Sørlie, A. A., Bøe E., og Selnæs, T. D. (1994). *Kostholdsundersøkelse og helkroppsmålinger for utvalgte grupper i Norge 1991.* (StrålevernRapport 1994:10). Statens strålevern.

Kock, P., Johansson, J., Thørring, H., Kuusi, A., Israelson, C., Jónsson, G., og Breddam, K. (2024). *Protective actions in a nuclear or radiological emergency*. (Nordic Radiation and Nuclear Safety Series No. 02/2024). Nordic Emergency Preparedness Group.

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

Thørring H., Baranwal V.C., Ytre-Eide M.A., Rønning J.S., Mauring A., Stampolidis A., Drefvelin J., Watson R.J., og Skuterud L. (2019). Airborne radiometric survey of a Chernobyl-contaminated mountain area in Norway – using ground-level measurements for validation. *Journal of Environmental Radioactivity Volumes 208-209*, 106004.

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

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

Thørring, H., Skuterud, L., og Komperød, M. (2022). *Stråledoser til reindriftsutøvere i Midt-Norge etter Tsjernobyl-ulykken.* (DSA-rapport 2022:2). Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet.

Tingstad, L., og Nybø, S. (2019). Radioaktiv forurensning i ville planter: Overvåking av cesium-137 i utvalgte områder i norsk natur (NINA Rapport 1739). Norsk institutt for naturforskning.

Tveten, U., Brynildsen, L. I., Amundsen, I., og Bergan, T. D. S. (1998). Economic consequences of the Chernobyl accident in Norway in the decade 1986–1995. *Journal of Environmental Radioactivity, 41*(3), 233–255.

Tønnessen, A., Reitan, J. B., Strand, P., Waldahl, R., og Weisæth, L. (1995). Interpretation of radiation risk by the Norwegian population: A national survey in 1993. I G. Sundnes (Red.), Biomedical and psychosocial consequences of radiation from man-made radionuclides in the biosphere (s. 251–278). Tapir.

Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM). (2017). *Risk assessment of radioactivity in food* (VKM Report 2017:25).

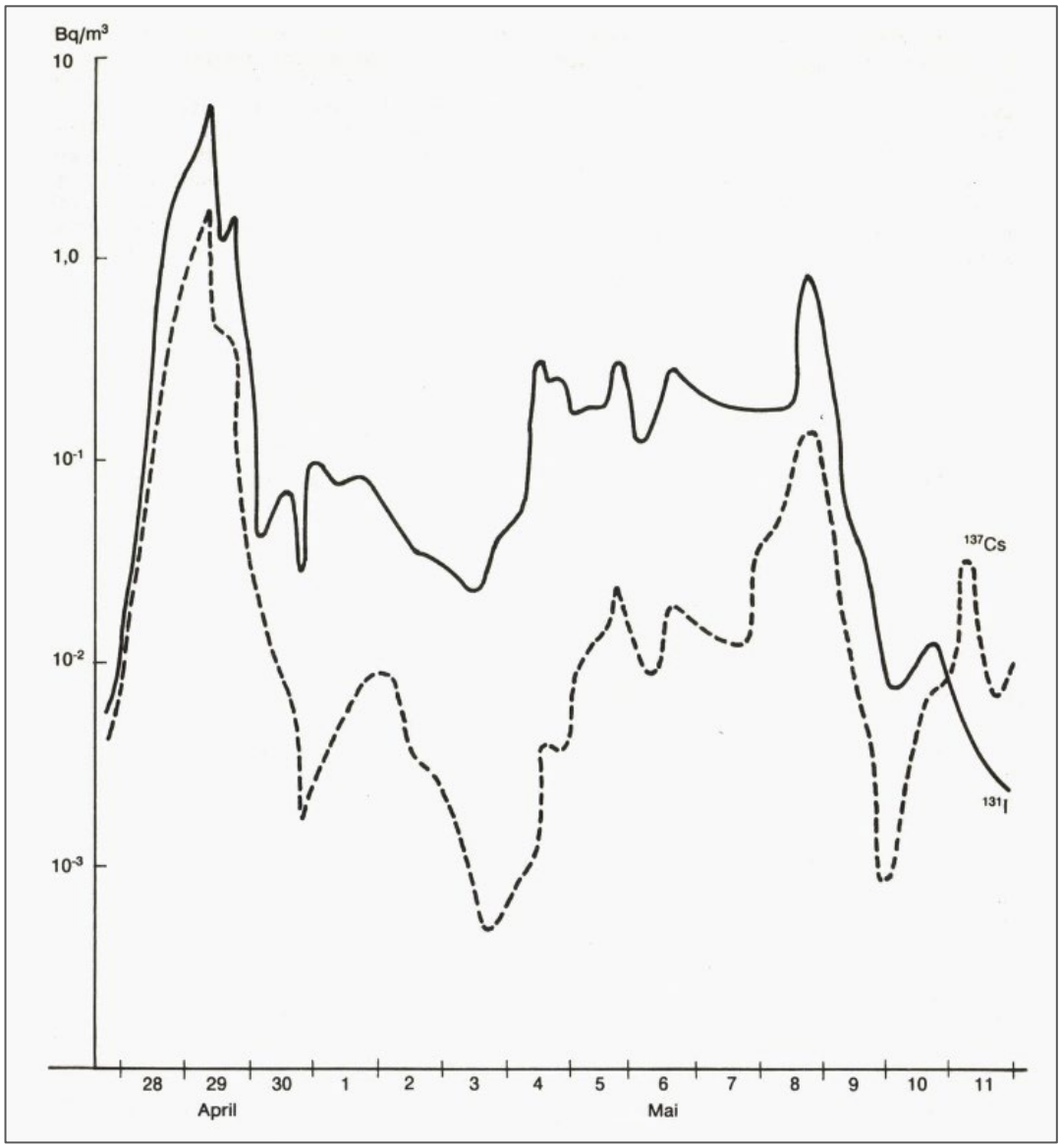
World Health Organization. (1948). *Constitution of the World Health Organization.* https://www.who.int/about/governance/constitution

Weisæth, L. (1989). Reactions in Norway to fall-out from the Chernobyl disaster. I T. Brustad, F. Langmark, & J. B. Reitan (red.), *Radiation and cancer risk* (s. 149–155). Hemisphere Publishing Corporation.

