



Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer

Resultater fra overvåkning i perioden 1986–2013

Referanse:

Gjelsvik R, Komperød M, Brittain J, Eikermann IM, Gaare E, Gwynn J, Holmstrøm F, Kiel Jensen L, Kålås JA, Møller B, Nybø S, Steinnes E, Solberg EJ, Stokke S, Ugedal O, Veiberg V. Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer. Resultater fra overvåkning i perioden 1986–2013
StrålevernRapport 2014:9. Østerås: Statens strålevern, 2014.

Emneord:

Radioaktivitet. Cesium-137. Overvåkning. Tsjernobyl-ulykken. Terrestrisk miljø. Lav. Planter. Sopp. Fugl. Pattedyr. Ferskvannsfisk.

Resymé:

Resultater på overvåkning av radioaktiv forurensning i fauna, dyr og ferskvannsfisk fra norske landområder inklusive Arktis er presentert. Hovedfokuset er nivå og utvikling av cesium-137 i utvalgte arter av lav, planter, sopp, fugl, pattedyr og ferskvannsfisk siden Tsjernobyl-ulykken i 1986.

Reference:

Gjelsvik R, Komperød M, Brittain J, Eikermann IM, Gaare E, Gwynn J, Holmstrøm F, Kiel Jensen L, Kålås JA, Møller B, Nybø S, Steinnes E, Solberg EJ, Stokke S, Ugedal O, Veiberg V. Radioactive caesium in the Norwegian land and fresh-water systems. Monitoring results during the period 1986-2013
StrålevernRapport 2014:9. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2014.
Language: Norwegian.

Key words:

Radioactivity. Caesium-137. Monitoring. Chernobyl-accident. Terrestrial environment. Lichen. Plants. Fungi. Birds. Mammals. Freshwater fish.

Abstract:

Monitoring results of radioactive contamination in the fauna, animals and fresh-water fish in Norway including the Arctic is presented. The main focus is the level and longtime trends of cesium-137 in selected species of lichen, plants, fungi, birds, mammals and freshwater fish since the Chernobyl nuclear accident in 1986.

Prosjektleder: Runhild Gjelsvik

Godkjent:



Unn Hilde Refseth, avdelingsdirektør, Avdeling overvåkning og forskning

99 sider.

Utgitt: 2014-12-31

Opplag: 100

Form, omslag: 07 Media.

Forsidefoto: © Martin Blom

Bestilles fra:

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

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

E-post: nrpa@nrpa.no

www.nrpa.no

ISSN 1891-5191 (online)

ISSN 0804-4910 (print)

Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer

Resultater fra overvåkning i perioden 1986–2013

Runhild Gjelsvik, Statens strålevern

Mari Komperød, Statens strålevern

John E. Brittain, Universitet i Oslo

Inger Margrethe Eikermann, Statens strålevern

Eldar Gaare, Norsk institutt for naturforskning

Justin Gwynn, Statens strålevern

Frode Holmstrøm, Norsk institutt for naturforskning

Louise Kiel Jensen, Statens strålevern

John Atle Kålås, Norsk institutt for naturforskning

Bredo Møller, Statens strålevern

Signe Nybø, Norsk institutt for naturforskning

Eiliv Steinnes, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Erling J. Solberg, Norsk institutt for naturforskning

Sigbjørn Stokke, Norsk institutt for naturforskning

Ola Ugedal, Norsk institutt for naturforskning

Vebjørn Veiberg, Norsk institutt for naturforskning

Statens strålevern

Norwegian Radiation
Protection Authority
Østerås, 2014

Innhold

1	Bakgrunn og formål	7
2	Generelt om radioaktivt cesium	9
3	Kilder til radioaktivitet i miljøet	11
3.1	Globale kilder	11
3.2	Nasjonale kilder	13
4	Radioaktiv forurensning i Norge	16
4.1	Radioaktivitet i jord	17
5	Radioaktivitet i landmiljø	20
6	Overvåkning av arter	21
7	Lav og mose	22
8	Planter	27
9	Sopp	30
10	Bær	36
11	Hønsfugl	39
11.1	Lirype	39
11.2	Orrfugl	40
12	Vadefugl	43
12.1	Rugde	43
13	Smågnagere	45
14	Hjortedyr	47
14.1	Villrein	47
14.2	Elg	50
14.3	Hjort	52
14.4	Rådyr	54
15	Store rovdyr	57
15.1	Gaupe	57
15.2	Ulv	59
15.3	Jerv	61
15.4	Brunbjørn	64

16	Ferskvannsfisk	67
17	Overvåkning av områder	71
18	Høysjøen	72
19	Øvre Heimdalsvatn	75
20	Dividalen	78
21	Pasvik	81
22	Svalbard	84
23	Utvikling og trender	89
24	Konklusjon	90
	Vedlegg	94
24.1	Artsliste	94
24.2	Overvåkningsaktivitet	96

Sammendrag

Radioaktivt cesium i norsk natur

Radioaktiv forurensning i norsk natur stammer i all hovedsak fra atmosfæriske prøvesprengninger på 1950- og 1960-tallet og Tsjernobyl-ulykken i 1986. Nedfall fra prøvesprengninger av kjernevåpen ble spredd over hele kloden, men spesielt på den nordlige halvkulen. Nedfallet fulgte i stor grad nedbøren, og i Norge kom det derfor mest i nedbørsrike områdene langs kysten. Kjernekraftulykken i Tsjernobyl i 1986 førte til at enorme mengder radioaktivitet ble sluppet ut i atmosfæren og spredte seg over store områder. I Norge resulterte Tsjernobyl-ulykken i radioaktivt nedfall primært over Nordland, Trøndelag, Hedmark og Oppland. I disse områdene regnet det da luftmassene fra Tsjernobyl nådde frem, og de radioaktive stoffene falt ned på bakken. Det radioaktive nedfallet bestod av en rekke forskjellige radioaktive stoffer, de fleste med ganske kort halveringstid.

Det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken i 1986 forurenset både inn- og utmark, skog, fjell og innsjøer i Norge. Det er snart gått 30 år siden ulykken, men fortsatt ligger en stor del av det radioaktive cesiumet i dag der det falt ned i 1986. Mesteparten av det radioaktive cesiumet er fortsatt bundet i jordsmonnet, selv om noe med tiden er blitt transportert nedover i jordprofilen eller bort via avrenning fra jord til ferskvannssystemer og elver. Siden 1986 har det pågått systematisk prøvetaking av utvalgte arter fra ulike nivå i en næringskjede. I tillegg blir det tatt prøver i etablerte områder hvor artene i et økosystem ses i sammenheng. Denne rapporten tar for seg radioaktivt cesium i norsk natur i perioden etter Tsjernobyl-ulykken og frem til i dag.

Langsom nedgang av cesium-137

Da nedfallet kom i 1986, la radioaktive stoffer seg på overflaten til planter, lav og vann. Denne overflateforurensningen førte til at nivåene av radioaktivt cesium i naturen steg raskt og resulterte i svært høye nivåer i planter, ferskvannsfisk og dyr det første året etter ulykken. Etter kort tid ble overflateforurensningen vasket ned i jorden, fraktet med elver mot havet eller samlet seg i sedimentene i innsjøer. De påfølgende fem årene etter ulykken var det en rask reduksjon i nivåene av radioaktivt cesium i ulike arter. Etter dette har nedgangen gått langsommere, og i en del arter og økosystemer er det nå den fysiske halveringstiden til cesium-137 som er viktigst for utviklingen.

Radioaktivt cesium overføres i næringskjedene

Nivåene av radioaktiv forurensning i ulike arter av fisk, fugl og dyr er i stor grad bestemt av næringsvalget til arten. Villrein er spesielt utsatt for radioaktivt nedfall siden den beiter lav vinterstid. Etter det radioaktive nedfallet i 1986 ble det høye nivåer i lav, siden den tar opp næringsstoffer og forurensning fra luft og ikke fra jord slik sopp og planter gjør. Dette resulterte i at nivåene i villrein var mye høyere om vinteren enn om høsten. Nå er den forurensete laven beitet ned og den tidligere så store sesongvariasjonen er nesten borte. Siden det radioaktive nedfallet var ulikt geografisk fordelt, varierer nivåene i villrein mellom områder. Langtidsovervåkning av cesium-137 i villrein fra Nord-Rondane viser at radioaktivitetsnivåene i kjøtt ble redusert med en halveringstid på ca. 4 år for perioden 1986–1996. For perioden 1996–2012 er halveringstiden ca. 31 år.

Radioaktivt cesium blir overført gjennom næringskjeden til de store rovdyrene gaupe, jerv, ulv og bjørn. Gaupe og jerv som spiser reinsdyr har høyere innhold av cesium-137 enn ulv og bjørn. Dette skyldes rovdyrenes ulike diettvalg. De første årene etter ulykken ble det målt ekstremverdier av radioaktivt cesium i enkelte individer av gaupe. Gaupe og jerv felt i Nord-Trøndelag viser fortsatt høye nivåer. Dette skyldes at Nord-Trøndelag fikk mye radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken og at disse rovdyrene spiser tamrein som finnes i området.

Variasjoner mellom år

Resultatene fra miljøovervåkingen viser også at det er store variasjoner mellom år i nivå av cesium-137 i dyr. Disse variasjonene skyldes naturlige svingninger som varierende nedbør, beitemønster og tilgang på sopp. Sopp har større evne til å ta opp mer radioaktivt cesium fra jorden enn grønn vegetasjon. På grunn av de generelt høye nivåene i sopp vil år med gode soppforekomster føre til økte konsentrasjoner av radioaktivt cesium i dyr som spiser sopp. Dette er hovedgrunnen til at innholdet av cesium-137 i vilt og i husdyr på utmarksbeite er høyere i enkelte år.

Sårbare områder

Generelt varierer nivåene av cesium-137 i planter og dyr med mengde radioaktiv forurensning i naturen. Jordsmonnets fysiske og kjemiske egenskaper spiller også en viktig rolle for hvor tilgjengelig cesiumet er for opptak fra jorden. Planter og sopp som lever på sur jord, vil ha et høyere opptak av radioaktivt cesium, enn planter og sopp som lever på jord med høyt innhold av leirmineraler. Dette gjør Sørlandet mer sårbart for forurensning av radioaktivt cesium siden sure bergarter og påvirkning fra sur nedbør fører til at mer radioaktivt cesium blir tatt opp fra jord til planter og sopp.

De senere årene har det vært en økt oppmerksomhet mot spredning og nedfall av radioaktiv forurensning i Arktiske områder. Områdets nærhet til potensielle kilder i Nordvest-Russland og Finland gjør at det er viktig å opprettholde overvåkingen i disse områdene for eventuelt å oppdage nye problemer.

Ny kunnskap og nye erfaringer

Frem til i dag har overvåkingen vært rettet mot radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137). Det skyldes både at radioaktivt cesium generelt bidrar mest til økte stråledoser fra nedfall, og at det er relativt enkelt å gjennomføre målinger. Det er ønskelig å etablere bedre kunnskap om andre menneskeskapte radioaktive stoffer i miljøet, slik som strontium-90 og plutonium-238+239. I tillegg trengs det kunnskap om nivåer og varighet av naturlig forekommende radioaktive stoffer som polonium-210, bly-210 og radium-isotoper.

Vi har mye informasjon om hvordan radioaktivt cesium oppfører seg i naturen, og vi er derfor bedre rustet til å vurdere konsekvensene av radioaktiv forurensning. Ved å overvåke den langsiktige utviklingen av den radioaktive forurensningen, får vi et grunnlag for å gjøre riktige tiltak hvis noe lignende skulle skje igjen. For å opprettholde en god beredskap og forvaltning er det særlig viktig med kartlegging og overvåking av radioaktive stoffer også for å identifisere og få økt kunnskap om sårbare områder og økosystemer.

2 Bakgrunn og formål

Motivasjon og mål for overvåkingen

Program for overvåking av radioaktive stoffer i marint miljø ble etablert i 1999. Her overvåkes radioaktive stoffers transport med havstrømmene og opptak i marine organismer. Den radioaktive forurensningen var imidlertid høyere i land- og ferskvannslevende arter enn i marine arter, og det var et behov for å opprette ett eget overvåkningsprogram. Program for overvåking av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer ble derfor etablert i 2001. Overvåkingen skulle bygge på daværende Direktoratet for naturforvaltning sin aktivitet som ble utført av Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Etter kjernekraftulykken i Tsjernobyl i 1986 ble radioaktivt materiale transportert med vinden og forurenset områder i Norge hvor det regnet da den radioaktive skyen passerte. Det radioaktive nedfallet over Norge førte til at mange etater og institusjoner samlet inn miljøprøver for å kartlegge forurensningen. Statens strålevern var tidlig ute med å samle inn jordprøver fra hele landet, Universitetet i Oslo begynte studier av ørret i Øvre Heimdalsvatn og daværende Direktoratet for naturforvaltning (DN) starter opp overvåking av radioaktivt cesium i ferskvannsfisk, villrein og viktige lav- og beiteplanter. I løpet av perioden 1990–2001 videreførte Norsk institutt for naturforskning (NINA) innsamling og analyse av disse sentrale tidsseriene på radioaktivt cesium.

Overvåkningsprogrammet

Sentrale tidsserier som radioaktivitet i jord, ferskvannsfisk, villrein og viktige beiteplanter videreføres i programmet. Informasjon om radioaktivitet i andre viktige arter og nye områder er blitt inkludert i programmet etter hvert. Overvåkingen koordineres av Strålevernet og utføres i samarbeid med eksterne aktører. Programmet består av mange delprosjekter med overvåking av radio-

aktivitet i blant annet jord, lav, planter, fugl, hjortevilt og store rovdyr fra landmiljøet, samt fisk, vann og sedimenter fra innsjøer.

Dagens overvåking er to-delt hvor man følger utviklingen av radioaktiv forurensning i utvalgte arter over tid i tillegg til å overvåke nivåene i et økosystem i utvalgte områder. Slik økosystembasert overvåking utføres i dag i Verdal i Nord-Trøndelag, Øystre Slidre i Oppland, Dividalen i Troms, Svanhovd i Finnmark og på Svalbard.

Det er i all hovedsak radioaktivt cesium som måles i miljøprøvene som samles inn gjennom programmet. Dette stoffet stammer hovedsakelig fra nedfall fra prøvesprengninger av atomvåpen på 1950- og 60-tallet og fra Tsjernobyl-ulykken i 1986. Overvåkingen utføres med formål om å overvåke ulike deler av miljøet.

Koordinert overvåking

Programmet inngår i et nasjonalt system av miljøovervåkningsprogrammer. Der det var hensiktsmessig, ble datainnsamlingen koordinert med program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Programmet er koordinert med andre relevante overvåknings- og forskningsprogrammer, bl.a. NINAs program for terrestrisk naturovervåking (TOV), overvåking av hjortevilt og overvåking av rovdyr. Landsomfattende innsamling av jordprøver er koordinert med datainnsamling for prosjektet atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge, som er utført av NTNU, med Miljødirektoratet som oppdragsgiver.

Samarbeidspartnere

Overvåking av radioaktiv forurensning i naturen utføres i samarbeid med forskningsinstitusjonene Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) og Universitetet i Oslo (UiO). Innsamling av sopp og bær utføres i samarbeid med Norges sopp- og nyttevekstforbund, og skoler i Valdres-området har samlet inn bær i sitt nærrområde.

Nivå og utvikling over tid

Resultater fra programmet gir oss kunnskap om nivåer av radioaktiv forurensning i ulike arter og ulike deler av næringskjeden. I tillegg har vi fått kunnskap om geografiske forskjeller, varighet og langsiktige endringer av radioaktiv forurensning i naturen. Resultatene er også viktige i beredskapsformål og vil kunne fungere som referansedata og gi kunnskap om varighet ved en eventuell fremtidig atomulykke. Miljøtilstandsdata som samles inn i programmet, rapporteres til flere fora og etater. Resultater er tilgjengelig på Miljøstatus i Norge (www.miljostatus.no) samt i rapporter og andre publikasjoner på Strålevernets nettsider (www.nrpa.no).

4 Generelt om radioaktivt cesium

De forskjellige radioaktive stoffene har ulike fysiske og kjemiske egenskaper. Disse egenskapene til stoffet bestemmer hvordan de tas opp, hvilke organer stoffet oppkonsentreres i og hvordan radioaktiviteten overføres i økosystemet (Tabell 2.1). Konsekvensene av radioaktiv forurensning er derfor helt avhengig av hvilke stoffer det er snakk om.

Tabell 2.1 Fysisk halveringstid. Ulike radioaktive stoff har ulik fysisk halveringstid og tas opp ulikt i kroppen.

Radioaktivt stoff	Fysisk halveringstid	Organ
Cs-134	2,1	Muskel, hele kroppen
Cs-137	30,2	Muskel, hele kroppen
I-131	8 dager	Skjoldbruskkjertel
Sr-90	28,5 år	Skjelett, morsmelk

De radioaktive stoffene tas opp i organismene på samme måte som stabile isotoper av samme grunnstoff. For eksempel vil det radioaktive stoffet jod-131 oppføre seg likt i naturen som den stabile utgaven av dette grunnstoffet, jod-127. Fordi jod er et livsnødvendig næringsstoff, vil dyr og mennesker aktivt ta opp jod fra maten. Hvis man får i seg jod-131 vil derfor også dette stoffet gå til skjoldbruskkjertelen sammen med stabilt jod, og her vil jod-131 kunne avgi stråling. Noen radioaktive stoffer tas også opp i organismer fordi de består av et grunnstoff som ligner kjemisk på et nødvendig næringsstoff. For eksempel ligner den kjemiske og fysiske strukturen til cesium på næringsstoffet kalium. Derfor tar kroppen opp de radioaktive stoffene cesium-134 og cesium-137, som blir transportert rundt i kroppen sammen med kalium. Herfra vil cesium-134 og cesium-137 kunne avgi stråling til muskler og annet vev.

Overføring i miljøet

Radioaktive stoffer kan, på samme måte som stabile kjemiske stoffer, overføres til ulike nivå i et økosystem. Mange av de radioaktive stoffene er langlivede og kan være tilstede i naturen i svært lang tid. De er skadelige for levende organismer og karakteriseres som miljøgifter (Tabell 2.2).

I landmiljøet overføres stoffene generelt ved at planter, sopp og andre organismer tar opp radioaktive stoffer fra jorden og overfører det til planteetere, som så overfører stoffene videre til rovdynere. Når planter og sopp råtner, eller når dyrene skiller det radioaktive stoffet ut via urin og avføring, føres radioaktiviteten tilbake til jorda. Slik holdes den radioaktive forurensningen i landmiljøet i sirkulasjon helt til den fysiske halveringstiden til stoffet har redusert radioaktiviteten til et ubetydelig nivå (Illustrasjon 2.1)



Illustrasjon 2.1 Eksempel på overføring av radioaktivt cesium fra planter, sopp og lav til reinsdyr. Nedfall av radioaktive stoffer forurensrer lav og blir tatt opp av planter og sopp fra jorden sammen med andre næringsstoffer. Stoffene overføres til plantespisere og føres tilbake til jorden via utskillelse av avføring og uring eller når planter og sopp brytes ned. Illustrasjon: Mari Komperød.

Ferskvannssystemer er spesielt sårbare for radioaktiv forurensning fordi avrenning fra områder rundt samles opp i elver og innsjøer. Organismer i ferskvannssystemer kan ta opp stoffene direkte fra vannet eller gjennom føden og blir slik tatt opp i næringskjeden. Selv om mye av forurensningen transporteres ut av innsjøene og nedover vassdragene, kommer det stadig nye tilførsler fra innløpselver og gjennom avrenning fra landjorda. Stoffene som lagres i sedimentene frigjøres også gradvis til vann og organismer. Derfor kan høye nivåer av

radioaktivitet vedvare også i ferskvannssystemene.

Tabell 2.2 Fakta om radioaktivitet

Et radioaktivt stoff er et grunnstoff som har en ustabil atomkjerne som vil sende ut energi i form av stråling når de prøver å nå stabil tilstand.

Radioaktivitet måles i Becquerel (Bq).

Fysisk halveringstid er et mål på hvor lang tid det vil ta før aktiviteten til et radioaktivt stoff er halvert.

Økologisk halveringstid er et mål på hvor lang tid det tar aktiviteten til et radioaktivt stoff er halvert i et gitt økosystem.

5 Kilder til radioaktivitet i miljøet

Radioaktive stoffer sender ut ioniserende stråling. Disse stoffene finnes naturlig men kan også være menneskeskapt via kjernekraft-industrien. Eksempler på naturlig forekommende radioaktive stoffer er kalium-40, som blant annet finnes i kroppen og maten vår, polonium-210, bly-210, radium-226 og radium-228, som er naturlig til stede i blant annet uranholdig berggrunn. Radon, en radioaktiv gass som finnes i inneluft, er også en naturlig forekommende radioaktiv gass som stammer fra uran i berggrunnen. Radioaktive grunnstoff, som ikke finnes i naturen, kan fremstilles kunstig blant annet i kjernevåpen. Eksempler på slike stoffer er cesium-134, cesium-137, strontium-90, technetium-99, plutonium-isotoper og americium-241. Kunstig framstilte isotoper brukes også i nukleærmedisin, for eksempel technetium-99m (^{99m}Tc), jod-131 (^{131}I) og jod-123 (^{123}I).

Menneskeskapt radioaktive stoffer kan slippes ut i naturen via kontrollerte, lovlige utslipp, men kan også spres i forbindelse med ulykker knyttet til bruk av kjernekraft, slik som ved Tsjernobyl- og Fukushima-ulykkene. Utslipp av menneskeskapt radioaktive stoffer til naturen regnes som radioaktiv forurensning. Globale kilder til menneskeskapt tilførsel av radioaktive stoffer er blant annet prøvesprengninger av kjernevåpen i atmosfæren, utslipp fra kjernekraft som ulykkene i Tsjernobyl og i Fukushima hvor tsunamien førte til brann og eksplosjoner i atomkraftverket Fukushima Daiichi.

Nasjonale kilder til utslipp i Norge er i all hovedsak utslipp fra to forskningsreaktorer og kontrollerte utslipp fra nukleærmedisinske sykehus og forskningsinstitusjoner. Forhøyede nivåer av naturlig forekommende radioaktive stoffer kan forekomme i områder med gruvedrift.

5.1 Globale kilder

Atmosfæriske prøvesprengninger

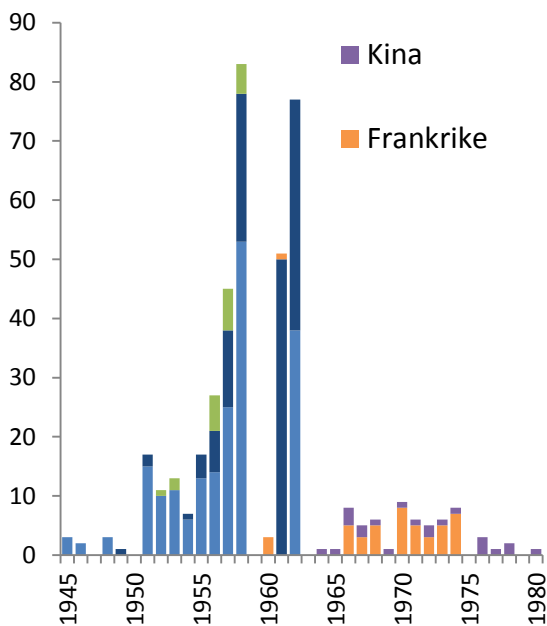
Etter at den første atombomben ble detonert i 1945, foregikk det på 1950- og 1960-tallet en rekke intensive prøvesprengninger av kjernevåpen. Globalt sett, er disse prøvesprengningene den største kilden til radioaktiv forurensning av store områder (Kart 3.1). Totalt utførte USA, Sovjetunionen, Storbritannia, Frankrike, India, Pakistan og Kina 2419 prøvesprengninger. Av disse ble 543 utført i atmosfæren, og hele 1876 prøvesprengninger ble utført under jorden eller i vann. Periodene 1957–1958 og 1961–1962 var de mest intensive, noe som skyldtes det spente forholdet mellom USA og Sovjetunionen (Figur 3.1). Fordi disse prøvesprengningene ble foretatt flere kilometer over bakken ble nedfallet spredd over hele kloden, men spesielt på den nordlige halvkulen. Det meste av nedfallet kom i løpet av to tiår, og på den nordlige halvkulen kom det mest i 1962–1965. Nedfallet fulgte i stor grad nedbøren, og i Norge kom det derfor mest i nedbørsrike områdene langs kysten. Nedfallet fra prøvesprengningene bestod bl.a. av cesium-137 og strontium-90. Sovjetunionen detonerte også 90 kjernefysiske ladninger i form av undersjøiske, underjordiske og atmosfæriske prøvesprengninger ved Novaja Semlja, ca. 50 mil fra norgesgrensen. Antallet prøvesprengninger ble drastisk redusert etter at USA, Storbritannia og Sovjetunionen undertegnet prøvestansavtalen for atmosfæriske sprengninger i 1963, den såkalte Moskva-avtalen, som delvis forbyr atomprøvesprengninger i atmosfæren, i himmelrommet og under vann. Frankrike og Kina fortsatte derimot og den siste atmosfæriske prøvesprengningen ble utført av Kina så sent som i 1980.

Ulykker i kjernekraftverk

I 2010 ble det registrert 213 eksisterende og påbegynte kjernekraftverk rundt om i verden. I Europa finnes det 74 kjernekraftverk fordelt på 17 land (Kart 3.2). De fleste finnes i Frankrike, Storbritannia, Russland, Tyskland og Spania. USA har hele 65 kjernekraftverk og i Asia finnes det ca. 40 kraftverk hvorav de fleste i Japan.



Kart 3.1 Prøvesprengninger av kjernevåpen. Nedfallet av cesium-137 fra prøvesprengninger av kjernevåpen i perioden 1950–1963.



Figur 3.1 Antall atmosfæriske prøvesprengninger utført av Kina, Frankrike, Storbritannia, Sovjetunionen og USA i perioden 1945–1980.

26. april 1986 skjedde den mest alvorlige atomkraftverkulykken i verden da en av de fire reaktorene i atomkraftverket i Tsjernobyl eksploderte. Eksplosjonen var så voldsom at taket på reaktoren ble blåst av. Dette førte til at

enorme mengder radioaktivitet ble sluppet ut i atmosfæren og spredte seg over store områder. Utslippene og nedfallet fra ulykken medførte at et område på 3100 km² i det tidligere Sovjetunionen ble sterkt forurenset av radioaktive stoffer, blant annet radioaktivt jod og cesium. Om lag 135000 innbyggere ble evakuert og det ble innført restriksjoner på matproduksjonen i et 7200 km² stort område som fikk mer nedfall enn 600 kBq/m² av cesium-137.

I Norge ble fylkene Nordland, Trøndelag, Hedmark, Oppland og Buskerud hardest rammet av det radioaktive nedfallet. Erfaringer fra Tsjernobyl-ulykken i 1986 har vist at konsekvensene for befolkning og miljø kan være betydelige i mange tiår etter en atomulykke. I 1957 oppstod det brann i et kjernekraftverk i Windscale i England. Brannen førte til at radioaktive stoffer ble sluppet ut og forurenset store områder. I 1979 skjedde det en alvorlig kjernekraftulykke på Three Mile Island i USA, men bare lite radioaktivitet ble sluppet ut i omgivelsene.

Den 11. mars 2011 ble Japan rammet av et kraftig jordskjelv. Jordskjelvet ble etterfulgt av en voldsom tsunami på nordøst-kysten av Japan. Tsunamien førte til brann og eksplosjoner i flere reaktorer på atomkraftverket Fukushima Daiichi. Dette førte igjen til utslipp av radioaktivt materiale. Store deler av det radioaktive materialet ble ført av vinden ut over Stillehavet og falt ned langt fra land. Det radioaktive nedfallet som kom ned over land førte til kontaminering av store jordområder. Fortsatt er flere hundre tusen mennesker evakuert fra de mest forurensete områdene. Ingen andre land ble utsatt for radioaktivt nedfall av betydning. Atomulykken i Fukushima-kraftverket i Japan er den nest største kjernekraftverkulykken i historien. Bare Tsjernobyl-ulykken er tidligere blitt klassifisert til den høyeste alvorlighetsgraden på internasjonal skala (INES-skala). De radioaktive utslippene fra Fukushima-ulykken var målbare i Norge, men nivåene var svært lave og ubetydelige.

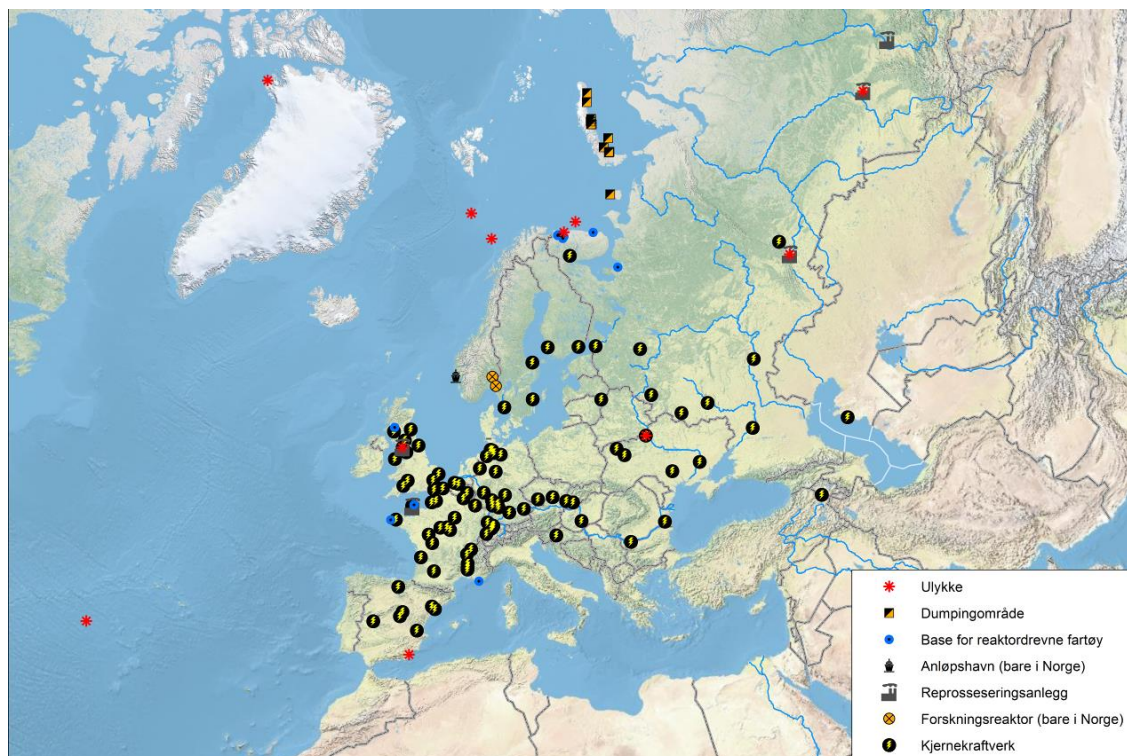
5.2 Nasjonale kilder

IFE Kjeller og Halden

Utslipp av radioaktive stoffer fra norske kilder til landmiljøet stammer i all hovedsak fra to atomreaktorer som drives av Institutt for energiteknikk (IFE). Begge reaktorene benyttes til forskning og ligger på Kjeller utenfor Lillestrøm og i Halden. Reaktoren på Kjeller brukes til blant annet grunnforskning i fysikk, mens Halden-reaktoren brukes til å undersøke reaktorbrensel, ulike materialers egenskaper og oppførsel ved langtidsbruk i reaktorinstallasjon. En del av avfallet som kommer fra driften av de to reaktorene slippes ut til luft og vann. Institutt for energiteknikk har tillatelse til disse utslippene fra Statens strålevern. Utslippsgrensen er knyttet til effektiv dose av utsatte befolkningsgrupper. Disse grenseverdiene er ved utslipp til atmosfæren: totalt 100 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ (mikro Sivert/år), utslipp av radioaktivt jod til atmosfæren: totalt 10 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ og utslipp til vann: totalt 1 $\mu\text{Sv}/\text{år}$. IFE Kjeller rapporterer årlig utslippsdata, overvåkningsdata og beregninger av effektiv dose til befolkningen som bor langs Nitelva. Årlige utslipp til vann fra IFE Halden rapporteres i egne rapporter fra IFE.

Medisinsk strålebruk

Åpne radioaktive kilder benyttes innenfor medisin, forskning og industri. Det er tillatt å slippe ut en viss mengde radioaktivt materiale i væskeform i vanlige avløp. De to største brukte radionuklidene som benyttes i diagnostikk og terapi er technetium-99m og jod-131. Disse radioaktive stoffene har korte halveringstider på henholdsvis 6 timer og 8 dager, og forsvinner derfor fort. Den korte halveringstiden til disse stoffene gjør det vanskelig å kontrollere nøyaktig hvor store utslippene er fordi en stor del av aktiviteten desintegrerer før den når ut i miljøet. Dessuten slippes det ut bare små mengder radioaktive stoffer fra medisinsk strålebruk, og svært lite areal blir påvirket. Det kreves tillatelse fra Statens strålevern for bruk av åpne radioaktive kilder, og alt salg av slike kilder må rapporteres til Statens strålevern. Kalkulert utslipp av jod-131 fra medisinsk sektor i 2009 var på 1177 GBq.



Kart 3.2 Lokalisering av kjernekraftverk, forskningsreaktorer, represseringsanlegg, dumpingområder og ulykker med radioaktivt materiale.

Gruvedrift

I områder med tidligere gruvedrift, kan restmateriale fra gruvevirksomheten inneholde forhøyede konsentrasjoner av naturlig radioaktive stoffer som radium og thorium. En oppkonsentrering av naturlige radioaktive stoffer fra tidligere gruvedrift kan føre til høyere forurensning av miljøet i det aktuelle området.

Begrenset utslipp fra norske kilder

I Norge er det en begrenset utslippsmengde av radioaktive stoffer til miljøet og svært lite areal som påvirkes av utslipp fra forskning, industri og sykehus. Selv om Norge ikke har kjernekraftverk, viser Tsjernobyl-ulykken at radioaktive stoffer kan fraktes over lange avstander i atmosfæren. Det finnes i dag flere kjernekraftverk tilstrekkelig nær Norge der eventuelle ulykker vil kunne føre til radioaktiv forurensning av norske landområder. Særlig i Nordvest-Russland finnes det et stort antall potensielle kilder som er med å prege Norges situasjon i dag.

Forurensning fra globale kilder

Radioaktiv forurensning av norske landområder og ferskvannssystemer stammer i all hovedsak fra nedfall etter atmosfæriske prøvesprengninger og Tsjernobyl-ulykken i 1986. Utslipp fra gjenvinningsanleggene Sellafield i Storbritannia, Cap la Hague i Frankrike og Dounreay i Skottland har fått stort fokus de senere år. Utslipp fra disse anleggene fører i all hovedsak til radioaktiv forurensning i det marine miljø. Imidlertid kan radioaktive stoffer i marine organismer overføres til landmiljø f.eks. via sjøfugl.

Kilder og litteratur

AMAP 1997. Forurensning i Arktis: tilstandsrapport om det arktiske miljøet. Oslo: Arctic Monitoring Assessment Programme, 1997.

Harbitz O, Skuterud L 1999. Radioaktiv forurensning: betydning for landbruk, miljø og befolkning. Oslo: Landbruksforlaget, 1999.

Institutt for energiteknikk, IFE 2010. Kontroll av radionuklider i utslipp til luft og vann og i prøveobjekter fra IFE Kjellers omegn, Nitelva og Himdalen. Rapport for 2009. IFE rapport IFE/I-2010/011. Kjeller: Institutt for energiteknikk, 2010.

Institutt for energiteknikk, IFE 2010. Utslipp fra drift av Haldenreaktoren i 2009. Sv-rapport 818. Halden: Institutt for energiteknikk, 2010.

Robbins A, Makhijani A, Yih K 1991. Radioactive heaven and earth: the health and environmental effects of nuclear weapons testing in, on and above the earth. New York: Apex Press, 1991.

StrålevernInfo 2012:6. Radioaktivt avfall og utslipp fra sykehus og forskningsinstitusjoner. Østerås: Statens strålevern, 2012.

StrålevernInfo 2006:10. 20 år med Tsjernobyl. Østerås: Statens strålevern, 2006.

StrålevernInfo 2006:11. Radioaktive stoffer i norske matvarer etter Tsjernobyl-ulykken. Østerås: Statens strålevern, 2006.

StrålevernInfo 2006:12. Tiltak i landbruket og reindriftsnæringa som følge av radioaktivt nedfall frå Tsjernobyl-ulykka. Østerås: Statens strålevern, 2006.

StrålevernInfo 2007:11. Radioaktivt nedfall over Norge etter Windscale-ulykken. Østerås: Statens strålevern, 2007.

StrålevernInfo 2011:6. 25 år med Tsjernobyl: mottiltak er framleis nødvendige for å halde stråledosane til reindriftsutøvarane under tilrådde grenser. Østerås: Statens strålevern, 2011.

StrålevernInfo 2012:8. Fukushima-ulykken. Østerås: Statens strålevern, 2012.

StrålevernInfo 2013:14. Kjernekraft i verden 2013. Østerås: Statens strålevern, 2013.

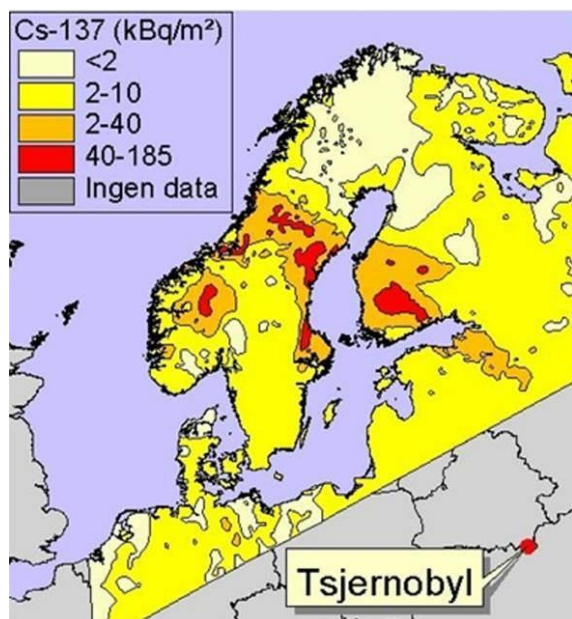
StrålevernRapport 2012:10. Radioactivity in the marine environment 2010. Results from the Norwegian national monitoring programme (RAME). Østerås: Statens strålevern, 2012.

StrålevernRapport 2013:9. Overvaking av radioaktivitet i omgivnadene 2012. Østerås: Statens strålevern, 2013.

UNSCEAR 2000. Annex C: Exposures from man-made sources of radiation. In: UNSCEAR Report Vol. 1, Sources and Effects of Ionizing Radiation. New York; United Nations, 2000. http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html. (17.12.2014).

6 Radioaktiv forurensning i Norge

Etter de atmosfæriske prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet var det nedbørsrike områder langs kysten av Norge som fikk størst nedfall av cesium-137. Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken forurenset fjellstrøkene i Øst-Norge, Nord-Trøndelag og sørlige deler av Nordland. I disse områdene regnet det da luftmassene fra Tsjernobyl nådde fram, noe som gjorde at en større andel av de radioaktive stoffene falt ned på bakken (Kart 4.1). Nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken bestod blant annet av de radioaktive stoffene jod-131, cesium-134 og cesium-137. I motsetning til prøvesprengningene, førte Tsjernobyl-ulykken til lokalt mye forurensning i fjellstrøkene i Midt-Norge og Sør-Norge.



Kart 6.1 Kart over nedfallet av cesium-137 på grunn av Tsjernobyl-ulykken i 1986. I Norge er radioaktivt cesium det radioaktive stoffet som har forårsaket de største konsekvensene etter ulykken.

Varighet av radioaktiv forurensning

Siden både jod og cesium tas relativt lett opp i levende organismer, vil mengden av disse radioaktive stoffene ha stor betydning for

stråledosen til mennesker og miljø. Disse radioaktive stoffene har ulik fysisk halveringstid, og dette bestemmer hvilke radioaktive stoffer som har betydning på kort og lengre sikt. Jod-131 har en fysisk halveringstid på bare 8 dager, og dette radioaktive stoffet henfalt derfor fort og forsvant.