Østmo, T. A. (2020). Radioaktivitet i mat – resultater fra Mattilsynets overvåkning 2019. Mattilsynet.

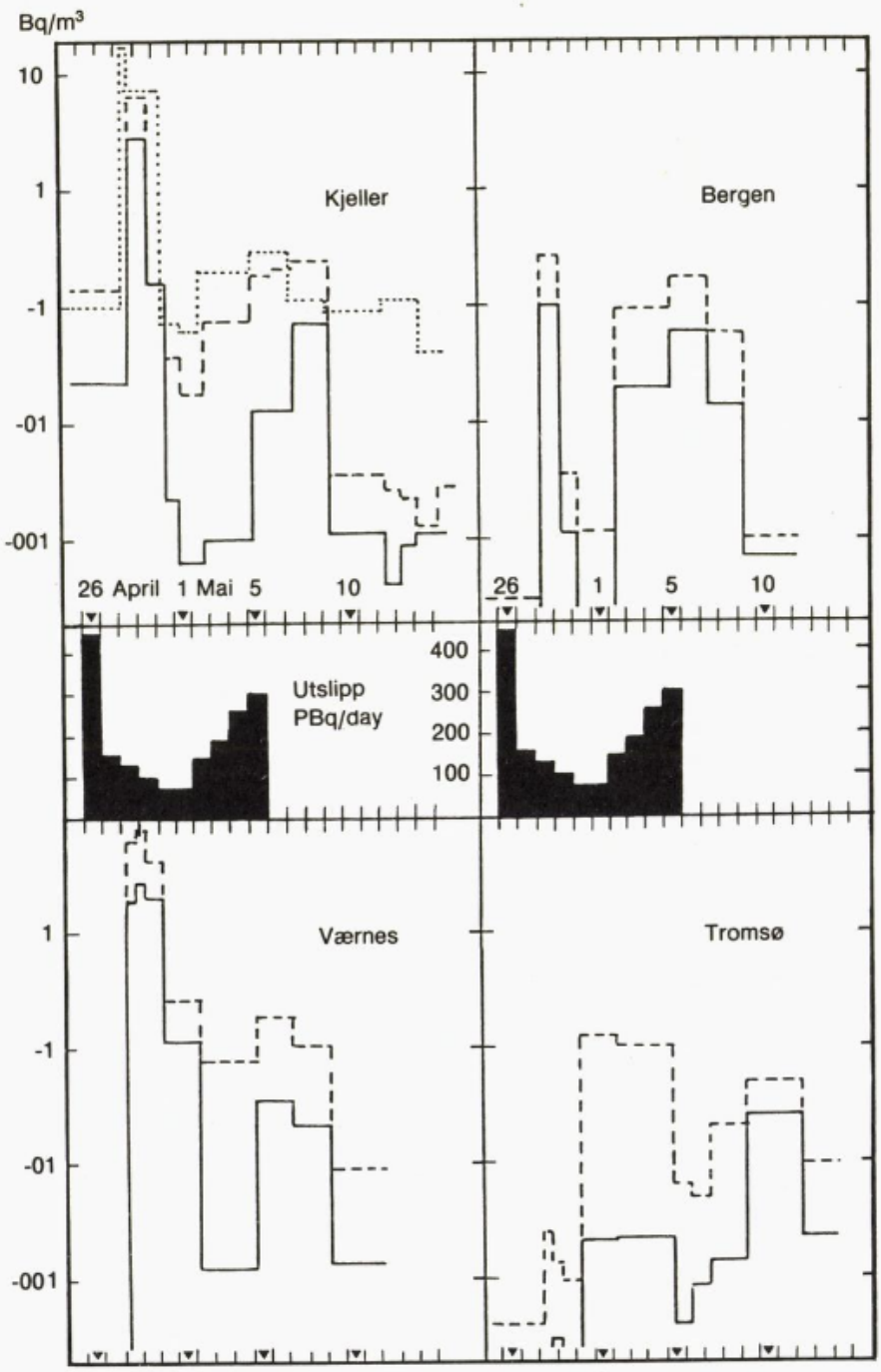
Vedlegg 1 – Luftmålinger i april–mai 1986

Konsentrasjon av cesium-137 og jod-131 i luft ved Østerås i Bærum 28. april–11. mai



Kartet viser måleresultater fra luftfilterstasjonen hos SIS på Østerås i Bærum, utenfor Oslo den 28. april–11. mai 1986. Vist er luftkonsentrasjon (Bq/m^3) av cesium-137 (heltrukken linje) og jod-131 (stiplet linje). Merk at y-aksen har logaritmisk skala. Figuren er kopiert fra NOU 1987:1 s. 14. (I henhold til Nasjonalbiblioteket er NOU 1987:1 under *Public Domain*. Dette vil si at alle opphavsrettigheter har falt bort og det er lov å kopiere og endre verket uten å spørre om tillatelse. NOU 1987:1 kan leses i sin helhet på Nasjonalbibliotekets nettsider (Nasjonalbiblioteket | Norske bøker, aviser, tidsskrift og bilder på nett).