En av de to cesium-isotopene som kom med ulykken, cesium-134, har en fysisk halveringstid på 2,1 år. Dette stoffet var til stede i betydelige mengder i en del år etter Tsjernobyl-ulykken, men er nå så godt som forsvunnet fra de berørte områdene. En annen isotop, cesium-137, har derimot en halveringstid på 30,2 år, noe som betyr at over halvparten av dette stoffet fortsatt finnes igjen i naturen. På grunn av den lange halveringstiden, er det fortsatt mye cesium-137 igjen på land og i ferskvann i Norge, og dette stoffet vil også være tilstede i betydelige mengder i flere tiår fremover. Cesium-137 er derfor viktigst, og dagens overvåkning er i stor grad knyttet til forurensning av denne isotopen.



Kjernekraftverket i Tsjernobyl hvor ulykken skjedde i 1986. Foto: Statens strålevern.

6.1 Radioaktivitet i jord

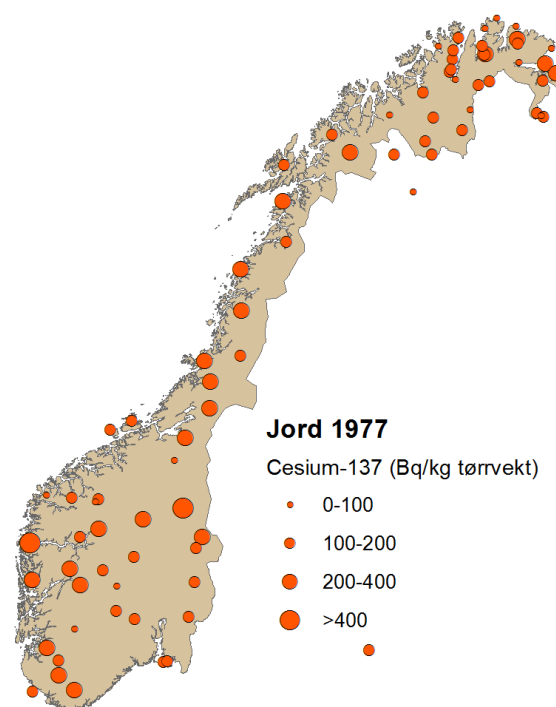
Overvåkning av radioaktivitet i jord er utført av NTNU og Statens strålevern. Kontaktpersoner er Eiliv Steinnes og Runhild Gjelsvik.

I 1977, altså før Tsjernobyl-ulykken, ble det gjennomført en nasjonal innsamling av jordprøver. Analyser av disse jordprøvene viste at nivåene av cesium-137 i naturlig overflatejord varierte fra 22 Bq/kg til 525 Bq/kg tørrvekt (Kart 4.2). Denne radioaktiviteten stammet hovedsakelig fra prøvesprengningene i atmosfæren på 1950- og 1960-tallet. Etter Tsjernobyl-ulykken i 1986, ble det gjennomført en ny landsomfattende kartlegging av radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137) i jord. Det ble tatt fire jordprøver fra hver kommune, og en samleprøve av disse ble analysert for cesium-134 (Kart 4.3) og cesium-137 (Kart 4.4). Resultatene viste at det var store geografiske forskjeller i forurensningsnivå.

I Norge var det fylkene Oppland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Hedmark og Nordland som fikk mest radioaktivt nedfall. Cesium-137 nivåene i overflatejord var i gjennomsnitt 25 000 Bq/m² i Oppland fylke, 17 000 Bq/m² i Nord-Trøndelag og 8 000 Bq/m² i Sør-Trøndelag. Troms og Finnmark fikk minst radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Jordprøvene fra 1986 viste også at det radioaktive nedfallet i Norge hadde store lokale variasjoner, både mellom og innad i hver kommune.

I 1995 og 2005 ble det gjennomført nye landsomfattende undersøkelser av cesium-137 i overflatejord tatt i de øverste 3 cm. Det samme mønsteret for geografisk fordeling av cesium-137 finnes igjen i jordprøvene tatt i 1995 (Kart 5.5) og 2005 (Kart 4.6) selv om nivåene blir lavere med tiden. En sammenligning av resultatene viser en gjennomsnittlig reduksjon av cesium-137 i jord på 39 % i perioden fra 1986 til 1995. Nivåene i overflatejord går fortsatt raskere nedover enn den fysiske nedbrytningen skulle tilsi, noe som betyr at en del av aktiviteten også blir overført til andre deler av miljøet, f.eks. ved at den med

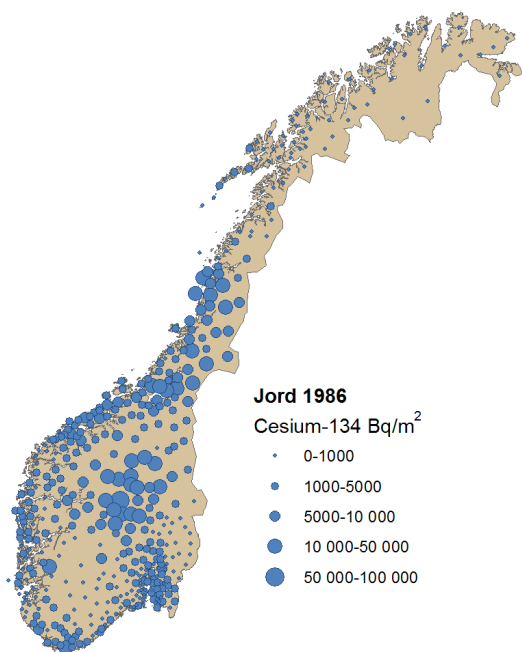
tiden transporteres nedover i jorden eller vaskes ut i elver. Resultatene fra 2005 viser at det er fortsatt høye cesium-137-nivåer i jord i noen områder i Norge. Den høyeste verdien i 2005 var 69 000 Bq/m² jord. De høyeste nivåene var i prøver fra områder i Oppland, Nord-Trøndelag, nordlige deler av Hedmark og sørlige deler av Nordland.



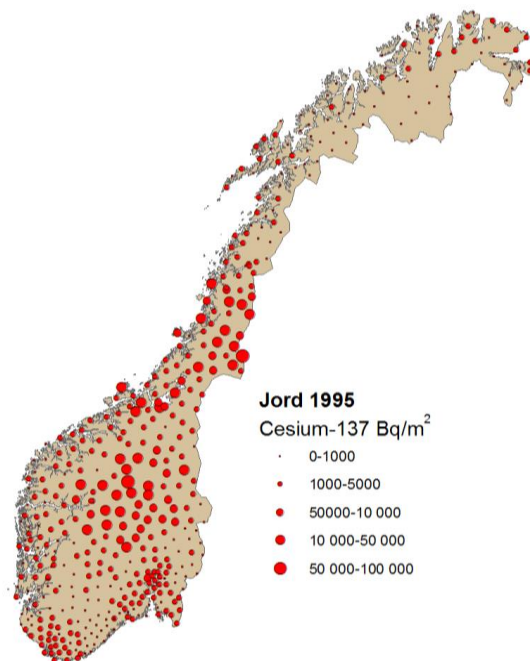
Kart 4.2 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i jord i 1977. Resultatene er angitt i Bq/kg og ikke i Bq/m² som i de senere års målinger. Resultatene er derfor ikke direkte sammenlignbare med resultatene fra 1986, 1995 og 2005. Nivåene varierer fra 22 til 520 Bq/kg tørrvekt.



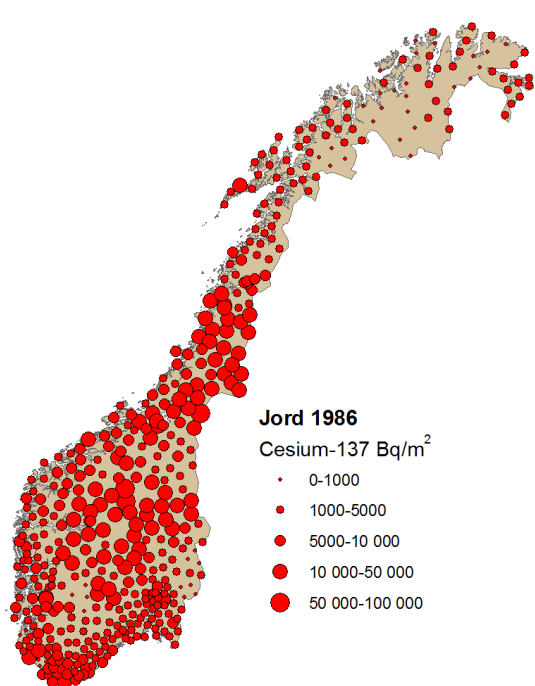
Prøvetaking av jord. Foto: Runhild Gjelsvik.



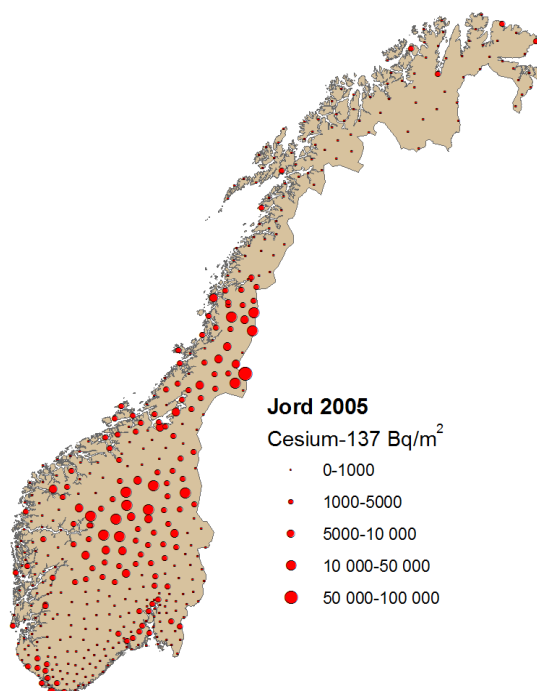
Kart 4.3 Cesium-134 i jord (Bq/m²) i 1986 etter Tsjernobyl-ulykken. På grunn av en halveringstid på 2,3 år, er denne radionukkliden ikke lenger igjen i norsk natur.



Kart 4.5 Cesium-137 (Bq/m²) i jord i 1995. Nivåene varierer fra 180 til 67 000 Bq/m². Antall prøver er 464.

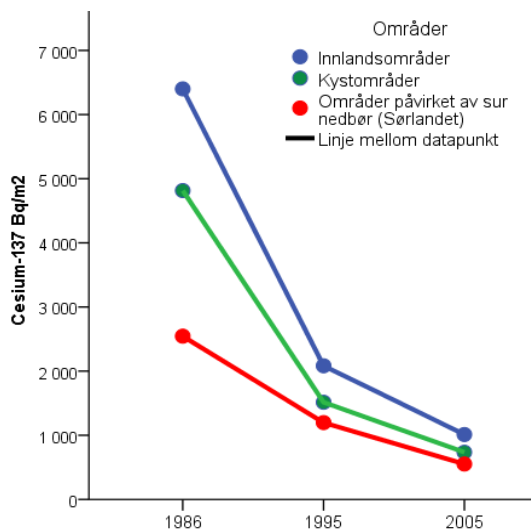


Kart 4.4 Cesium-137 (Bq/m²) i jord i 1986 etter Tsjernobyl-ulykken. Nivåene varierer fra 440 til 104 000 Bq/m².

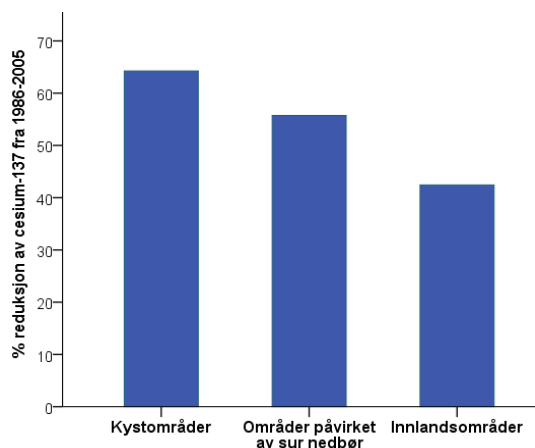


Kart 4.6 Cesium-137 (Bq/m²) i jord i 2005. Nivåene varierer fra 120 til 69 000 Bq/m². Antall prøver er 463.

Det radioaktive nedfallet var større i fjell og innlandsområder enn i kystnære områder. Resultater fra de landsomfattende undersøkelsene i 1986, 1995 og 2005 viser at reduksjonen av cesium-137 i jord i de øverste 3 cm har vært størst i kystområder. (Figur 4.1). På grunn av utvasking fra jorden via regn og påvirkning fra sur nedbør, reduseres cesiumnivået i det øverste jordlaget ulikt over tid i de ulike områdene. Kystområdene har hatt en reduksjon på 64 %, Sørlandet 56 % og innlandsområdene 42 % (Figur 4.2).



Figur 4.1 Det kom mer cesium-137 i innlandet enn i kystområder, og områder påvirket av sur nedbør. Figuren viser medianverdi.



Figur 4.2 Reduksjonen av cesium-137 i overflatejord har gått raskere i kystområder med mye nedbør enn i områder på Sørlandet med luftforurensing og innlandsområder med lite nedbør og utvasking.

Kilder og litteratur

Backe S et al. 1986. Nedfall av cesium i Norge etter Tsjernobylulykken. SIS-rapport 1986:5. Østerås: Statens institutt for strålehygiene, 1986.

Gjelsvik R, Steinnes E 2013. Geographical trends in ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident and leaching from natural surface soil in Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* 2013; 126, 99-103. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.07.010> (17.12.2014).

Thørring H, Skuterud L, Steinnes E 2011. Effects of chemical climate on soil depth distribution and plant uptake of radiocaesium in forest ecosystems. *Radioprotection* 2011; 46 (6): S503-S508.

Steinnes E, Gaare E, Engen S 2009. Influence of soil acidification in southern Norway on the ^{137}Cs exposure of moose? *Science of the total environment* 2009; 407(12): 3505-3908.

Steinnes E, Njåstad O 1993. Use of mosses and lichens for regional mapping of ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident. *Journal of environmental Radioactivity* 1993; 21(1): 65-73.

7 Radioaktivitet i landmiljø

Etter et radioaktivt nedfall, blir radioaktive stoffer avsatt på overflaten av planter, sopp og lav. Det radioaktive nedfallet avsettes også i jord, som dermed blir en forurensningskilde for sopp og planter som tar opp næring fra jorda. Radioaktive stoffer kan være tilstede i jord i svært lang tid etter et nedfall og vekstene kan fortsette å ta opp radioaktive stoffer så lenge disse stoffene er tilgjengelige. Det laveste nivået i en næringskjede er planter, sopp og lav. Disse er føde for våre plantespisende dyr, og radioaktivt forurensning i disse organismene vil derfor overføres til neste ledd i en næringskjede.

Opptak av radioaktivt cesium

Det er ikke alle radioaktive stoffer som tas opp i særlig grad i vekster eller dyr. Når det gjelder radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137), har disse radioaktive stoffene en kjemisk struktur som ligner på kalium som er et viktig næringsstoff for planter og dyr. Kalium er viktig for at nerver, muskler og nyrer skal fungere. Siden cesium ligner kalium vil radioaktivt cesium bli tatt opp i planter og dyr gjennom de samme mekanismene som kalium. Sopp tar generelt opp mye cesium når dette er tilgjengelig, og mange sopparter inneholder generelt mer radioaktivt cesium enn plantene i samme område. Dette har ført til langvarige problemer for saue- og reindriftsnæringen som fortsatt gjennomfører tiltak for å redusere nivåene av radioaktivt cesium i dyr før slaktning.

Det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken var ulikt fordelt i Norge, og dette gjenspeiles i tilsvarende forskjeller av cesium-137 i planter, sopp og lav fra ulike områder. Generelt finner vi høyere nivåer i de områdene som fikk mest nedfall, men jordsmonnets fysiske og kjemiske egenskaper spiller også en viktig rolle for hvor tilgjengelig cesiumet er for opptak i planter og sopp. Planter og sopp som lever på sur jord, vil ha et høyere opptak av

radioaktivt cesium enn planter som lever på jord med høyt innhold av leirmineraler. Grunnen til dette er at leirmineraler binder til seg radioaktivt cesium og hindrer opptak i sopp og planter. På Sørlandet ser vi eksempel på høy overføring av cesium-137 fra jord til sopp og planer som skyldes at området er utsatt for mye sur nedbør. Lav pH i jorda fører til at planter i dette området tar opp mer radioaktivt cesium enn de ellers ville ha gjort. Sørlandsområdet mottok lite radioaktivt forurensning etter Tsjernobyl-ulykken, men nivåene er likevel langt lavere enn i de områdene som mottok mest forurensning.



Ved et radioaktivt nedfall kan radioaktive stoffer bli avsatt på overflaten av vekster. Foto: © Martin Blom.

8 Overvåkning av arter

Programmet omfatter overvåkning av cesium-137 i utvalgte arter. Disse artene representerer forskjellige trofiske nivå i et økosystem og dermed ulike nivå i en næringskjede. De vanligste artene av planter, sopp og lav overvåkes siden de er føde for plantespisende dyr og inngang til næringskjeden. Reinsdyr, hjort, elg og rådyr representerer plantespisende dyr og er neste nivå i en næringskjede.

Villrein er en god referanseorganisme siden den har hatt et spesielt høyt opptak av radioaktivt cesium om vinteren. De sesongmessige variasjonene er godt studert i villrein fra Rondane. Hønsefuglartene lirype og orrfugl er referanseorganismer for plantespisende fuglearter siden de er stedbundne, har stor geografisk utbredelse og benyttes som føde for mennesker. For å vise kompleksiteten i en næringskjede overvåkes næringskjeden fra jord og planterester til meitemark og rugde. Smågnagere som lemen, gråsidemus, klatremus og markmus har en sentral rolle for deler av transport av radioaktive stoffer inn i karnivore (kjøttspisere) næringskjeder. Store rovdyr som ulv, jerv, gaupe og bjørn overvåkes i sine utbredelsesområder og representerer toppen i en næringskjede. Radioaktiv forurensning i ferskvannsfisk overvåkes i vann fra Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Oppland. Ørret, røye, sik, harr, lake, gjedde og abbor er gode overvåkningsarter i ferskvann og blir i tillegg benyttet mye til mat.

Fremstilling av resultater

Resultatene i rapporten blir hovedsakelig fremstilt ved bruk av medianverdi, som er midterste tallverdi i et datasett. Fordelen med å benytte medianverdi fremfor middelvei (gjennomsnitt) er at ekstreme verdier ikke blir vektlagt. Ved bruk av gjennomsnitt, vil ekstreme verdier ha stor påvirkning på denne verdien. Siden våre resultater svært ofte inneholder ekstreme observasjoner, benyttes medianverdi i fremstilling av resultater i grafer

og kart fra områder som fikk radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Ved fremstilling av resultater fra Troms, Finnmark og Svalbard benyttes gjennomsnitt siden disse områdene har nedfall fra prøvesprengningene på 1950- og 60-tallet med lite ekstremverdier i biota.



Lav tar opp forurensning fra luft. Foto: © Martin Blom.

9 Lav og mose

Overvåkning av radioaktivitet i mose fra hele landet er utført av NTNU. Kontaktperson er Eiliv Steinnes. Overvåkning av radioaktivitet i mose og lav fra villreinområdene Nord-Rondane, Knutshø og Snøhetta er utført av NINA. Kontaktperson er Signe Nybø.

Mose og lav har ikke jordbundne røtter og tar derfor opp næringsstoffer direkte gjennom overflaten. Dette gjør dem spesielt utsatt for luftforurensning. De kan leve i mange år uten å visne, og kan derfor opprettholde radioaktivitetsnivåene fra et direkte nedfall i lang tid. Ny mose og lav som vokser til, vil derimot være mindre forurenset siden disse organismene ikke tar opp næring fra jorda, slik som sopp og de fleste planter gjør. De kan likevel bli forurenset av radioaktive stoff ved at de kommer i kontakt med f.eks. avrenningsvann som inneholder radioaktive stoffer.

Lav

Lav er en organisme som består av en soppkomponent som lever i symbiose med encellede alger eller blågrønnbakterier. Algene eller blågrønnbakteriene skaffer soppen karbohydrater gjennom fotosyntesen, mens soppen på sin side beskytter algen mot tørke og ultrafiolett lys og forsyner den med vann og mineraler. Siden lav har et svakt transportsystem blir bare liten del av forurensningen overført til den nye tilveksten som sakte utvikler seg i toppen av laven.

Lav fra villreinområder

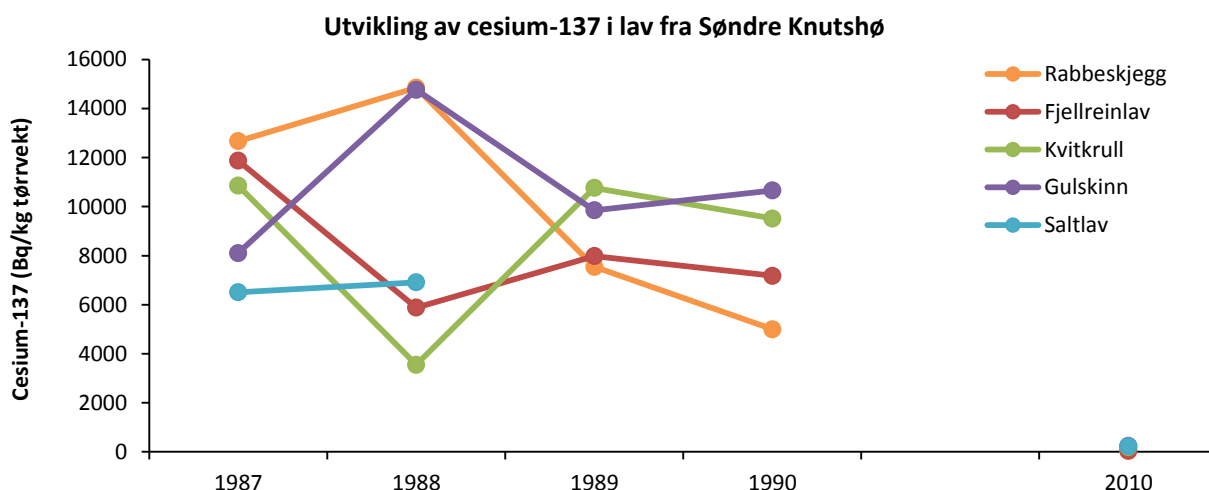
Figur 7.1 viser utviklingen av cesium-137 i fem forskjellige lavarter fra et prøvetakingsfelt i Oppdal kommune i Sør-Trøndelag mellom perioden rett etter Tsjernobyl-ulykken, 1987-1990, og siste målinger i 2010. Figuren viser at det ikke var noen stor nedgang de første fire årene etter ulykken, men innen 2010 har nivåene i alle artene blitt kraftig redusert. Selv om nivåene er mye lavere i dag enn rett etter Tsjernobyl-ulykken, finner vi fortsatt høye

nivåer i lav mange steder i landet. Disse nivåene varierer både mellom arter og områder. For eksempel viser lavarten fjelltagg fortsatt gjennomgående høye cesium-137-verdier sammenlignet med andre vanlige lavarter (Figur 7.2 og Figur 7.3). Prøver av denne arten inneholdt så mye som 11 000 Bq/kg tørrvekt i Nord-Rondane selv 14 år etter nedfallet.

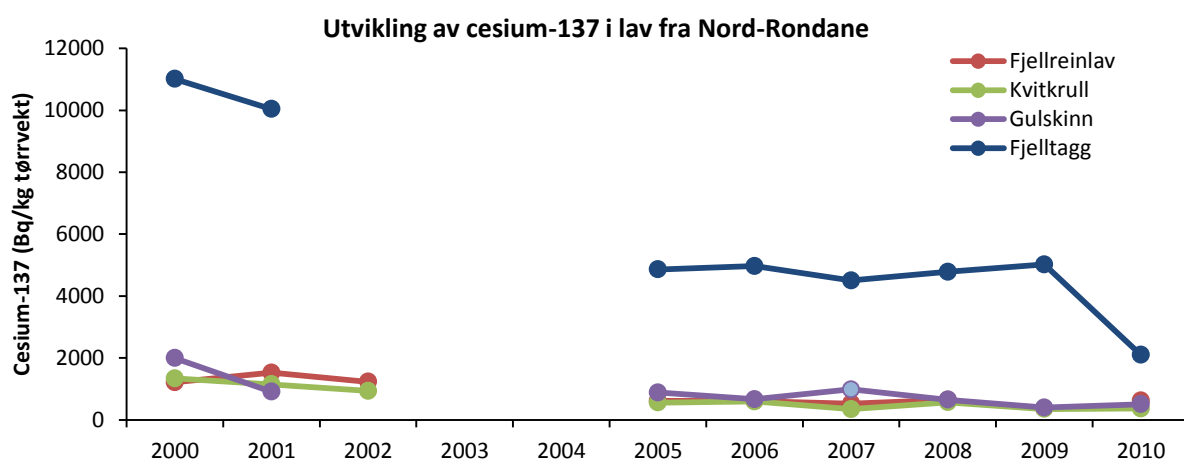
På grunn av de vedvarende høye verdiene i lav i flere år etter nedfallet, vil reinsdyr som spiser mye lav være spesielt utsatt for radioaktiv forurensning etter et nedfall. En sammenligning av lav mellom de tre tilgrensende villreinområdene på Knutshø, Snøhetta og Nord-Rondane (Figur 7.4). viser at lav fra Snøhetta villreinområde generelt har høyere nivåer av cesium-137 enn Nord-Rondane villreinområde. Disse forholdene gjenspeiles også i cesium-137-nivåene i villrein fra de samme områdene.



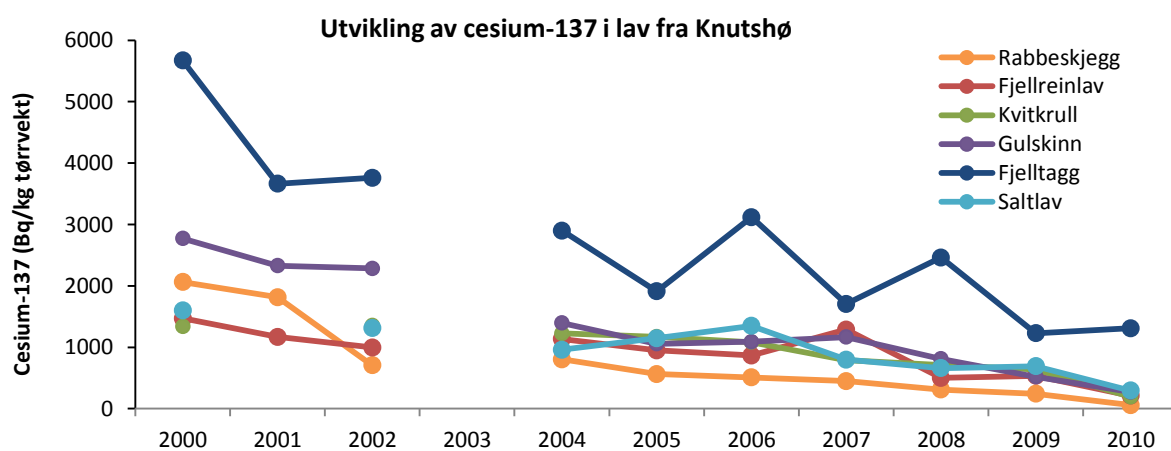
Kvitkrull. Foto: Runhild Gjelsvik.



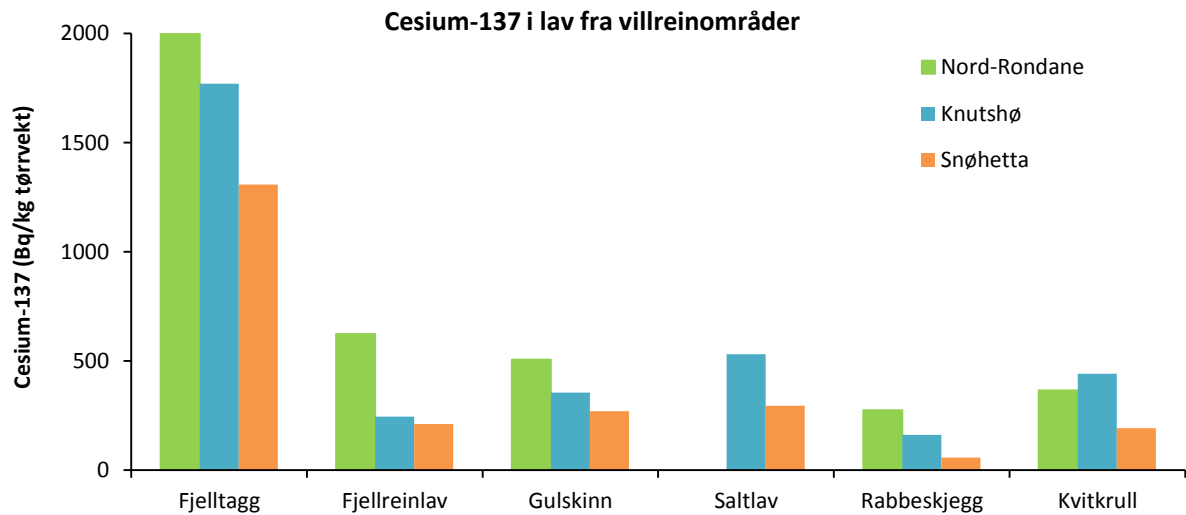
Figur 7.1 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i forskjellige lavarter fra Søndre Knutshø i Oppdal kommune i Sør-Trøndelag i perioden 1987–1990 og 2010. Ingen innsamling i perioden 1991–2009. Figuren viser medianverdier.



Figur 7.2 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i forskjellige lavarter fra Nord-Rondane i perioden 2000–2010. Ingen innsamling i 2003–2004. Figuren viser medianverdier.



Figur 7.3 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i forskjellige lavarter fra Knutshø i Oppland kommune i Sør-Trøndelag i perioden 2000–2010. Figuren viser medianverdier.



Figur 7.4 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i ulike lavararter i tre tilgrensende villreinområder i 2010. Figuren viser medianverdier.



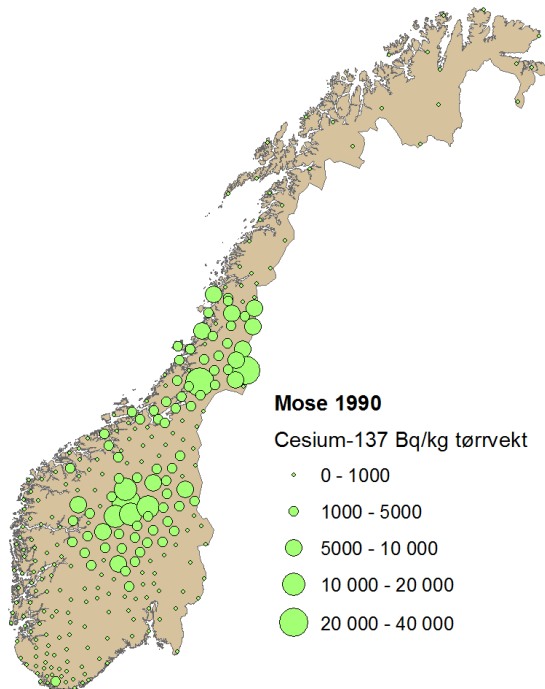
Lav tar opp radioaktiv forurensning fra luft. Kvitkrull og reinlav på høyfjellet. Foto: © Martin Blom.

Mose

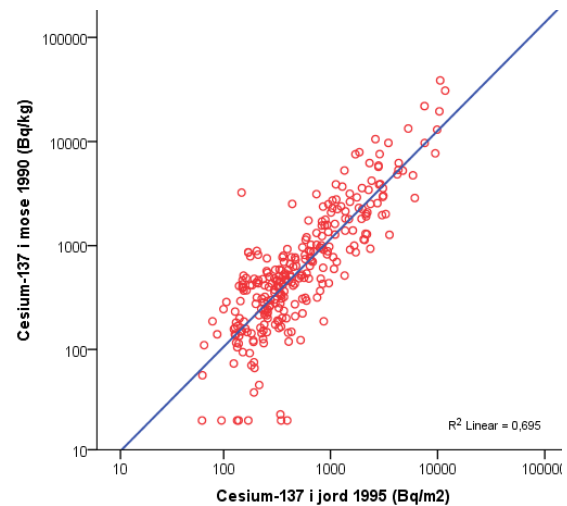
Mose fra hele landet

I 1990 ble det utført en landsomfattende undersøkelse av cesium-137 i etasjemose. De høyeste nivåene i denne undersøkelsen ble funnet i kommuner i Gudbrandsdalen i Oppland og i Nord-Trøndelag (Kart 7.1). Den høyeste cesium-137-verdien var på 39 000 Bq/kg tørrvekt og ble målt i en moseprøve fra Lierne i Nord-Trøndelag. Nivåer i etasjemose på rundt 10 000 Bq/kg tørrvekt ble også funnet i tilgrensende kommuner i Hedmark og Nordland.

Siden mose tar opp radioaktivitet og andre miljøgifter hovedsakelig fra luften, er etasjemose godt egnet til å kartlegge geografisk utbredelse av cesium-137 i kort tid etter et radioaktivt nedfall. Dette er vist i Figur 7.5 hvor nivåene i mose fra 1990 viser god korrelasjon med nivåene i overflatejord målt i 1995. Gjentatte undersøkelser av cesium-137 i etasjemose fra 1990, 1995 og 2000 viser at forurensningsnivået i etasjemose synker raskt.



Kart 7.1 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i mose i 1990. Nivåene varierer fra 20 til 39 000 Bq/kg tørrvekt.

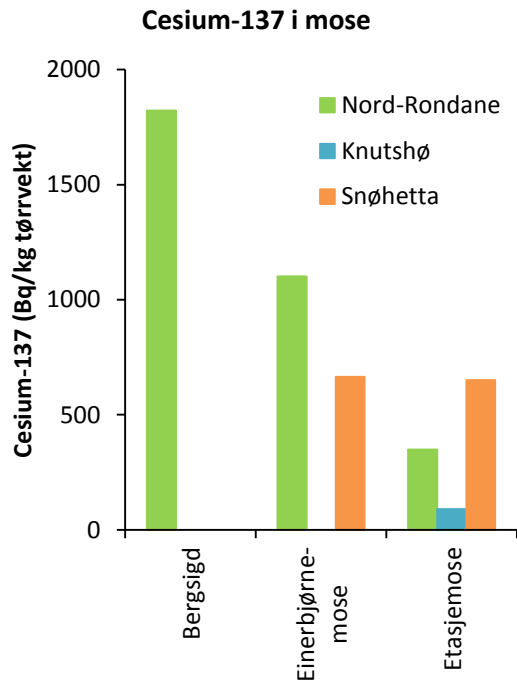


Figur 7.5 Sammenheng mellom cesium-137 i overflatejord fra 1995 (Bq/m²) og cesium-137 i mose fra 1990 (Bq/kg tørrvekt). Totalt 282 prøver av jord og 282 prøver av mose.

Mose fra villreinområder

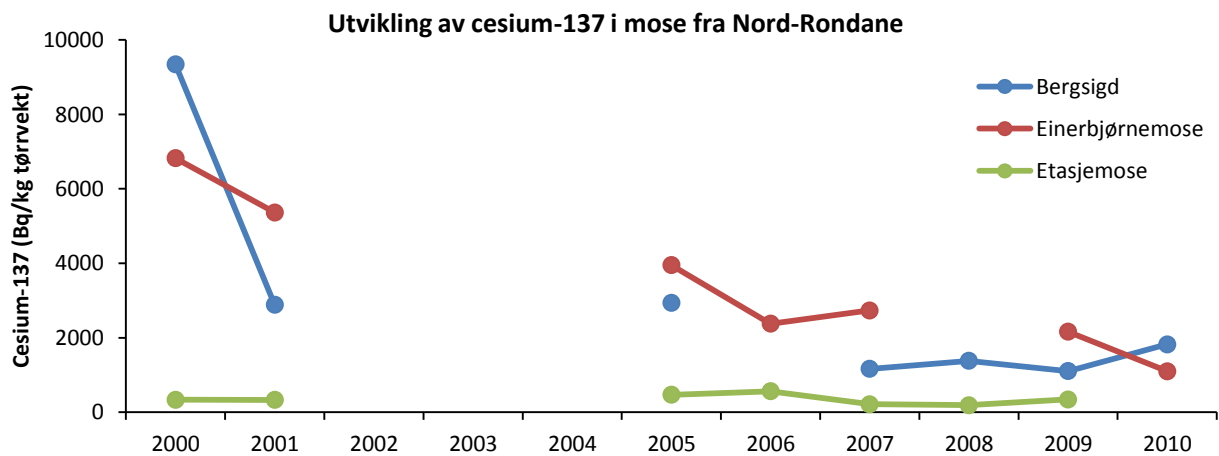
Moser er ikke næringsplanter for pattedyr eller fugl. Siden enkelte arter og slekter som etasjemose og bjørnemose er lette å aldersbestemme, er de egnet som indikatorplanter når nedfall skal sammenlignes mellom områder og over tid. Einerbjørnemose, etasjemose og bergsigd er viktige beiteplanter for villrein. Bjørnemosene er middels tette tuemoser, bergsigd er en tett tueplante, mens etasjemose har en matteformet vekst. Siden 2000 er disse moseartene blitt samlet inn i villreinområdene i Knutshø, Nord-Rondane og Snøhetta. Disse fjellområdene ligger i grenseområdet mellom Hedmark, Oppland og Sør-Trøndelag.

Bergsigd og einerbjørnemose fra Nord-Rondane inneholder mer radioaktiv cesium enn etasjemose fra samme sted (Figur 7.6 og Figur 7.7). I 2000 var nivåene av cesium-137 i bergsigd på 9300 Bq/kg tørrvekt, men har gått ned med tiden. I tillegg til bergsigd er det målt høye nivåer i einerbjørnemose. Resultatene fra de tre villreinområdene viser at aktiviteten i bergsigd fra Nord-Rondane var 1800 Bq/kg tørrvekt i 2010. Dette området fikk mer radioaktiv forurensning enn Snøhetta og Knutshø (Figur 7.6).



Traktantarell på moseteppe. Foto: Runhild Gjelsvik.

Figur 7.6 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i tre ulike mosearter i tre tilgrensende villreinområder i 2010. Figuren viser medianverdier.



Figur 7.7 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i tre ulike mosearter i Nord-Rondane villreinområde i perioden 2000–2010. Figuren viser medianverdier.

10 Planter

Overvåkning av radioaktivitet i planter fra villreinområdene Nord-Rondane, Knutshø og Snøhetta er utført av NINA. Kontaktperson er Signe Nybø.

Alle landplanter bortsett fra moser har røtter og indre kar som frakter vann og næring fra jorden til resten av planten. Forskjellige arter av planter har ulik evner til å ta opp og akkumulere cesium. Radioaktivt cesium fra et nedfall har en tendens til å bindes i det øvre jordlaget, og planter med mye røtter i det øvre jordlaget har derfor mulighet til å ta opp mer radioaktivt cesium enn planter med dype røtter. Hos de fleste karplanter overvintrer kun røttene. Resten brytes ned til næring som røttene tar opp igjen i neste sesong. Slik holdes den radioaktive forurensningen i sirkulasjon mellom plantene og jordsmonnet.

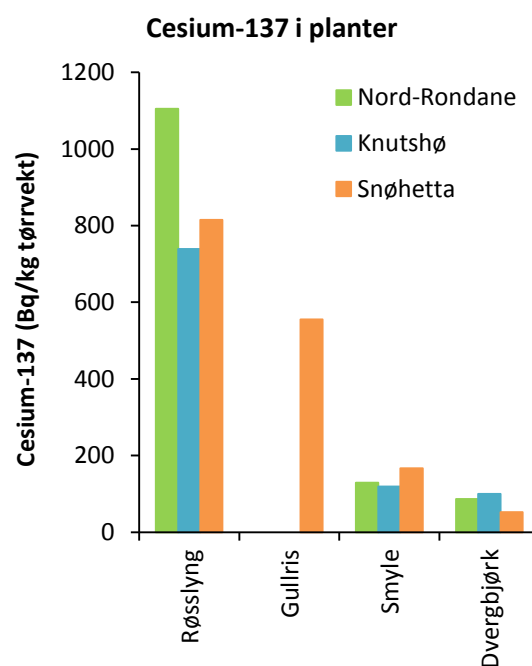
Planter fra villreinområder

NINA samler årlig inn prøver av de viktigste beiteplantene til reinsdyr i villreinområdene Knutshø, Nord-Rondane og Snøhetta. Disse fjellområdene ligger i grenseområdet mellom Hedmark, Oppland og Sør-Trøndelag. Målinger fra 2010 (Figur 8.1) viste at karplanten røsslyng fremdeles har relativt høye cesium-137-nivåer. Dette er i samsvar med tidligere års resultater.