Konsentrasjon av cesium-137 og jod-131 i luft ved FFIs stasjoner 26. april–15. mai



Figur 4.2 *Luftkonsentrasjon av radioaktivet ved FFI's stasjoner (Bq/m³)*
– – – – – – – *131 I*
———————— *137 Cs*
. . . . . *131 I målt ved Kjeller (IFE)*
Offisielle utslippsangivelser fra Tsjernobyl er angitt i helsvart. PBq = 10^{15} Bq

Kartet viser måleresultater fra luftfilterstasjonene til FFI ved Kjeller, Bergen, Værnes og Tromsø i perioden rundt 26. april–15. mai 1986. Vist er luftkonsentrasjon (Bq/m³) av cesium-137 og jod-131, se tegnforklaring i original figurtekst. IFE Kjeller hadde i tillegg et filter med aktivt karbon, som gjorde at jod-131 ble tatt opp mer effektivt, vist i prikket linje. Merk at nivåene er noe forskjellig i forskjellige områder, men også at de to toppene skjer noe ulike tidspunkt. Merk at y-aksen har logaritmisk skala. Figuren er kopiert fra NOU 1987:1 s. 26. (I henhold til Nasjonalbiblioteket er NOU 1987:1 under *Public Domain*. Dette vil si at alle opphavsrettigheter har falt bort og det er lov å kopiere og endre verket uten å spørre om tillatelse. NOU 1987:1 kan leses i sin helhet på Nasjonalbibliotekets nettsider (Nasjonalbiblioteket | Norske bøker, aviser, tidsskrift og bilder på nett)

Vedlegg 2 – Utvalgt informasjon og sitater fra NRK Dagsrevyen i dagene etter ulykken

Dette vedlegget viser et utvalg at sitater og innslag på NRK Dagsrevyen 28. april til 10. mai 1986. Sitater gjengitt uten henvisning til hvem som har sagt det, er fra nyhetsanker eller reportere i NRK.

Dato i 1986	Sitat eller annet innslag på NRK Dagsrevyen
28. april	«En radioaktiv sky ble registrert over Norge, Sverige og Finland.» «Forhøyet radioaktivitet ble først målt ved Forsmark kjernekraftverk i Sverige. Radioaktiviteten stammer sannsynligvis lenger østfra.»
	Johan Baarli (SIS): «Det er ikke farlig på noen som helst måte. Disse verdiene er helt ubetydelige, så de medfører ingen spesiell risiko.»
	«Vi har akkurat fått melding om at Sovjetunionen innrømmer at det har skjedd en ulykke ved et av landets atomkraftverk, og at dette er årsaken til den kjernefysiske skyen registrert over Skandinavia i dag.»
29. april	«Sovjetiske myndigheter har betegnet ulykken som en katastrofe og har bedt om internasjonal hjelp for å begrense omfanget. Vestlige land har reagert på at sovjetiske myndigheter varslet så sent om ulykken, og at det har kommet så lite detaljer om det som trolig er verdens verste atomkraftulykke.»
	«Her hjemme har ulykken avdekket store svakheter ved det norske kontrollapparatet.»
	Reporter ved målestasjon på taket på SIS sine lokaler: «Dette gang gikk det bra, det kan disse instrumentene her fortelle.»
	Johan Baarli (SIS): «Vi var absolutt ikke forberedt på at en slik ulykke kunne skje i et kjernekraftverk i dag, så vi var fullstendig overrasket over det som vi har sett nå de siste par dagene.»
30. april	«Her i landet er folk framleis redde for at det skal komme fleire radioaktive skyer frå Kiev innover Skandinavia.» Meteorologisk institutt blir nedringt av personer som lurer på hvilken retning vinden vil blåse de nærmeste døgnene. Instituttet viser frem beregninger som viser at luftstrømmene fra Tsjernobyl-kraftverket kom inn over området nord i Hedmark og over Trøndelag. Reporter: «Viser dette kartet at det faktisk kom meir radioaktivt nedfall over nordlege deler av Austlandet enn over Oslo?» Ansatt ved Meteorologisk institutt: «Det er vi ikke helt sikre på.»
	Torbjørn Mork (Helsedirektoratet): «Utfra det de opplysningene vi har om radioaktivitet over Norge nå, kan jeg garantere at det er ingen grunn til å endre de daglige vaner på noen måte.»
	Målinger av nedbør ved SIS i Bærum viste kun 1% av radioaktiviteten registrert i Sverige.
	Bergljot Børresen, biolog og medlem av regjeringens kjernekraftsikkerhetsutvalg på 1970-tallet: «Faren for langsiktige økte stråledoser til befolkningen er til stede. Og det vet helsemyndighetene.» Børresen sier videre at man bør gjøre befolkningen oppmerksom på at vi kommer til å bli utsatt for økte stråledoser i ukene, månedene, og kanskje årene fremover, og at dette kan bli et år da foreldre må holde barna inne i regnvær. Svenske og finske myndigheter har rådet til dette i enkelte områder.
1. mai	IAEA sier at brannen kan være slukket. Dette basert på informasjon fra Sovjet. Flere europeiske land melder om mindre stråling.