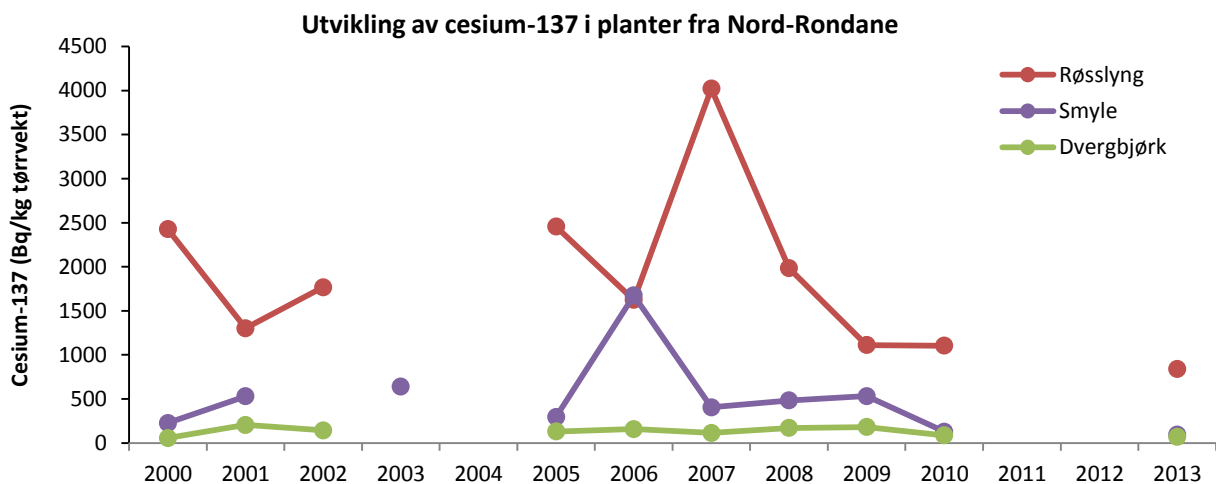
Utviklingen i røsslyng viser heller ingen tegn til nedgang. I ett av de faste prøvetakingsområdene nær Bergedalsbekken i Nord-Rondane, har nivåene stort sett ligget på rundt 2000 Bq/kg tørrvekt eller høyere siden midten av 1990-tallet og med enkeltmålinger på opptil 8000 Bq/kg tørrvekt. De høye nivåene i røsslyng har antakelig sammenheng med at denne arten tar opp mye mineraler og har et veldig grunt rotsystem. Røsslyng er også en av mange plantearter som har mykorrhiza, som lever i tilknytning til røttene og hjelper planten med å ta opp næring, inkludert cesium. Resultatene fra Nord-Rondane og Knutshø i den siste tiårsperioden viser til dels store årlige

variasjoner (Figur 8.2 og Figur 8.3). Det vokser til dels ulike arter i de forskjellige prøvetakingsområdene, så artene som samles inn varierer noe. Røsslyng har, som nevnt, høye nivåer sammenlignet med mange andre karplanter, og aktiviteten i røsslyng fra Nord-Rondane var en god del høyere enn i Knutshø. De andre karplantene har generelt lavere nivåer. Et unntak er urten gullris, som i flere tilfeller inneholdt mer cesium-137 enn røsslyng i prøvetakingsfeltet i Knutshø. Treartene dvergbjørk og lappvier hadde blant de laveste nivåene, noe som sannsynligvis har en sammenheng med at røttene går dypt og derfor unngår mye av cesiumet, som i stor grad bindes i det øverste jordlaget.

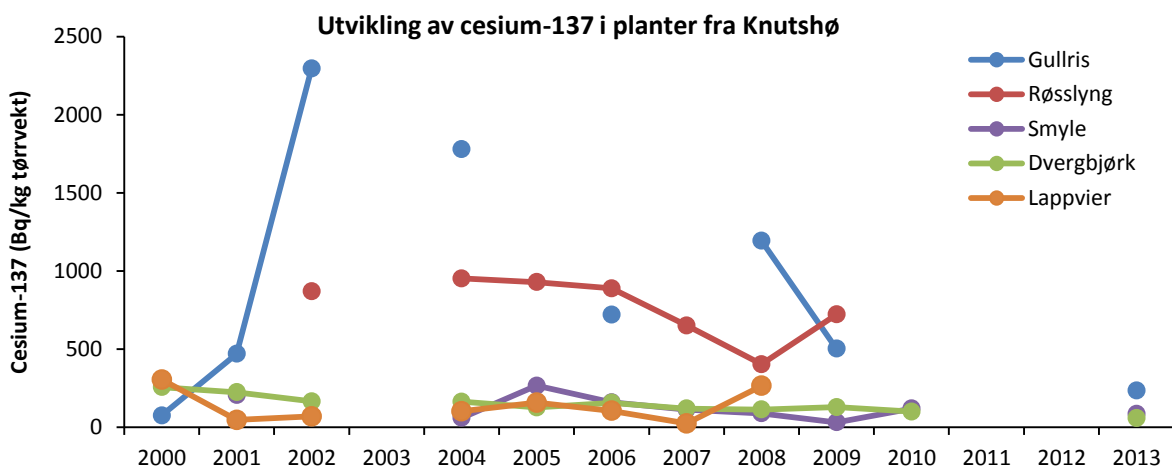
Samlet sett viser cesium-137-verdiene i planter og lav fra Knutshø, Snøhetta og Nord-Rondane en klar nedgang siden slutten av 1980-tallet. Stor variasjon mellom områder viser hvor ujevnt nedfallet fordelte seg i fjellpartier fra Dovrefjell og vestover. Denne variasjon er med på å forklare variasjonen i reinkjøttprøver fra samme område.



Figur 8.1 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i ulike karplanter fra tre tilgrensende villreinområder i 2010. Figuren viser medianverdier.



Figur 8.2 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i forskjellige plantearter fra Nord-Rondane villreinområde i perioden 2000–2013. Figuren viser medianverdier. Manglende verdier skyldes at det ikke har vært samlet inn data.



Figur 8.3 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i forskjellige plantearter fra Knutshø villreinområde i Oppdal kommune i Sør-Trøndelag i perioden 2000–2013. Figuren viser medianverdier. Manglende verdier skyldes at det ikke har vært samlet inn data.

Kilder og litteratur

Harbitz O, Skuterud L 1999. Radioaktiv forurensning: betydning for landbruk, miljø og befolkning. Oslo: Landbruksforlaget, 1999.

NINA rapport 2011. Veiberg V et al. Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg, hjort og villrein i 2010. NINA rapport 734. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 2011.

NINA fagrapport 1995. Strand O, Espelien IS, Skogland T. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. NINA fagrapport 05. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 1995.

StrålevernInfo 2011:5. 25 år med Tsjernobyl: stadig behov for mottiltak i reindrifta. Østerås: Statens strålevern, 2011.

StrålevernInfo 2011:8. Radioaktivitet og nedføring av sauer. Østerås: Statens strålevern, 2011.

StrålevernInfo 2006:12 Tiltak i landbruket og reindriftsnæringa som følgje av radioaktivt

nedfall frå Tsjernobyl-ulykka. Østerås: Statens strålevern, 2006.

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



Hvitveis. Foto: Runhild Gjelsvik.

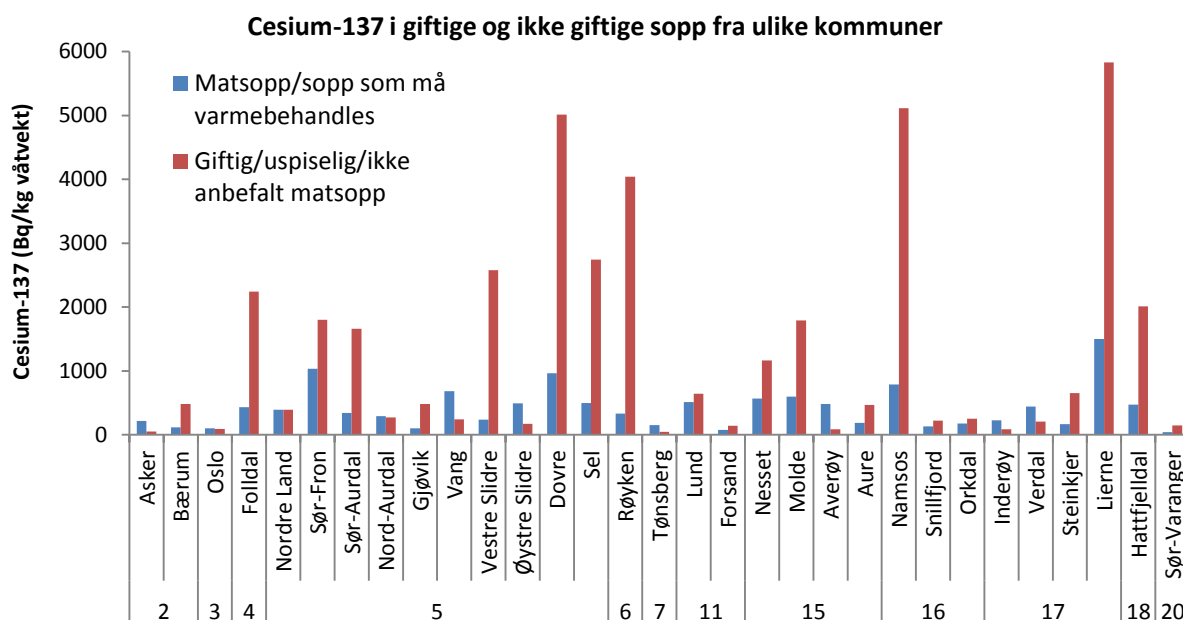
11 Sopp

Overvåkning av radioaktivitet i sopp er utført av Statens strålevern i samarbeid med Norges sopp- og nyttevekstforbund. Kontaktperson er Runhild Gjelsvik.

Sopp lever enten som snyltere på levende organismer som hovedsakelig er planter, eller som nedbrytere på dødt organisk materiale i naturen. Soppen som vokser over bakken er fruktlegemet til soppen, men dette er bare en liten del av soppen. Soppen består hovedsakelig av et stort nettverk av fine tråder som vokser under bakken. I motsetning til flerårige planter og annen vegetasjon som vokser på samme sted år etter år, har ikke soppens fruktlegeme noen nøyaktig faste plasser der den kommer igjen.

Sopp mangler klorofyll og kan derfor ikke produsere karbohydrater i form av fotosyntese, slik som grønn vegetasjon. De må derfor skaffe seg næring på annet vis. Næring i form av karbohydrater får soppen ved å leve i

næringsutveksling med planter og trær. Soppen tar da opp og gir fra seg mineraler og vann fra jorden og får karbohydrater tilbake. Slik fungerer soppen som et transportsystem for utveksling av viktige sporstoffer som nitrogen, kalium, kalsium og magnesium. Cesium-137 som tas opp fra jorden blir transportert til trær som de lever i symbiose med, eller transportert til fruktlegemet som vi ser over bakken. Siden 1990 er det årlig blitt samlet inn sopp fra syv fylker i Norge. Totalt er 4950 prøver analysert for cesium-137. Prøvene inneholder både gode matsopper og giftsopper. Forskjellige arter har ulik evne til å ta opp og binde cesium. Av de giftige soppene er det reddikmusserong, rødbelte slørsopp, og pluggsopp som tar opp mest radioaktivitet. Høyeste enkeltmåling i rødbelte slørsopp var på hele 68000 Bq/kg våtvekt og er fra 1993. Generelt tar giftige og ikke anbefalte matsopper opp mer cesium-137 enn matsopper (Figur 9.1). Siden sopp tar opp mer radioaktivt cesium fra jorden enn grønne vekster, vil tilgjengeligheten av sopp øke nivåene av cesium-137 i dyrene som spiser sopp. Dette er hovedgrunnen til at cesium konsentrasjonen i vilt og i husdyr på utmarksbeite har vært høyere i år med mye sopp.



Figur 9.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i spiselige og ikke spiselige sopp fra ulike kommuner i Akershus (2), Oslo (3), Hedmark (4) Oppland (5), Buskerud (6), Vestfold (7), Rogaland (11), Møre og Romsdal (15), Sør-Trøndelag (16), Nord-Trøndelag (17), Nordland (18) og Finnmark (20). Figuren viser medianverdier for perioden 1988–2014. Antall prøver er 3964.

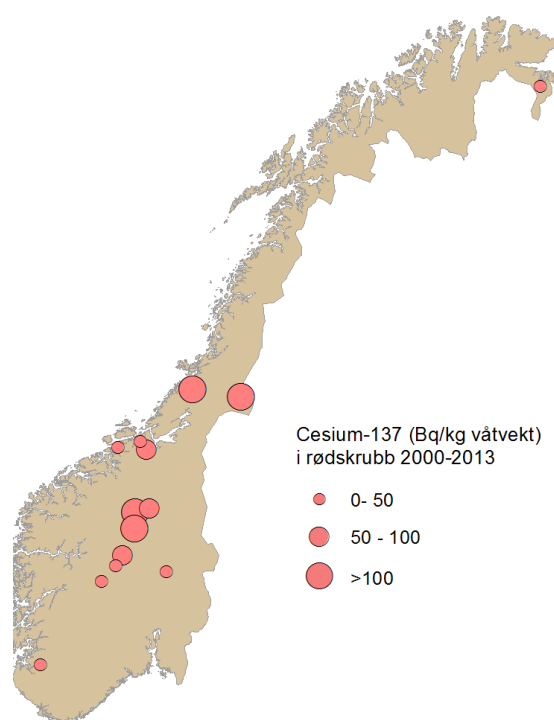
I motsetning til radioaktivitetsnivåene i planter, er det liten endring i sopp de siste 10-15 årene. Det er store geografiske forskjeller som skyldes ulik fordeling av radioaktivt nedfall i Norge etter Tsjernobyl-ulykken, hvor fjellstrøkene i Sør-Norge, Nord-Trøndelag og sørlige deler av Nordland ble hardest rammet (Figur 9.2). Etter ulykken i 1986, har nivåene i sopp blitt redusert med tiden. Dette skyldes delvis at cesium-137 brytes ned over tid. Ettersom cesium-137 har en halveringstid på 30,2 år, og det nå snart har gått en halveringstid, vil nesten halvparten av cesium-137 atomene nå være borte. Ytre faktorer som regn, sur nedbør og jordsmonn regulerer hvor mye cesium som er tilgjengelig for opptak.



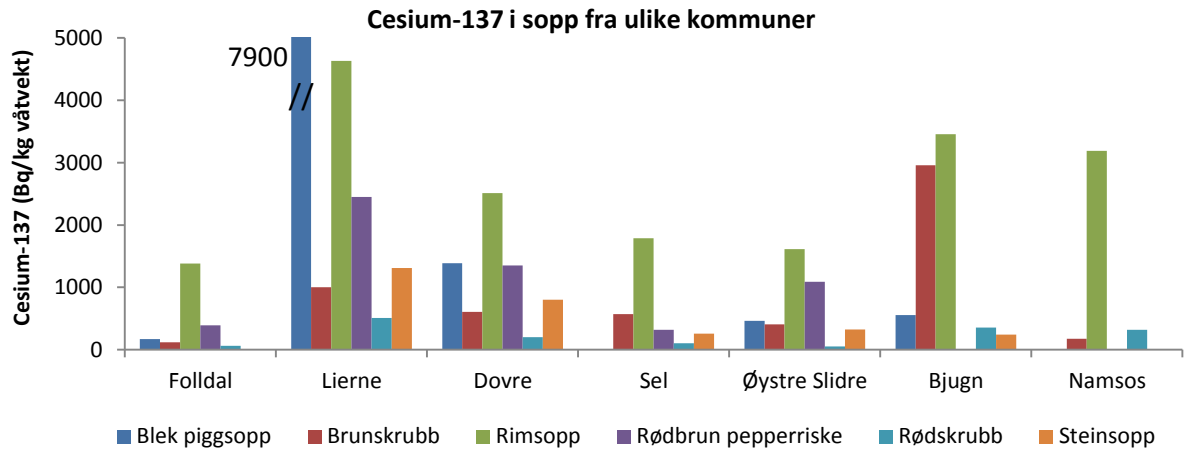
Sopp tar opp mer radioaktiv forurensning fra jorden enn planter. Foto: © Martin Blom.

Rimsopp, blek piggsopp og brun kamfluesopp tar opp mye radioaktivitet fra jorden. Det har vært målt verdier på hele 45000 Bq/kg våtvekt i rimsopp og 12000 Bq/kg våtvekt i blek piggsopp. Fåsesopp, rødskrubb (Figur 9.1) og kantareller tar opp lite radioaktivt cesium fra

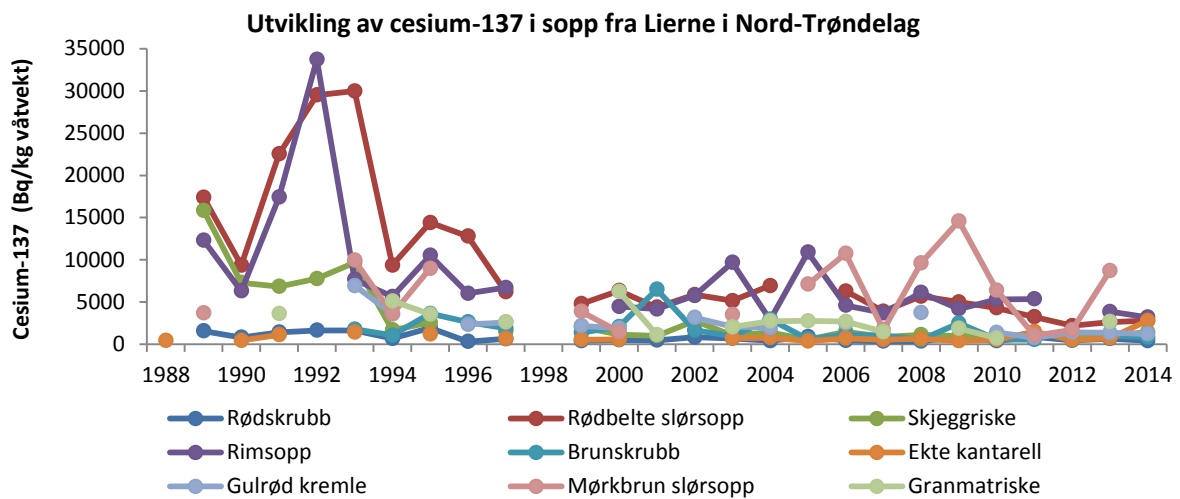
jorden, men steinsopp, skjegggriske, brunskrubbe, gulrød kremle og granmatiske ligger mellom disse ytterpunktene (Figur 9.2) Figur 9.3 viser den generelle nedgangen og årlige variasjoner i måleresultatene for utvalgte sopparter fra området rundt Holandsfjellet i Lierne kommune i Nord-Trøndelag i perioden 1989-2014. Utvikling over tid er også vist for Dovre i Oppland (Figur 9.4), Folldal i Hedmark (Figur 9.5), Sel i Oppland (Figur 9.6), Aure i Møre og Romsdal (Figur 9.7), Orkdal i Sør-Trøndelag (Figur 9.8), Forsand i Rogaland (Figur 9.9) og Pasvik i Finnmark (Figur 9.10).



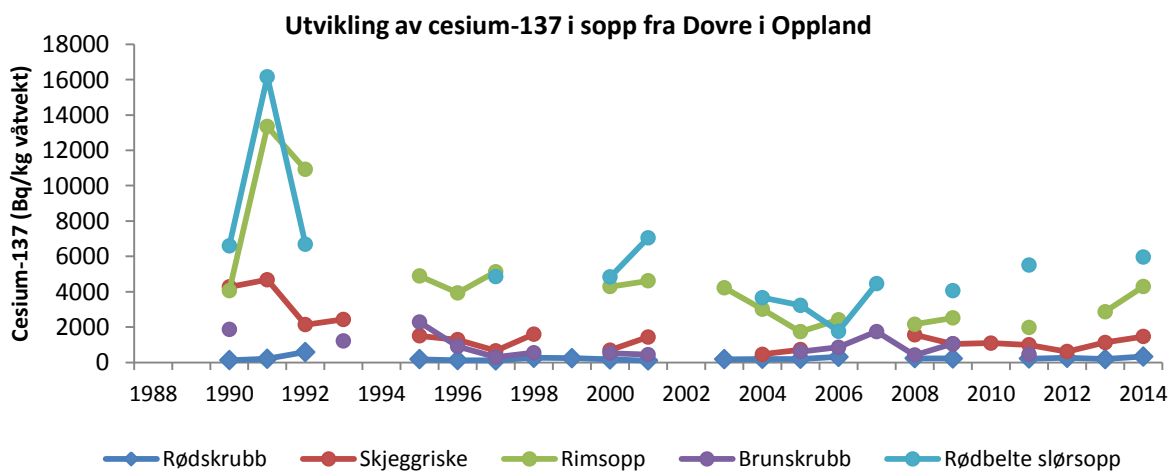
Kart 9.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i rødskrubb i perioden 2001–2013. Kartet viser medianverdier for hver kommune. Resultatene fra enkeltprøver varierer fra under 10 til 7900 Bq/kg våtvekt.



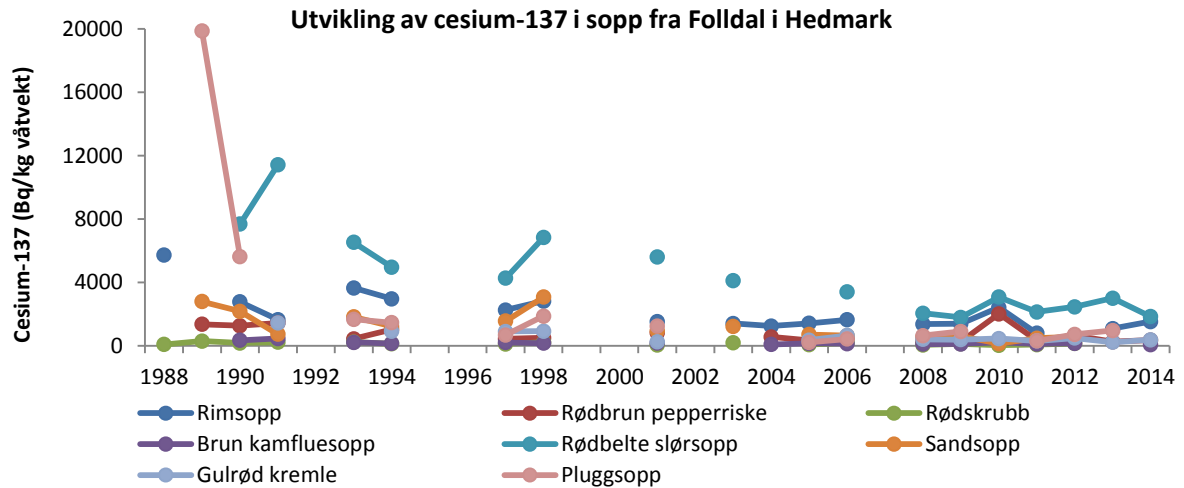
Figur 9.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Follidal i Hedmark, Lierne i Nord-Trøndelag, Dovre, Sel og Øystre Slidre i Oppland, Bjugn og Namsos fra Sør-Trøndelag. Figuren viser medianverdier for perioden 2000–2014.



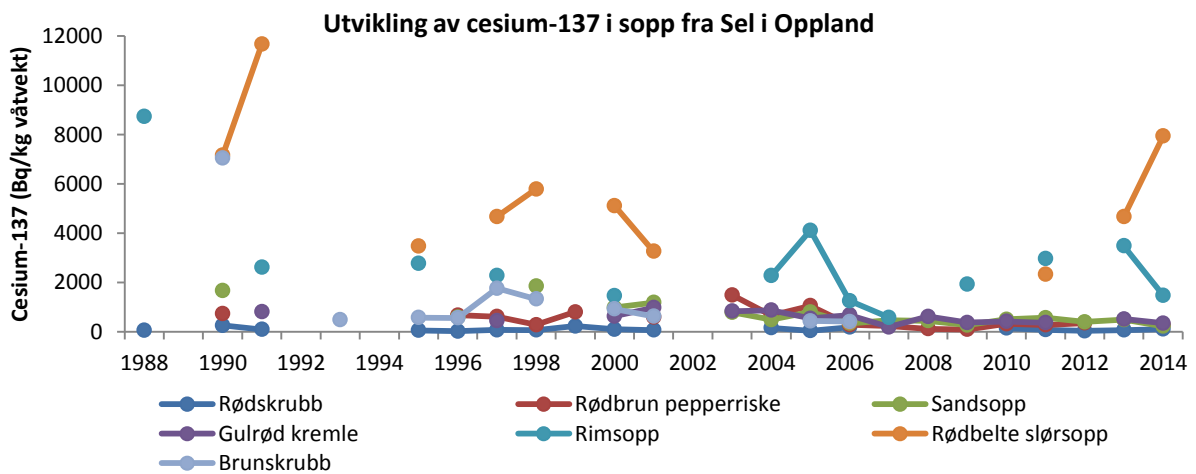
Figur 9.3 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Holandsfjellet i Lierne kommune i Nord-Trøndelag. Figuren viser medianverdier for perioden 1988–2014.



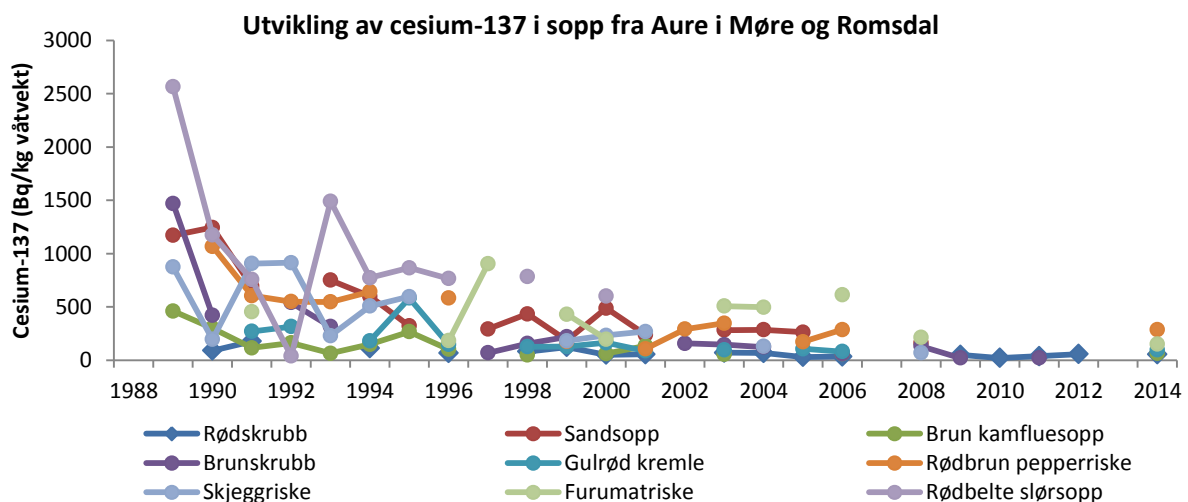
Figur 9.4 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Dovre i Oppland. Figuren viser medianverdier for perioden 1990–2014.



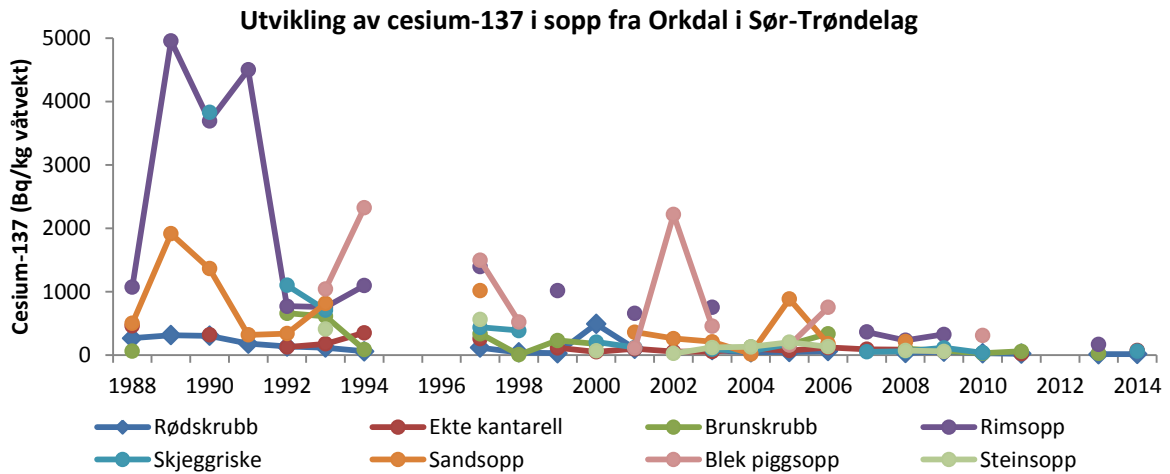
Figur 9.5 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Folldal i Hedmark. Figuren viser medianverdier for perioden 1988–2014.



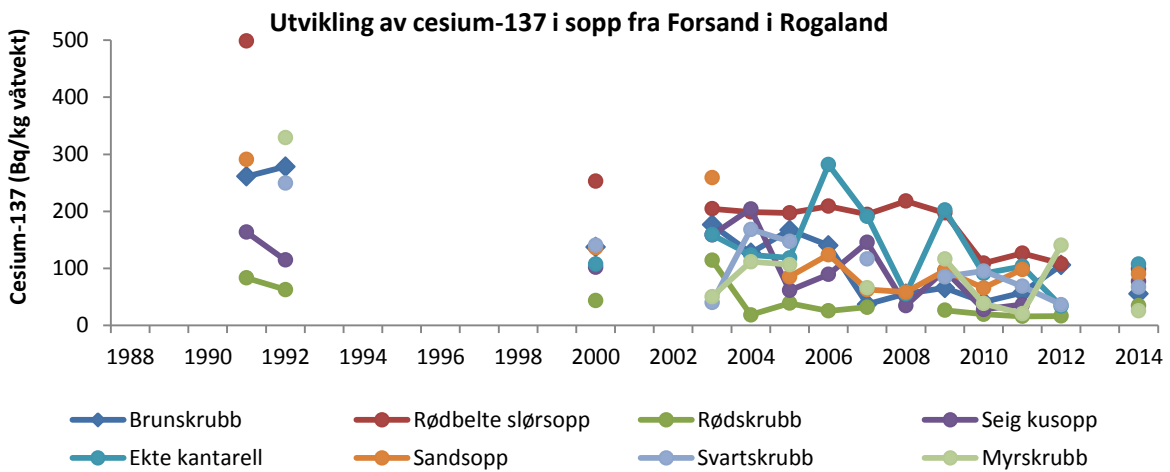
Figur 9.6 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Sel i Oppland. Figuren viser medianverdier for perioden 1988–2014.



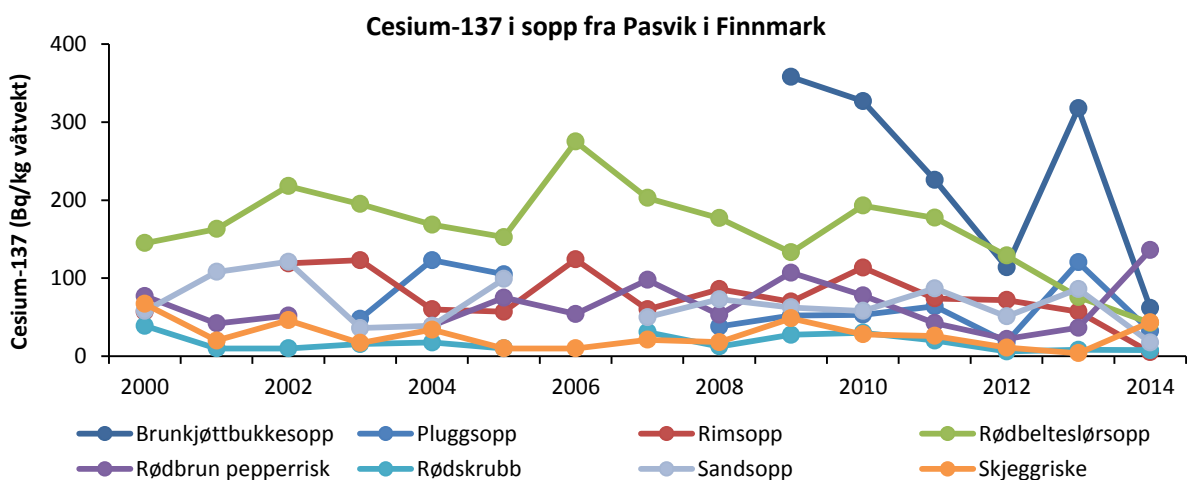
Figur 9.7 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Aure i Møre og Romsdal. Figuren viser medianverdier for perioden 1989–2014.



Figur 9.8 Radioaktivt cesium (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Orkdal i Sør-Trøndelag. Figuren viser medianverdier for perioden 1988–2014.



Figur 9.9 Radioaktivt cesium (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Forsand i Rogaland. Figuren viser medianverdier for perioden 1991–2014.



Figur 9.10 Radioaktivt cesium (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Pasvik i Finnmark. Figuren viser medianverdier for perioden 2000–2014.

Kilder og litteratur

Amundsen I, Gulden G, Strand P 1996. Accumulation and long term behaviour of radiocaesium in Norwegian fungi. *The Science of the Total Environment* 1996; 184(3): 163-171.

Gulden G. Radioaktivitet i sopp: til bekymring og nytte. Viten.com, 18.11.2013. <http://www.viten.com/tema/sopp/gulden.htm> (19.12.2014)

Harbitz O, Skuterud L 1999. Radioaktiv forurensning: betydning for landbruk, miljø og befolkning. Oslo: Landbruksforlaget, 1999.

Høiland K 1986. Skogdød og sopp. *Naturen* 1986; (5): 163-169.

Gulden G, Amundsen I. Radioaktivitet i norske sopper perioden 1988–1993. *Våre Nyttevekster* 1994; 89: 36-47.

12 Bær

Overvåkning om radioaktivitet i bær er utført av Statens strålevern. Kontaktperson er Runhild Gjelsvik.

Bær er viktig føde for fugler og pattedyr, og radioaktivitet i bær og bærlyng blir slik overført oppover i næringskjeden fra plante-spisere til rovdyr. Viltvoksende bærsorter sankes også av mennesker. Blåbær, tyttebær, krekling, multer og villbringebær er samlet inn på lokaliteter i Buskerud, Hedmark, Hordaland, Møre og Romsdal, Oppland, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Troms og Finnmark. Totalt er 474 prøver analysert for cesium-137 i perioden 2007–2014.

Nivåene av radioaktivt cesium i bær varierer mye, fra under 10 Bq/kg våtvekt til 1800 Bq/kg våtvekt. De laveste nivåene finnes i bær fra Troms (Figur 10.5) og Finnmark (Figur 10.2) og de høyeste i Oppland og Nord-Trøndelag siden disse områder fikk mye nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Opptak av cesium-137 fra jorda varierer også med ulikt jordsmonn og jordkjemi. For eksempel tar planter som vokser i jord med lavt innhold av leirpartikler, opp mer radioaktivt cesium enn planter som vokser i jord med høyt innhold av leirpartikler. I tillegg vil mye sur nedbør påvirke de kjemiske egenskapene til jorda og resulterer i høyere opptak. Dette gjelder spesielt for Sørlandsområdet, men siden dette området er lite forurenset med cesium-137 er det ikke fare for høye nivå i bær.



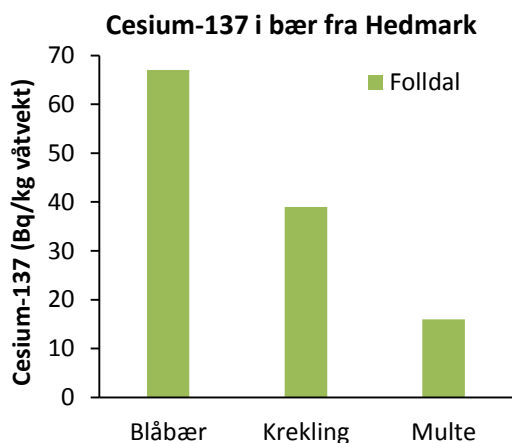
Det er generelt lave nivåer av cesium-137 i tyttebær. Foto: © Runhild Gjelsvik.

Bær fra Lierne i Nord-Trøndelag (Figur 10.4) og Øystre og Vestre Slidre i Oppland (Figur 10.7) inneholder mest radioaktivt cesium. Her ble det målt ekstremverdier på 1800, 1150 og 950 Bq/kg våtvekt i enkeltprøver av multer og 1800 Bq/kg våtvekt i en prøve av tyttebær. Dette er godt over grenseverdien på 600 Bq/kg våtvekt for omsetting av basismatvarer. Det er verdt å merke seg at disse resultatene representerer unntakene og at gjennomsnittet ligger langt under disse nivåene.

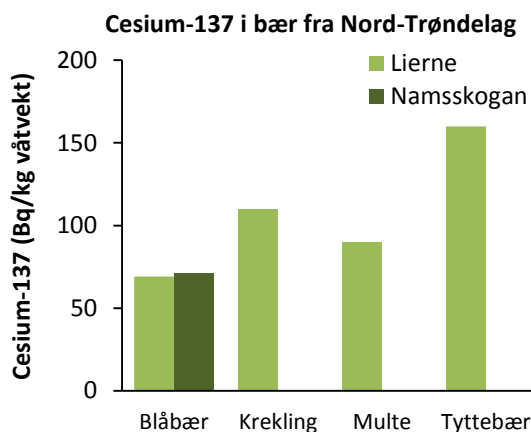
Generelt inneholder multer mer cesium-137 enn blåbær, tyttebær, krekling og villbringebær. Grunnen til dette kan være at multer vokser på sure og næringsfattige myrer der radioaktivt cesium kan være i en form som gjør det mer tilgjengelig for opptak. I tillegg kan det være mer radioaktivt cesium i bakken på myrer som følge av avrenning fra nærliggende områder.



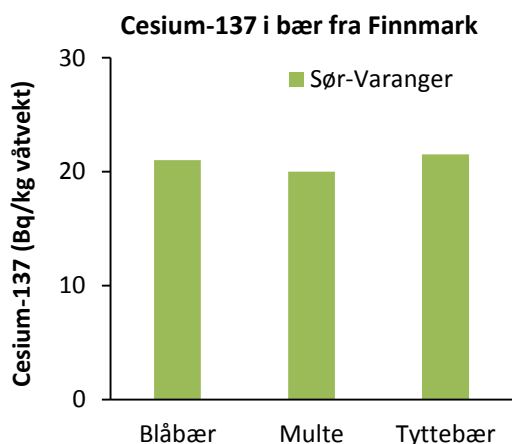
Multer tar opp mer radioaktivitet enn andre ville bærsorter. Foto: © Runhild Gjelsvik.



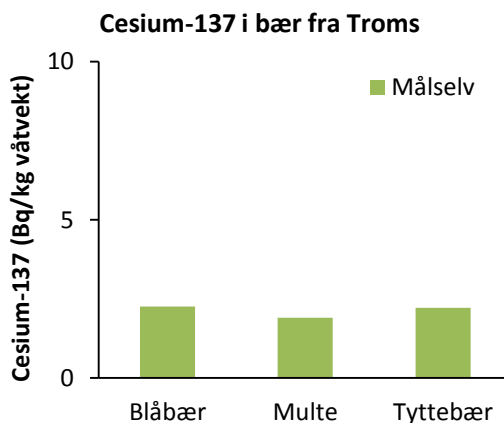
Figur 10.1 Cesium-137 i blåbær, krekling og multe fra Folldal i Hedmark. Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 5.



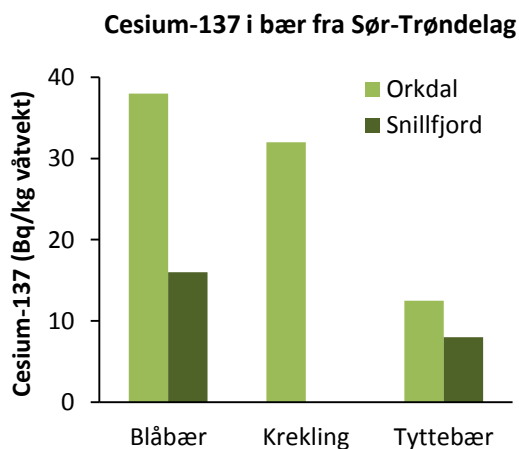
Figur 10.4 Cesium-137 i blåbær, krekling, multe og tyttebær fra Lierne og Namsskogan i Nord-Trøndelag. Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 41.