	Helsedirektoratet ber hytteeiere på Østlandet om ikke å drikke regnvann pga. strålingsfaren.
	Mange etterlyser bedre informasjon fra helsemyndighetene, blant annet om man må holde barn inne i regnvær.
2. mai	Det er usikkerhet om brannen ved kraftverket er slukket eller ikke. «I Sovjetunionen strømmer det trolig fortsatt ut radioaktive stoffer etter kjernekraftulykken, som nå får konsekvenser for flere land. I Jugoslavias hovedstad Beograd blir folk bedt om å holde seg inne, og svenske bønder blir advart mot å slippe melkekyr på beite de nærmeste to ukene.»
	«Nordmenn blir advart mot å reise til deler av Sovjetunionen og Polen.»
	«Den radioaktive strålingen over Sør-Norge er nå nesten nede på et normalt nivå. Men i flere land i Mellom-Europa og Sør-Europa har det i dag vært økende radioaktivitet i lufta.»
	Det er fortsatt fare for at flere av de andre reaktorene kan smelte.
	Torbjørn Mork (Helsedirektoratet) avviser bekymring om at man denne sommeren ikke kan la barn leke ute i regnvær. Strålingen denne uken er ikke større enn den normale variasjonen vi har fra ett geografisk område til et annet.
3. mai	Målinger viser at strålingsnivåene i Europa er nede på et normalt nivå.
	Målinger av melk i Vest-Tyskland viser at den inneholder «farlige radioaktive stoffer».
	Biler landeveistrafikk østfra til Vest-Tyskland spyles før de får komme inn. I Sverige blir fly og helikoptre blir sjekket for radioaktivitet og vasket, og biler som ankommer fra Polen og Øst-Europa med ferge ble målt. Når de radioaktive utslagene var på det meste, ble barna i Sverige holdt hjemme fra barnehagen, bl.a. for å unngå at de kom i kontakt med sand, jord og bakke med nedfall.
4. mai	Sovjetiske myndigheter opplyser om at 49 000 personer er evakuert, 2 er døde og 25 alvorlig skadde.
	«Radioaktiviteten er nesten nede på et normalt nivå i Europa, men i Japan blir folk bedt om å ikke drikke oppsamlet regnvann.»
	SIS har målt matvarer på Østlandet, som «viser at det ikke er funnet mer radioaktivitet enn normalt». Målinger av nedbør, luft, jordsmonn og matvarer her i landet kommer til å fortsette, opplyser Helsedirektoratet.
6. mai	Østerrike har forbudt franske jordbruksprodukter etter funn i salat og blomkål. Italienske myndigheter lagt begrensning på salg av grønnsaker dyrket på friland.
	Foreløpig har norske helsemyndigheter tatt stikkprøver av frukt og grønnsaker fra Øst-Europa, men fra i dag blir kontrollen kraftig utvidet. Nå omfatter den også landbruksprodukter fra land i Vest-Europa (eks. Frankrike, Italia, Spania). Analysene viser ingen spor så langt.
	EF-kommisjonen foreslår forbud mot import av fisk, frukt, melk og grønnsaker fra seks østeuropeiske land. Det er ingen planer om importforbud i Norge fordi det er lite import – de velger heller å analysere det som kommer inn.
	«Norske eksportører av fisk og meieriprodukter støter på problemer på eksportmarkedene etter at importører og helsemyndigheter i flere land har krevd garantier for at norsk fisk og ost ikke inneholder radioaktivitet.»
	I Trondheim viser målinger som NGU har foretatt, at den radioaktive strålingen fra bakken har vært 10 ganger høyere enn normalt. Når resultatene fra i dag er analysert, vil det bli tatt stilling til om befolkningen i Midt-Norge må ta spesielle forholdsregler.
	Bøndene i Trøndelag og andre steder diskuterer om dyrene må holdes på båsen lenger enn vanlig.

	Johan Baarli (SIS): «Risikoen for den enkelte er absolutt minimal, den kan man overse fullstendig.»
	Fra hele landet kommer jordprøver til SIS for analyse. Privatpersoner, lensmannskontorer og helseråd sender inn slike prøver. Målingene viser at det er ingen fare. Det mener Baarli å kunne slå fast etter at 100 jord og vannprøver fra hele landet er målt: «Det som er har målt hittil, representerer bare en brøkdel av den naturlige stråling vi hele tiden er utsatt for.»
8. mai	Reaktoren skal være tettet igjen med sand og leire som demper radioaktiviteten, men det er grunn til å tro at situasjonen ikke er helt under kontroll.
	Radioaktiviteten i Kiev har steget noe de siste dagene.
	EF-kommisjonen har stanset all import av kjøtt fra Øst-Europa.
9. mai	Det er motstridende informasjon om hvorvidt brannen i anlegget er slukket. IAEA melder at reaktoren fortsatt slipper ut noe radioaktivitet, men at situasjonen ser ut til å ha stabilisert seg.
	«Eksporten av norsk fisk er i ferd med å gå i stå på grunn av kjernekraftulykken i Tsjernobyl. Store mengder norsk oppdrettslaks står i fare for å råtne på amerikanske flyplasser fordi myndighetene der krever at all laks fra Norge skal testes for radioaktivitet. […] Fiskeeksportører mener myndighetene har gjort altfor lite for å overbevise våre handelspartnere om at norsk fisk ikke er radioaktiv.» Fra i dag nekter Air Canada og Lufthansa å frakte norsk laks til problemene er løst. Omfattende prøver analysert ved IFE viser at laksen ikke er radioaktiv. At amerikanerne likevel er skeptiske skyldes dette formuleringen brukt i helsesertifikatet utstedt at Helsedirektoratet, der det står at fisken ikke inneholder radioaktiv forurensning «på nåværende tidspunkt». Formannen i eksportutvalget for fersk fisk mener at dette var uklart formulert og ber om at myndighetene ordner opp i dette snarest. Nye erklæringer har i dag blitt sendt til alle norske utenlandsstasjoner, også Italia, som hadde forbudt import av all norsk fisk.
10. mai	Det er store demonstrasjoner mot kjernekraft i Europa.

Vedlegg 3 – Opprustning av målekapasitet for næringsmidler og dagens nettverk

Kapittel 3.6 beskriver hvordan tidligere LORAKON-måleutstyr var utdatert når Tsjornobyl-ulykken skjedde, og det var behov for å raskt øke målekapasiteten for næringsmidler. Dette vedlegget oppsummerer kort utviklingen av LORAKON-nettverket i tiden som fulgte ved utvalgte år. SIS hadde faglig ansvar for utstyret.

- **1986**: I slutten av mai besluttet Helsedirektoratet å kjøpe inn 21 nye NaI-instrumenter. Nitten instrumenter gikk til kommunale næringsmiddelkontorer (ett i hvert fylke) og to til SIS for kunne tilrettelegge for opplæring og kalibrering m.m. Disse instrumentene var operative midt i september. Innen desember 1986 fantes det i underkant av 30 operative LORAKON-stasjoner hos lokale kjøtt- og næringsmiddelkontroller (Helsedirektoratet, 1986b).
- **1987**: Ved utgangen av året fantes 46 LORAKON-stasjoner (SNT, 1988).
- **1988**: Ved utgangen av året fantes det 65 LORAKON-instrumenter fordelt på 49 stasjoner. Stasjonene er tilknyttet det kommunale næringsmiddeltilsynet og fylkesveterinærene. I tillegg disponerer tre av reindriftskontorene også LORAKON-utstyr (Paulsen m.fl., 1989). NaI-instrumenter som er brukt til måling av levende dyr inngikk også i LORAKON-nettverket.
- **1989**: Ved utgangen av året bestod LORAKON-nettverket av 67 instrumenter fordelt på 55 stasjoner (Ekker m.fl., 1990).
- **1990**: Ved utgangen av året fantes det 60 LORAKON-instrumenter fordelt på 57 stasjoner (Grimstad m.fl., 1991).
- **1991**: Antallet LORAKON-stasjoner forble det samme som året før, men i 1991 ble det etablert samarbeid med NILU for angående fem av deres målestasjoner i nord. Når LORAKON-instrumentene ikke ble brukt til kontroll av mat, skulle de brukes den til å registrere radioaktivitet i omgivelsene, med evnen til å varsle dersom det ble registrer forhøyede nivåer (Brynhildsen m.fl., 1992).
- **1992**: Det fantes 57 LORAKON-stasjoner (NOU 1992:5).
- **1998**: Det fantes 59 målestasjoner i LORAKON-nettverket. 47 av dem var tilknyttet kommunale næringsmiddeltilsyn, mens resten var tilknyttet Norsk matanalyse (tidligere Kontrollaboratoriet for meieriprodukter, KiM), offentlige kjøttkontroller, Forsvarets sentrallaboratorium for næringsmidler, reindriftskontorer, Havforskningsinstituttet, Norges veterinærhøgskole, Fiskeridirektoratets kontrollverk og NILU. NILU hadde på dette tidspunktet både egne instrumenter og bruker 12 av LORAKON-instrumenter som supplement når de ikke brukes til å måle næringsmidler (Liland m.fl., 2001).
- **2004**: Mattilsynet ble etablert som en sammenslåing av Statens næringsmiddeltilsyn, de kommunale næringsmiddeltilsynene, Statens dyrehelsetilsyn, Statens landbrukstilsyn og deler av Fiskeridirektoratets kontrollverk. Det ble på dette tidspunktet bestemt at Mattilsynet ikke lenger skulle ha egne laboratorier, og laboratoriedriften deres ble avviklet. Mange av de kommunale laboratoriene fortsatte som private laboratorier.
- **2015**: LORAKON-nettverket ble reetablert med styrket beredskapsfokus. Nye instrumenter ble kjøpt inn og tre nye stasjoner opprettet på tre av Veterinærinstituttets kontorer i Sandnes, Harstad og Oslo (senere flyttet til Ås). Flere av LORAKON-stasjonene har vært i drift hele tiden.

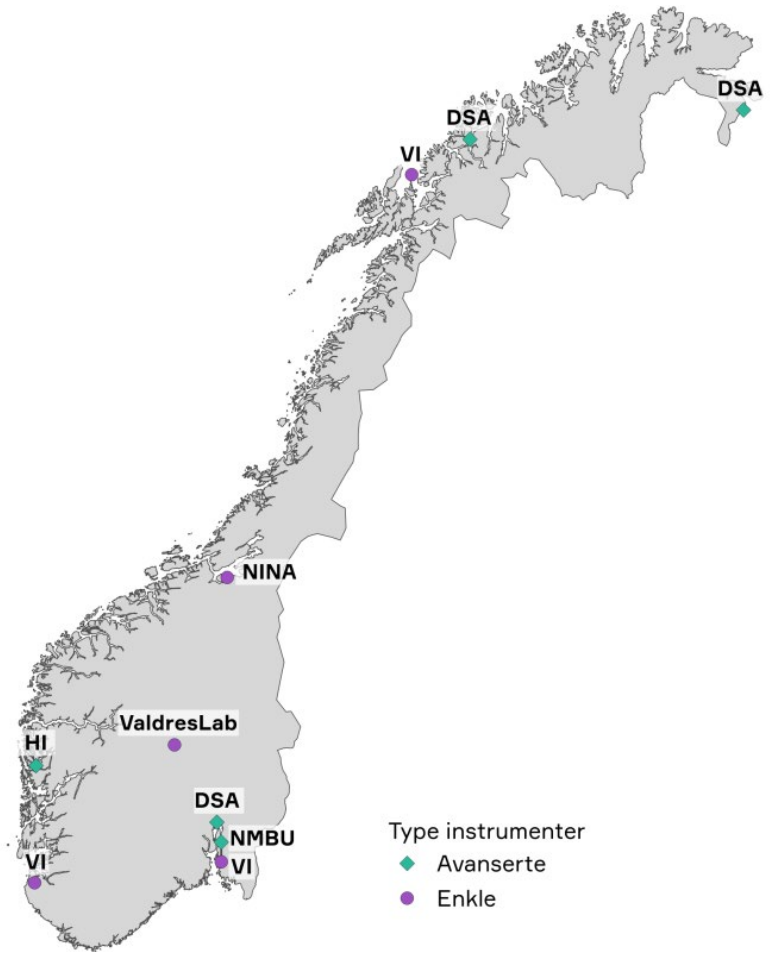
2026: LORAKON-nettverket i dag

Per april 2026 består LORAKON-nettverket av 10 operative laboratorier. Nettverket koordineres av DSA i tett samarbeid med Mattilsynet. LORAKON-laboratoriene er tilknyttet seks organisasjoner:

- DSA (Svanhovd, Tromsø, Østerås)
- Veterinærinstituttet (Ås, Harstad, Sandnes)
- ValdresLab
- NINA i Trondheim

- Havforskningsinstituttet i Bergen
- NMBU i Ås

DSA har samarbeidsavtaler med de eksterne laboratoriene i LORAKON-nettverket, som forplikter dem til å bistå ved hendelser.