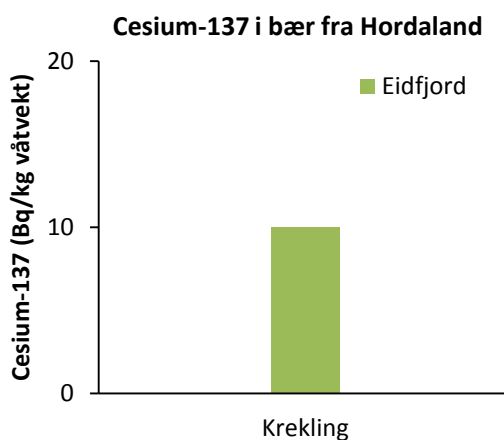
Figur 10.2 Cesium-137 i blåbær, multe og tyttebær fra Sør-Varanger i Finnmark. Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 89.



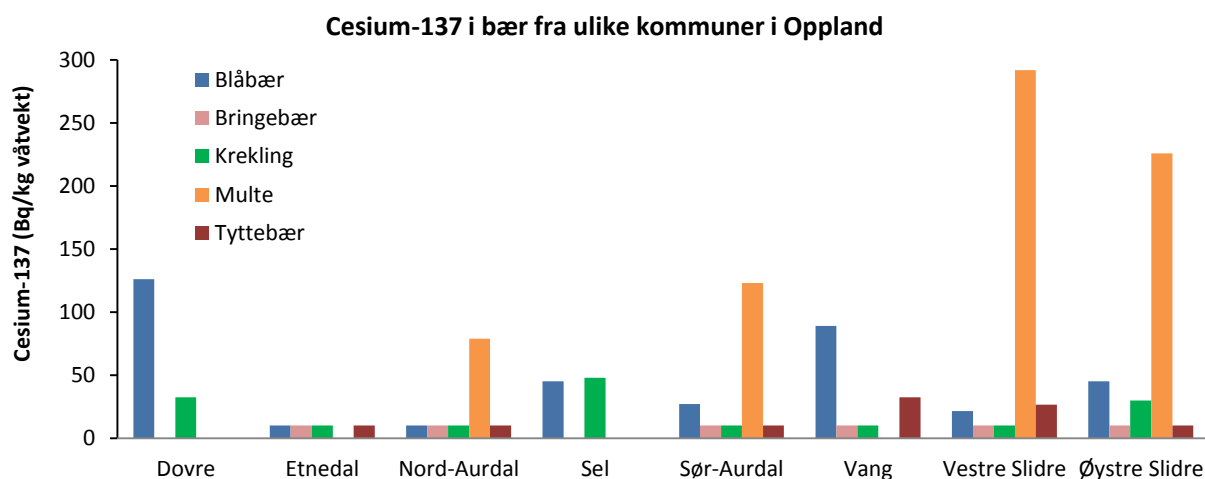
Figur 10.5 Cesium-137 i blåbær, multe og tyttebær fra Målselv i Troms. Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 20.



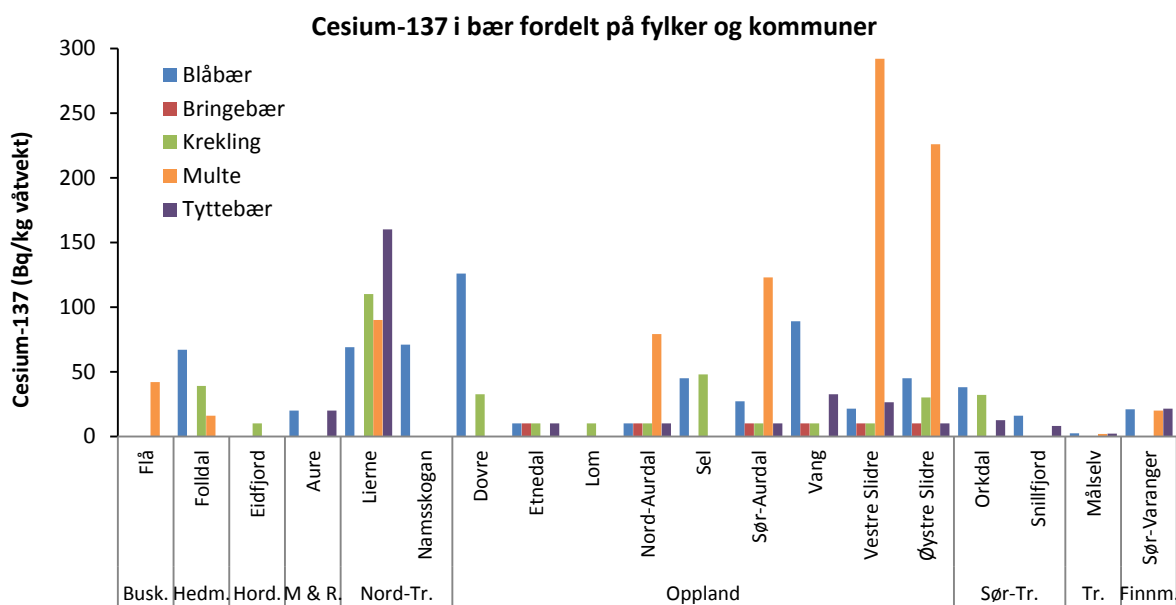
Figur 10.3 Cesium-137 i blåbær, krekling og tyttebær fra Sør-Trøndelag. Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 12.



Figur 10.6 Cesium-137 i krekling fra Eidfjord i Hordaland. Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 2.



Figur 10.7 Cesium-137 i blåbær, bringebær, krekling, multe og tyttebær fra kommuner i Oppland. Figuren viser medianverdier for perioden 2007–2014. Antall prøver er 223.



Figur 10.8 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i blåbær, bringebær, krekling, multer og tyttebær fra kommuner i Buskerud, Hedmark, Møre og Romsdal, Oppland, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Troms og Finnmark. Totalt er 474 prøver samlet inn i perioden 2007–2014. Figuren viser medianverdier.

Kilder og litteratur

StrålevernInfo 2013:10. Overvaking av radioaktivitet i bær. Østerås: Statens strålevern, 2013.

13 Hønsfugl

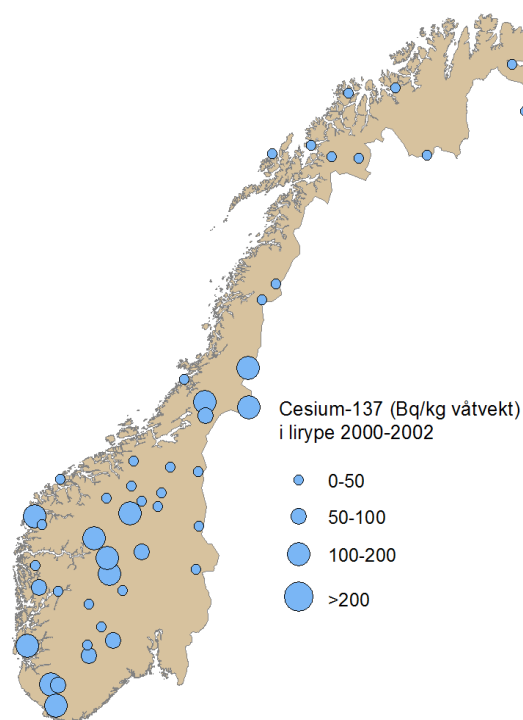
Overvåkning av radioaktivitet i hønsfugl er utført av NINA. Kontaktperson er John Atle Kålås.

Lirype og orrfugl er gode representanter for plantespisende fuglearter siden de har stor utbredelse og er stedegne. Både orrfugl og lirype er ettertraktet vilt for fuglejegere, og det er derfor lett tilgang på materiale. Fugler og egg er føde for rovfugl og rovdyr. Lirypa spiser hovedsakelig blåbær-, vier- og bjørkeskudd og holder vanligvis til i fjellbjørkeskogen. Orrfuglen spiser knopper av forskjellige løv- og bartrær, bær, blader og insekter, og den holder til i både løv- og barskog. I perioden 1998–2001 gjennomførte NINA en landsomfattende undersøkelse av tungmetaller og sporelementer i lever fra lirype og orrfugl. Dette materialet er siden blitt gjort tilgjengelig for måling av cesium-137 i brystmuskul.

13.1 Lirype

I løpet av de siste tiårene har antall felte ryper gått kraftig ned. I jaktåret 2013/2014 ble det felt ca. 100 000 liryper. Det blir felt mest liryper i Finnmark, Troms, Nordland, Nord-Trøndelag og Sør-Trøndelag. Det felles også en del ryper i Hedmark og Oppland.

I perioden 2000–2002 ble det samlet inn 188 liryper fordelt over hele landet. Innholdet av radioaktivt cesium i lirype varierer fra 10 Bq/kg våtvekt til 464 Bq/kg våtvekt. Ryper fra Nord-Trøndelag og Vest-Agder inneholder mest, men også i disse områdene er medianverdiene lave, under 160 Bq/kg våtvekt (Kart 11.1 og Figur 11.1). Det er noe geografiske variasjoner, med de høyeste nivåene i Nord-Trøndelag som fikk mye radioaktivt nedfall i 1986. Nivåene i Vest-Agder er noe høyere enn det nedfallet skulle tilsi, men en høyere overføring fra jord til planter i dette området.



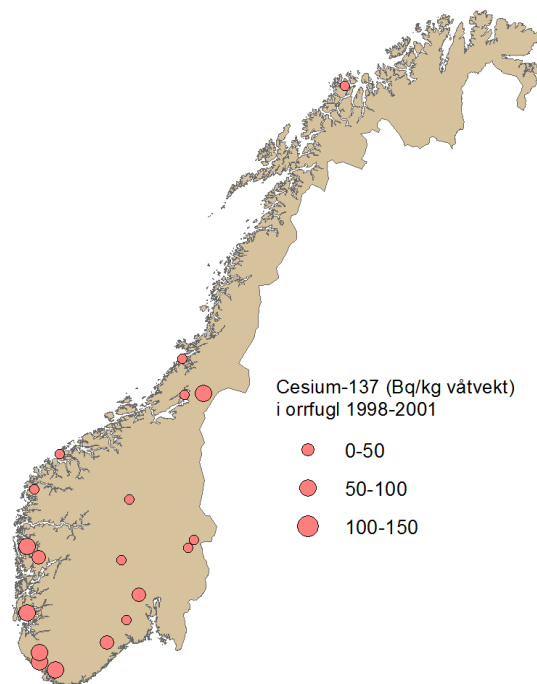
Kart 11.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i lirype. Punktene viser medianverdi i hver kommune i perioden 2000–2002. Antall prøver er 187.



Cesium-137 i rype varierer fra 10 til 460 Bq/kg våtvekt. Foto: © Martin Blom.

13.2 Orrfugl

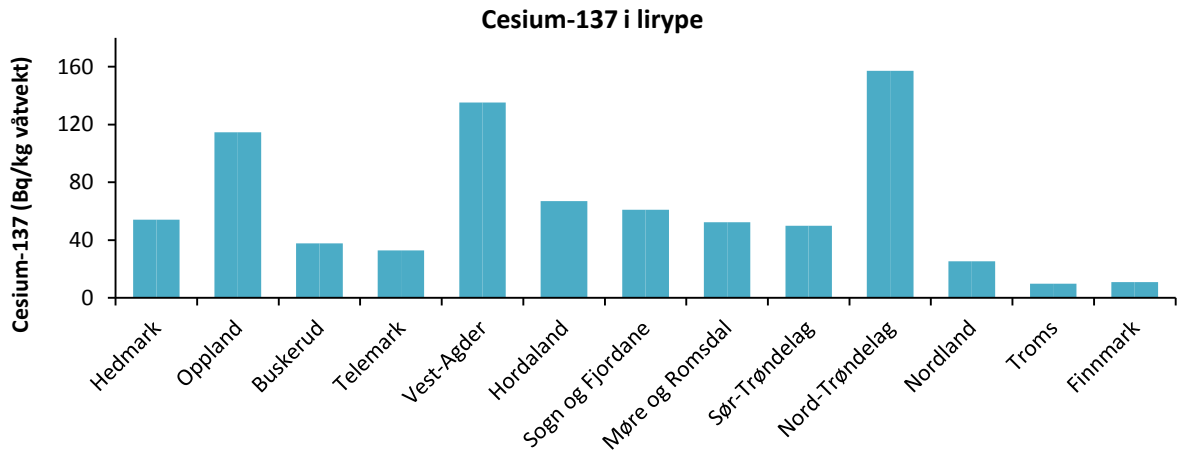
Det felles fleste orrfugl i Hedmark, Oppland, Buskerud, Telemark, Nord-Trøndelag og Nordland. I jaktseasonen 2013/2014 ble det felt ca. 15 000 orrfugl. I perioden 1998–2001 ble det samlet inn 88 orrfugl som siden er blitt analysert for innhold av radioaktivt cesium. Nivåene varierte fra under deteksjonsgrensen på 10 Bq/kg våtvekt til 420 Bq/kg våtvekt. I likhet med lirype, er det relativt lave nivåer i orrfugl. Fugl skutt i Vest-Agder hadde de høyeste nivåene med medianverdi på 168 Bq/kg våtvekt (Kart 11.2 og Figur 11.2). Fylkene Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland har høyest overføring av cesium-137 i jord til lirype og orrfugl. I disse områdene er det større opptak av cesium-137 i forhold til mengden nedfall enn i innlandsområdene (Figur 11.3).



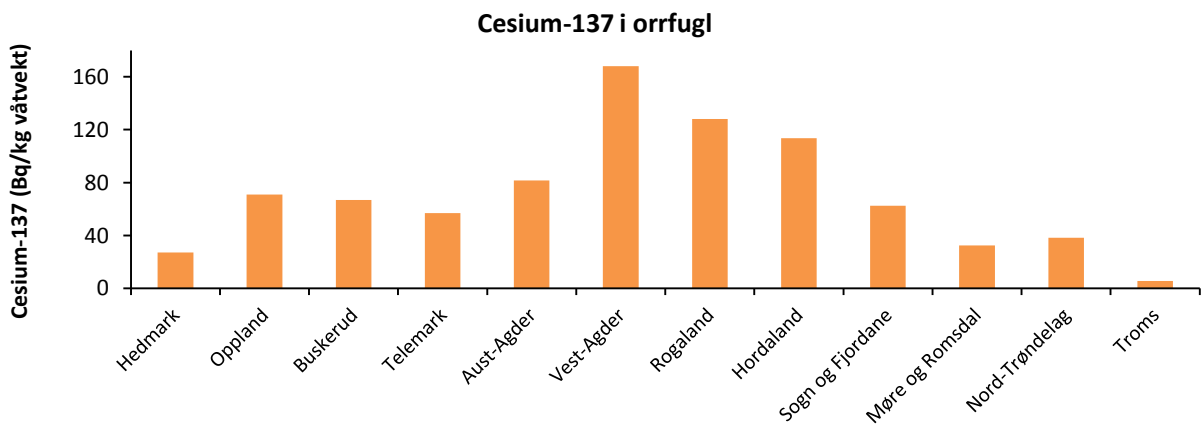
Kart 11.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i orrfugl. Punktene viser medianverdi i hver kommune for perioden 1998–2001. Antall prøver er 88.



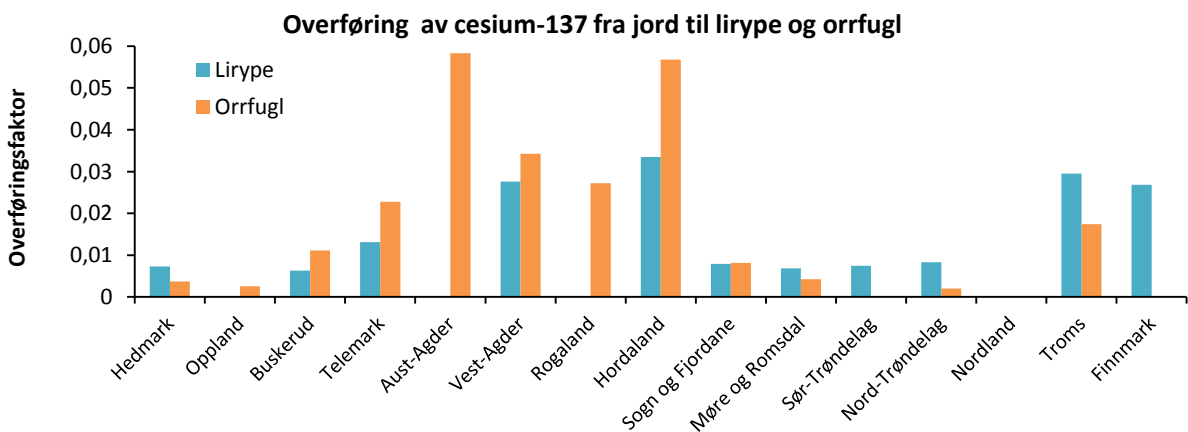
Cesium-137 i orrfugl varierer fra 10 til 420 Bq/kg våtvekt. Foto: © Martin Blom.



Figur 11.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i lirype fordelt på fylker i perioden 2000–2002. Grafen viser medianverdier. Det foreligger bare en prøve fra Rogaland. Denne er utelatt fra grafen. Antall prøver er 187.



Figur 11.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i orrfugl fordelt på fylker i perioden 1998–2001. Grafen viser medianverdier. Antall prøver er 88.



Figur 11.3 Overføring av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i lirype og orrfugl fordelt på fylker i perioden 1998–2001. Nivåene i jord er målt som gjennomsnittlig aktivitet av cesium-137 (Bq/m²) i ulike fylker i 1986. Grafen viser medianverdier. Antall prøver er 275.

Kilder og litteratur

Backe S et al. 1986. Nedfall av cesium i Norge etter Tsjernobylulykken. SIS-rapport 1986:5. Østerås: Statens institutt for strålehygiene, 1986.

Kålås JA, Lierhagen S 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og spor-elementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000–2001. NINA oppdragsmelding 782. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 2003.

Pedersen HC, Nybø S, Varskog P 1998. Seasonal variation in radiocaesium concentration in willow ptarmigan and rock ptarmigan in central Norway after the Chernobyl fallout. *Journal of Environmental Radioactivity* 1998; 41(1): 65-81.

Kålås JA, Steinnes E, Lierhagen S 2000. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. *Environmental Pollution* 2000; 107(1): 21-29.

14 Vadefugl

Overvåkning av radioaktivitet i rugde er utført av NINA. Kontaktperson er John Atle Kålås.

Sammenhengen mellom nivåene av cesium-137 i vadefuglarten rugde og dens hovedføde meitemark er undersøkt på Dovrefjell siden 1986. Næringskjeden fra jord og dødt materiale via meitemark til rugde, er relativt kort og enkel. Rugde er vår største vadefuglart, og den hekker i skogsområder fra lavland til fjellet i så godt som hele Norge. Rugde er trekkfugl og er i Norge fra april til november. Storparten av den norske hekkebestanden tilbringer vinteren i Storbritannia og Frankrike. Rugdas føde består i all hovedsak av meitemark som den plukker opp fra jorda med sitt lange og robuste nebb. Den norske hekkebestanden av rugde er estimert til å være 30–50000 par. I Norge felles det årlig rundt 1000 rugder.

14.1 Rugde

Sammenheng mellom innhold av radioaktivt cesium i meitemark og rugde er overvåket i et område med fjellbjørkeskog ved Kongsvoll på Dovrefjell, ca. 1000 moh. Dette var et av de områdene som fikk relativt mye nedfall fra Tsjernobyl i april 1986 (20–60 kBq/m²). Området ligger på kalkrik berggrunn, og i naturtyper med god fuktighet og mineralrik jord er tettheten av meitemark høy (100–200 meitemark pr. m²). Det finnes to meitemarkarter i området, skogsmeitemark og grå meitemark. Skogsmeitemarken lever blant døde planterester øverst i jordlaget der den spiser råtnende planter, mens den grå meitemarken lever litt lenger nede i selve jordlaget der den tar inn føde ved å spise jord som inneholder finfordelte planterester, sopp og bakterier. Området har en god hekkebestand av rugde, trolig som følge av den gode tilgangen rugda her har på sin favorittføde, meitemark.

De første tre årene etter ulykken var det relativt liten endring i innhold av cesium-137 i meitemark. I samme periode var nivåene i

brystmuskel fra rugde, redusert med 90 %. Dette viser hvor vanskelig det kan være å forutsi belastningsnivåer i naturlige næringskjeder og økosystem.