LORAKON-nettverket består av laboratorier med både enkelt og avansert utstyr. Laboratorier med enklere instrumentering benytter primært NaI-detektorer, som har fordelen av å kunne opereres uten kjøling, men som samtidig har lavere spektral oppløsning. Laboratoriene med avansert instrumentering bruker HPGe-detektorer, som krever kontinuerlig kjøling, men som til gjengjeld gir høy spektral oppløsning og dermed bedre evne til å skille mellom ulike radioaktive stoffer. Kombinasjonen av laboratorier med forskjellig utstyr gjør nettverket robust og fleksibelt.

For å sikre at analysene tilfredsstiller gjeldende kvalitetskrav gjennomføres det årlig en ringtest. Et referansemateriale med kjent aktivitet sendes da mellom laboratoriene, som analyserer prøven og rapporterer resultater til DSA. Dersom målinger overskrider en definert usikkerhetsgrense, vurderer DSA nødvendige tiltak, som for eksempel ny kalibrering eller gjennomgang av rutiner.

For å opprettholde og videreutvikle kompetansen i nettverket arrangeres det årlige LORAKON-samlinger. Her diskuteres resultater fra ringtester og sammenligningsprøver, atomberedskapstemaer og mulige forbedringer for å sikre at nettverket er best mulig forberedt på fremtidige hendelser. Arbeidet med å videreutvikle LORAKON og tilpasse nettverket til nye behov og teknologiske utviklinger pågår kontinuerlig.

Vedlegg 4 – Hvem målte hva i 1986

Hvem har målt hva i undersøkelser av radioaktivt nedfall i Norge etter Tsjornobyl-ulykken. Tabellen viser antall prøver analysert av de ulike instituttene per november 1986.

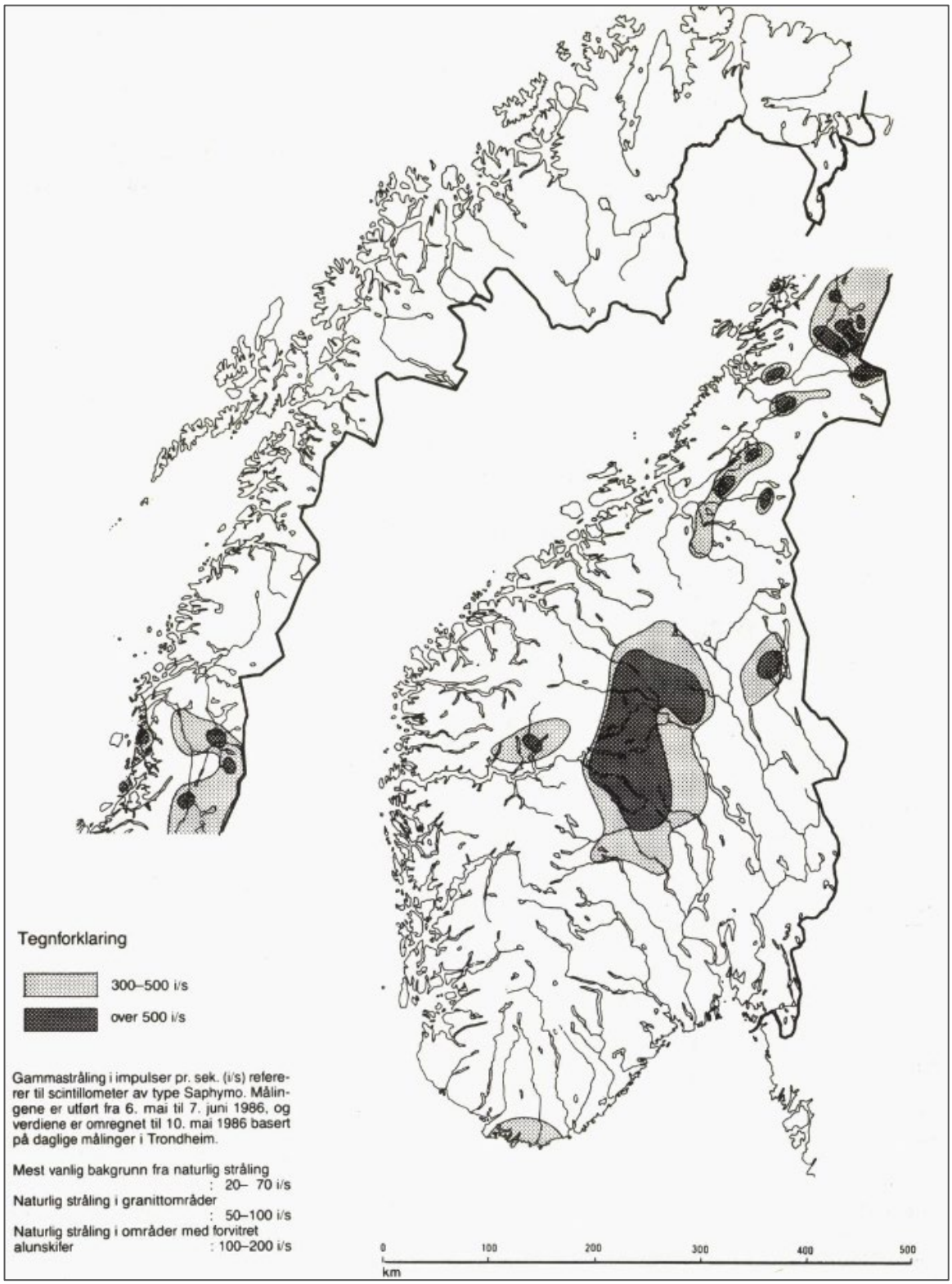
	NMK	IFE	SIS	NLH	NTH	NVH	Sum
Meieriprodukter	250	2 300	-	-	-	-	2 550
Husdyrkjøtt	7 000*	160	800	20	20	580	9 000*
Rein og viltkjøtt	2 000*	480	460	20	400	-	3 000*
Saltvannsfisk	-	130	-	-	-	-	130
Ferskvannsfisk	600	1 270	50	10	300	-	2 230
Vann	40	130	20	-	-	-	190
Korn	-	-	90	-	-	-	90
Andre vegetabilier	110	770	30	80	10	-	1 000
Annet	-	120	-	20	-	-	140
Sum	10 000	5 360	1 450	150	730	580	18 000

*eksakt tall for kjøttprøver analysert ved næringsmiddelkontrollens laboratorier foreligger ikke. På grunn av denne unøyaktigheten er summen rundet av til nærmeste 1 000.

- NMK = Den offentlige næringsmiddelkontrollen
- IFE = Institutt for energiteknikk
- SIS = Statens institutt for strålehygiene
- NLH = Norges landbrukshøyskole
- NTH = Norges tekniske høyskole
- NVH = Norges veterinærhøyskole

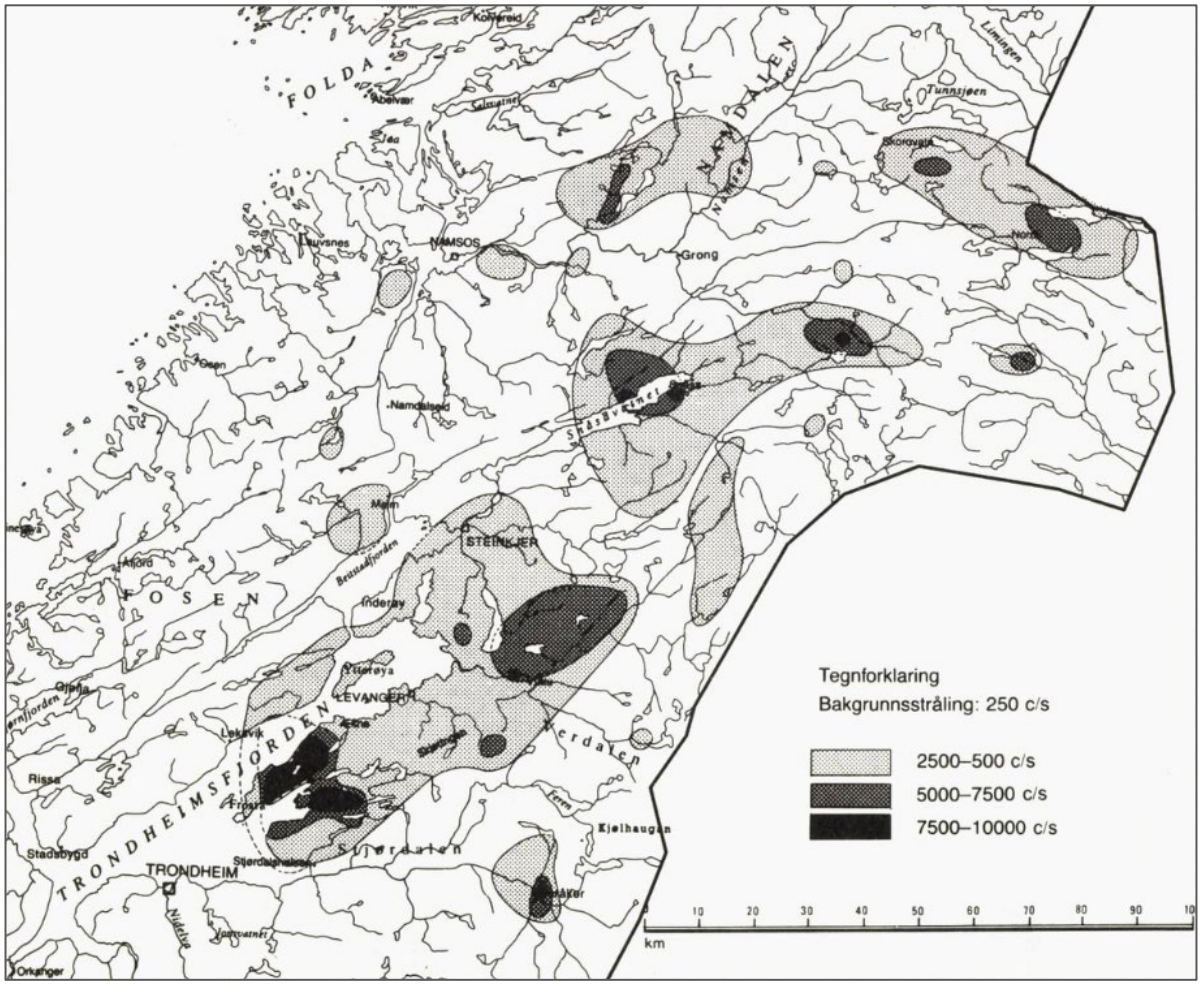
Tabellen er tilpasset fra Helsedirektoratet, 1986b, s. 6.

Vedlegg 5 – NGUs målinger av ekstern gammastråling



Kartet viser resultater fra NGUs målinger av ekstern gammastråling (tellinger per sekund) ved bruk av bil utført 6. mai til 7. juni 1986. Kartet er kopiert fra NOU 1987:1 s. 32. (I henhold til Nasjonalbiblioteket er NOU 1987:1 under *Public* Domain. Dette vil si at alle opphavsrettigheter har falt bort og det er lov å kopiere og endre verket uten å spørre om tillatelse. NOU 1987:1 kan leses i sin helhet på Nasjonalbibliotekets nettsider[54].)

[54] Maken - Tsjernobyl-ulykken: rapport fra Helsedirektoratets rådgivende faggruppe: avgitt til Helsedirektøren 1. oktober 1986 (https://www.nb.no/maken/item/URN:NBN:no-nb_digibok_2012071805091/open)



Kartet viser resultater fra NGUs målinger av ekstern gammastråling (tellinger per sekund) i Trøndelag ved bruk av helikopter utført 12.–15. mai 1986. Kartet er kopiert fra NOU 1987:1 s. 31. (I henhold til Nasjonalbiblioteket er NOU 1987:1 under *Public Domain*. Dette vil si at alle opphavsrettigheter har falt bort og det er lov å kopiere og endre verket uten å spørre om tillatelse. NOU 1987:1 kan leses i sin helhet på Nasjonalbibliotekets nettsider (se fotnote på forrige side).)

Vedlegg 6 – Forskrifter knyttet til tiltak (nylige)

Forskrift	Gjeldende periode
Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler § 4 inneholdt grenseverdiene for radioaktivt cesium i næringsmidler til omsetning. Se mer informasjon om historikken i kapittel 5.1.	03.07.2015– 01.01.2025
Forskrift om særlige importbetingelser for næringsmidler og fôrvarer som følge av ulykken ved atomkraftverket i Tsjornobyl Grenseverdier for næringsmidler importert fra visse tredjeland til EU samt krav om dokumentasjon og stikkprøvekontroll for visse utmarksprodukter.	24.08.2020 Fortsatt gjeldende
Forskrift om offentlig kontroll – animalsk produksjon, forordning (EU) 2019/624 og forordning (EU) 2019/627 §§ 5–8 inneholdt bestemmelser om særskilt stempelmerking og identifikasjonsmerking av ferskt kjøtt og produkter av kjøtt fra tamrein og vilt som inneholder radioaktivt cesium mellom 600 og 3000 Bq/kg. Bestemmelsene inneholder særskilte stempelmerkingsbestemmelser for kjøttet som bare kan omsettes i Norge.	07.04.2020- 01.01.2025
Forskrift om soneinndeling i forbindelse med nedfôring pga. radioaktivitet Regulerte kontrollregimet knyttet til radioaktivt cesium i saue- og storfekjøtt. Se kapittel 5.6.1.	25.06.2005– 01.01.2025
Forskrift om erstatning etter offentlige pålegg i plante- og husdyrproduksjon §§ 10, 21 og 22 beskriver erstatningsordningen for radioaktivitet.	03.06.2016
Forskrift om kompensasjon for utgifter, merarbeid og økonomiske tap som reineiere påføres som følge av tiltak mot radioaktivitet i reinkjøtt Kompensasjonsordning for reindriftsnæringen.	01.07.2015 Fortsatt gjeldende

Vedlegg 7 – Mer informasjon om økonomiske konsekvenser

Kostnader for kasserte matvarer *(oppgitt i millioner kroner)*

De kjente tallene for kassering av matvarer i perioden 1986–1994 er oppsummert i tabellene under. Verdiene summeres til 180 millioner kroner i opprinnelig kroneverdi, eller 507 millioner 2025-kroner.

Se beskrivelse og kilder i figur 8.1 i kapittel 8.1.

Verdier oppgitt i opprinnelig kroneverdi.

År	Sauekjøtt	Tamrein-kjøtt[55]	Storfekjøtt	Kumelk	Geitemelk til brunost	Salat
1986	91	27	0,80	1	11	0,30
1987	2,7	11	0,13	0	14	0
1988	1,1	6,2	0,070	0	8	0
1989	0,035	1,9	0	0	-	0
1990	0,070	1,3	0	0	-	0
1991	0,0028	1,26	0	0	-	0
1992	0,0091	0,098	0	0	-	0
1993	0,020	0,45	0	0	-	0
1994	0	0,35	0	0	-	0
Totalt	95	50	1	1	33	0,3

Verdier justert til 2025-verdi iht. KPI ved bruk av SSBs priskalkulator (Priskalkulator – SSB)

År	Sauekjøtt	Tamreinkjøtt	Storfekjøtt	Kumelk	Geitemelk til brunost	Salat
1986	265	79	2,33	2,91	32	0,87
1987	7,2	29	0,35	0	37	0
1988	2,8	16	0,18	0	20	0
1989	0,084	4,5	0	0	-	0
1990	0,16	3,0	0	0	-	0
1991	0,0062	2,8	0	0	-	0
1992	0,020	0,21	0	0	-	0
1993	0,042	0,95	0	0	-	0
1994	0	0,74	0	0	-	0
Totalt	275	136	2,9	2,9	89	0,87

[55] Data for rein er oppgitt iht. reindriftsåret som starter det angitte året, men slutter våren etter. Reindriftsåret følger ikke kalenderåret, men går fra 1. april til 31. mars påfølgende år. Slaktesesongen varer typisk fra høsten og frem til tidlig vår i påfølgende år.

ISSN 2535-7379

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

1 DSA-rapport 01-2026
Konsekvenser i Norge etter kjernekraftulykken i Tsjornobyl

Direktoratet for
strålevern og atomsikkerhet