I midten av juli 1986, ca. 8 uker etter at rugda hadde ankommet sine hekkeområder på Dovrefjell, var gjennomsnittlig innhold av cesium-137 i rugde ca. 700 Bq/kg våtvekt. Dette var ca. fem ganger høyere enn i den plantespisende arten lirype fra samme område (Figur 12.1). Nivåene av cesium-137 i rugde, som hovedsakelig spiser meitemark, var fire ganger høyere enn i meitemark. For meitemark var endringsmønsteret annerledes, med omtrent tilsvarende nivåer i årene 1986 til 1988. Først nå nær 30 år etter dette utslippet, er radiocesiumnivået i meitemark nede på ca. 10 % av nivået vi målte i perioden 1986–1988. Disse forskjellige endringsmønstrene for radiocesium i rugde og meitemark medfører dermed en endring i beregnet overføringsfaktor mellom meitemark og rugde fra ca. 4 i 1986 til ca. 0,4 i 1995. Den mest trolige forklaringen på disse observasjonene er at rugda i perioden like etter nedfallet fikk i seg radiocesium fra andre kilder enn meitemark. Mest trolig er denne kilden ikke-biologisk radiocesium i jord og planterester fra overflate av jordsmonnet som rugda har svelget sammen med meitemarken.



Næringskjeden rugde-meitemark er undersøkt på Dovrefjell. Foto: Runhild Gjelsvik/Statens strålevern.

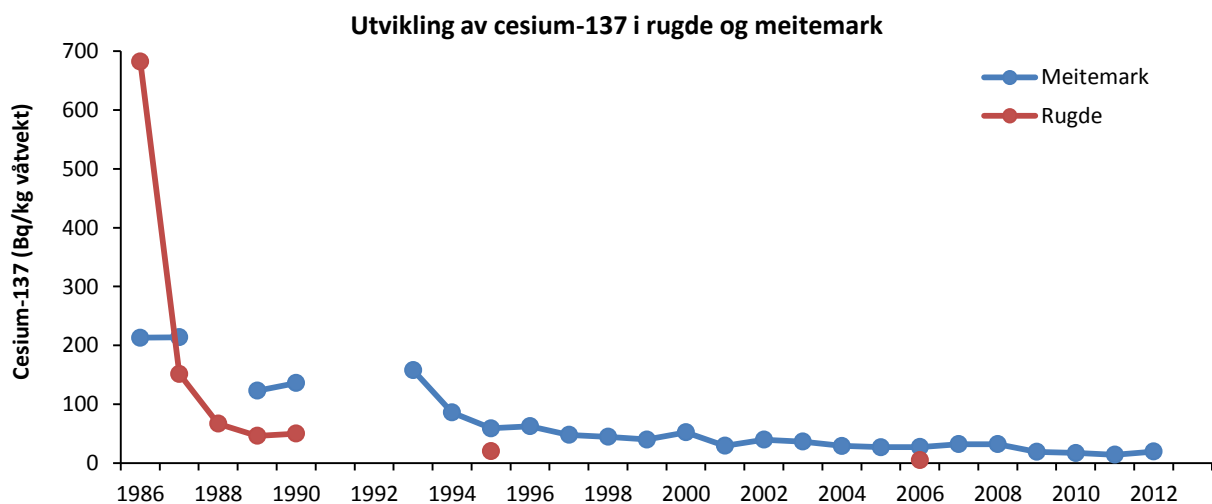
Det er fortsatt cesium-137 til stede i jordsmonnet, og disse resultatene indikerer at andel radioaktivt cesium som ikke er tatt opp av levende organismer er blitt mindre tilgjengelig for opptak i mage/tarm systemet til rugda. Dette kan være forårsaket av at

radiocesiumet som kom fra Tsjernobyl ganske raskt ble sterkt bundet til partikler i jorda, og dermed ble mindre tilgjengelige for opptak i levende organismer.

Resultatene fra denne overvåkingen viser også at innholdet av radiocesium i meitemark kan variere mye mellom år, og dette var særlig tilfelle i perioden 4–10 år etter nedfallet. Samtidig er det klare forskjeller mellom de to meitemarkartene. Eksempelvis er det i perioden 2002–2007 målt vel dobbelt så mye cesium-137 i arten grå meitemark som i arten skogmeitemark. Artsforskjeller i innhold av radioaktivitet skyldes forskjellen i disse to artenes leveområder og føde, og det kan være rimelig å anta at mellomårsvariasjonene skyldes forskjeller mellom år i forekomst av

sopphyfer i jordsmonnet, noe som vil variere med temperatur og fuktighetsforhold.

Denne overvåkingen har vist oss at overføringsfaktorer i en næringskjede kan variere svært mye etter en episodeforurensning av radioaktive stoffer. Samtidig tyder denne overvåkingen på at en betydelig andel av slike radioaktive stoffer etter relativt kort tid kan bli utilgjengelige for opptak i næringskjeder, trolig pga. sterke kjemiske bindinger med jord. Prosesser i jordsmonnet, eksempelvis via soppvækst, kan imidlertid til tider igjen frigjøre deler av det radioaktive materialet til næringskjedene.



Figur 12.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i brystmuskel fra rugde meitemark i et område ved Kongsvoll på Dovrefjell i perioden 1986–2012. Figuren viser medianverdier.

Kilder og litteratur

Kålås JA et al. Radiocesium (¹³⁷) from the Chernobyl reactor in Eurasian woodcock and earthworms in Norway. *Journal of Wildlife Management* 1994; 58(1): 141-147.

Kålås JA, Steinnes E, Lierhagen S 2000. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. *Environmental Pollution* 2000; 107(1): 21-29.

Statistisk sentralbyrå. (2014) Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken> (12.12.2014).

15 Smågnagere

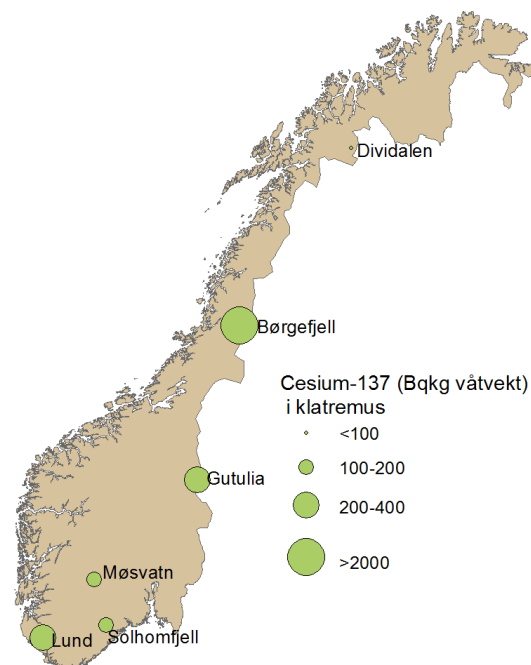
Overvåkning av radioaktivitet i smågnagere er utført av NINA. Kontaktperson er John Atle Kålås.

Smågnagere er små pattedyr som hovedsakelig er plantespisere. Disse artene er viktig for økosystemene da de er føde for rovfugler og rovdyr. Variasjonen i cesium-137-nivåer i smågnagere kan hjelpe oss å forstå variasjoner videre oppover i næringskjedene. Tettheten av smågnagere varierer mye. Bestanden varierer syklisk, og rundt hvert fjerde år er det en topp i bestanden. Sykliske svingninger i smågnagerbestanden har ført til at flere arter har spesialisert seg på å leve av smågnagere i toppår. Økt tilgang på mat fører til større og flere kull blant rovfugler og rovpattedyr i smågnagerår, og disse artene spiller derfor en viktig rolle i økosystemet.

Nivåene av cesium-137 i er blitt undersøkt i artene fjellrotte, gråsidemus klatremus, lemen, markmus og rødmus i fem områder. Innsamling har foregått i perioden 2004–2007. Totalt er 133 prøver analysert for cesium-137. De høyeste konsentrasjonene finnes i smågnagere fra Børgefjell i Nord-Trøndelag og de laveste i smågnagere fra Dividalen i Troms. Disse områdene fikk henholdsvis mye og lite radioaktiv forurensning fra Tsjernobyl-ulykken (Kart 13.1). Flere prøver fra Dividalen lå under deteksjonsgrensen for cesium-137. Innsamling i Gutulia i Hedmark, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark og Solhomfjell i Aust-Agder viser at det er relativt lave nivåer i smågnagere fra disse områdene.

Klatremus inneholder mer cesium-137 enn de andre smågnagerartene. I Børgefjell var nivåene i klatremus på 2112 Bq/kg våtvekt og tre ganger høyere enn nivåene i gråsidemus, markmus og lemen (Figur 13.1). Nivåene i klatremus varierte fra 909 Bq/kg våtvekt til 2708 Bq/kg våtvekt. I områdene Lund, Gutulia, Solhomfjell og Møsvatn var medianverdiene i klatremus på henholdsvis 323 Bq/kg, 202 Bq/kg, 178 Bq/kg og 106 Bq/kg våtvekt. Høyeste enkeltmåling var på

578 Bq/kg våtvekt og målt i klatremus samlet inn i Lund. I tillegg til mengde radioaktiv nedfall fra ulykken i 1986, kan sur nedbør i Lund ha ført til økt opptak i planter og økt overføring til smågnagere.



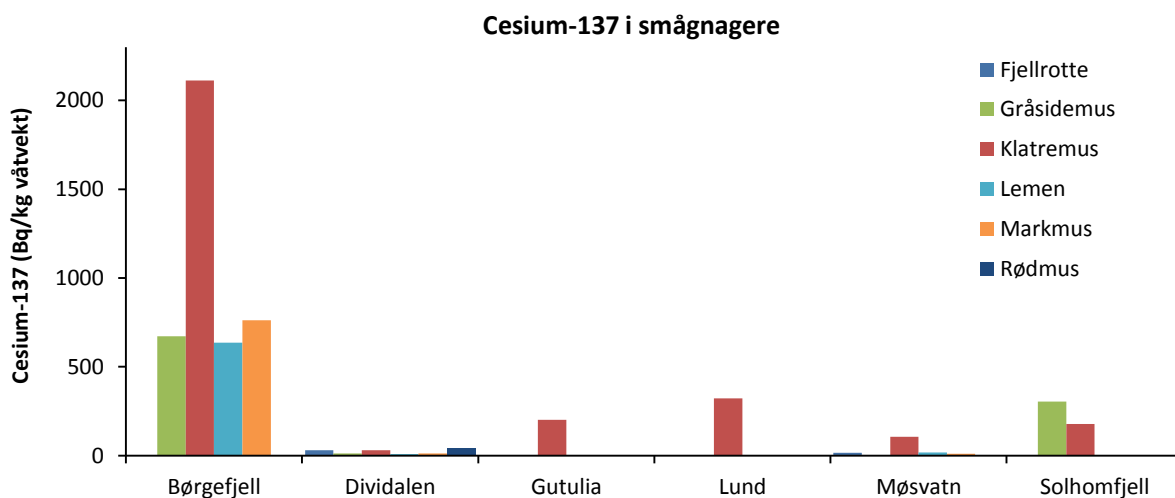
Kart 13.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i klatremus samlet inn i 2004–2007. Punktene viser medianverdiene for de ulike områder. Enkelvertidene varierer fra 5–2700 Bq/kg våtvekt. Antall målinger er 41.



Smågnagere spiller en viktig rolle i overføring av cesium-137 i økosystemet. Foto: Runhild Gjelsvik.

Den store forskjellen i radioaktivitetsnivå mellom klatremus og gråsidemus, lemen og markmus fra Børgefjell kan skyldes ulik levested og fødevalg. Klatremus er den vanligste smågnagerarten i barskog, men den liker seg også i områder uten trær dersom det finnes mye busker. Den spiser for det meste næringsrike plantedeler som frø, knopper, nøtter og bær og mindre av gress, løv og mose. Den er god til å klatre og finner mye av føden i trær.

Gråsidemus klatrer ikke så godt og finner det meste av maten på bakken. Gråsidemus, markmus og lemen spiser løv, gress, starr, urter og mose, men klatremusa er mest glad i frø, knopper, nøtter og bær. Denne forskjellen i fødevalg kan være årsaken til at klatremusa har høyere nivå av cesium-137 enn de andre artene. Musene kan også spise sopp, og andel sopp i føden vil i sterk grad skape variasjon i mengde cesium-137 i disse artene.



Figur 13.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i smågnagere fra Børgefjell (Nord-Trøndelag), Dividalen (Troms), Gutulia (Hedmark), Lund (Rogaland), Møsvatn (Telemark) og Solhomfjell (Aust-Agder) i perioden 2004–2007. Ikke alle arter ble samlet inn i alle områdene. Figuren viser medianverdier. Antall målinger totalt er 133.

Kilder og litteratur

Kålås JA, Framstad E 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA oppdragsmelding 221. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 1993.

Kålås JA et al. 1992. Terrestrisk natur-overvåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA oppdragsmelding 132. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 1992.

16 Hjortedyr

Overvåkning av radioaktivitet i hjortedyr er utført av NINA i samarbeid med Statens Naturoppsyn, de lokale fjell-styrene og Strålevernet. Kontaktperson er Sigbjørn Stokke og Vebjørn Veiberg.

Elg, hjort, rådyr og reinsdyr spiser planter, sopp og lav og er føde for store rovdyr i tillegg til å være jaktbart vilt i sine utbredelsesområder. I områder med mye radioaktiv forurensning kan hjortedyrene ta opp mye radioaktivt cesium via forurensede beitevekster. Siden sopp kan ta opp mye radioaktiv forurensning fra jorden vil år med gode soppforekomster bidra til økte radioaktivitetsnivåer i kjøtt fra elg, hjort, rådyr og villrein. I tillegg til store variasjoner mellom områder fører ulike soppforekomster til store mellomårsvariasjoner.

16.1 Villrein

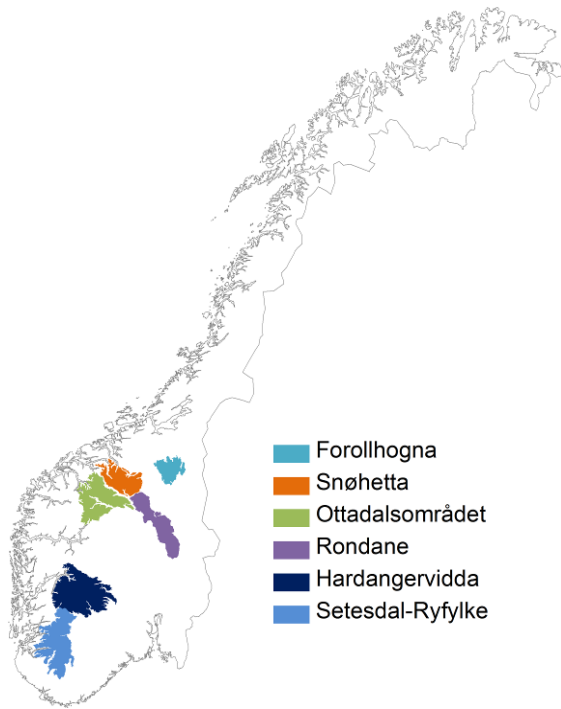
Gjennom ordinær jakt ble det i 2013 felt over 7000 villrein i Norge. Leveområdene til flere

villreinstammer ble hardt rammet av det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken. Siden 1986 har det vært utført årlig innsamling av kjøttprøver fra villrein i Nord-Rondane. I 2001 ble prøvetaking utvidet til villreinområdene Setesdal-Ryfylkeheiene, Hardangervidda, Nord-Ottadalen, Snøhetta og Nord-Rondane. Siden 2006 har innsamlingen også omfattet Forollhogna villreinområde (Kart 14.1).

Etter Tsjernobyl-ulykken steg nivåene av radioaktivt cesium raskt i villrein fra de forurensede områdene vinteren 1987 og 1988. Grunnen til dette var radioaktiv lav som dyrene beitet på om vinteren. Siden lav inneholdt mer radioaktiv forurensning enn planter, var det høye verdier i vinterhalvåret (Figur 14.1). Disse høye vinternivåene ble raskt redusert. Nå er den forurensede laven stort sett beitet ned og den radioaktive forurensingen i villrein er ikke lenger høyest i vinterhalvåret. Målingene fra den siste 10-årsperioden viser at nedgangen nå går veldig langsomt, men at det er ganske store variasjoner fra år til år.

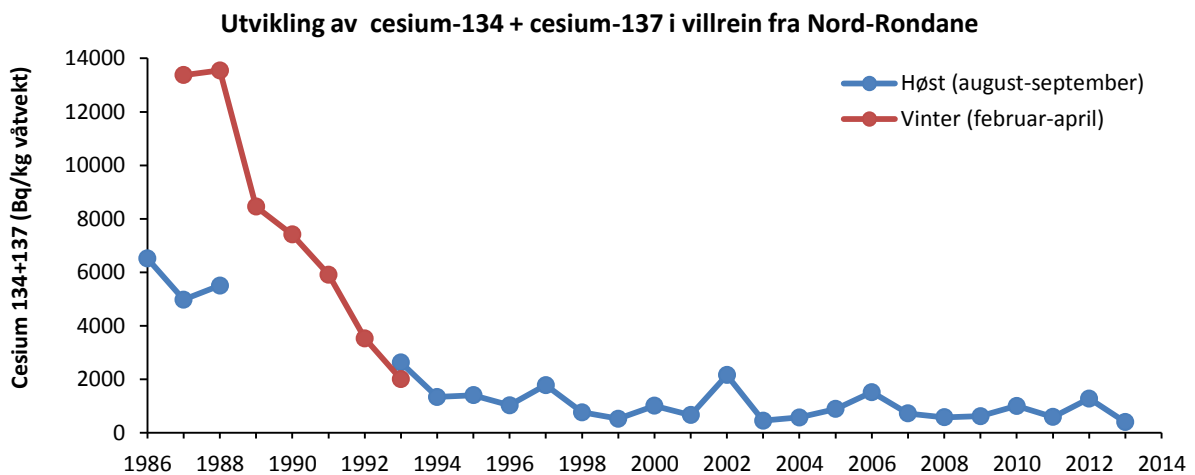


Villrein får i seg mer radioaktivt cesium enn elg, hjort og rådyr. Foto: © Martin Blom.

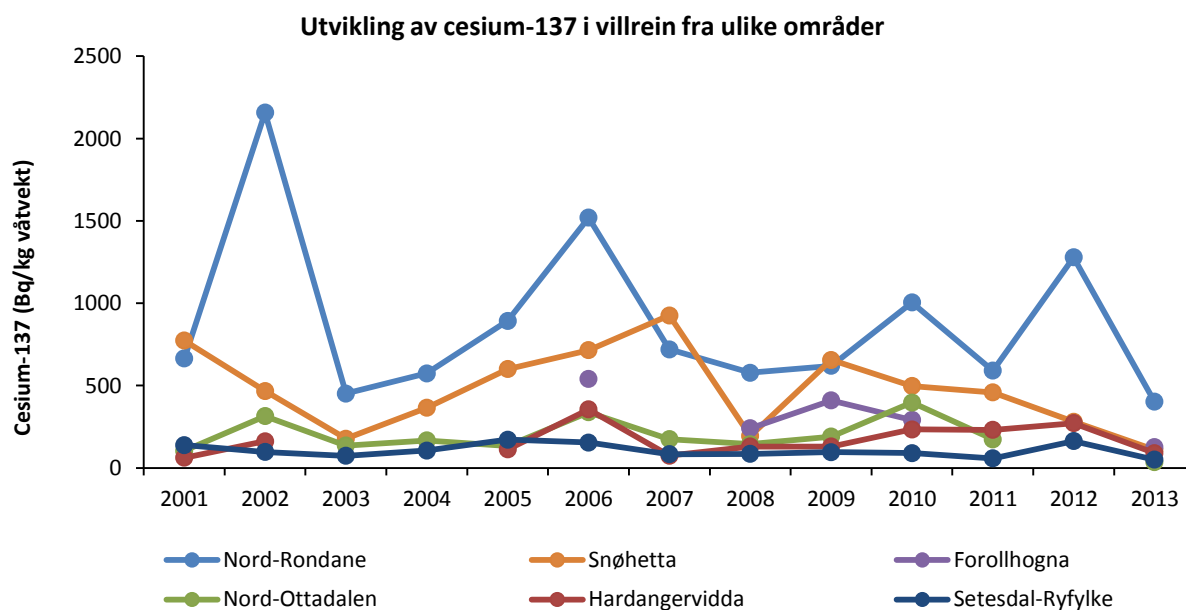


Kart 14.1 Villreinområdene hvor det årlig tas muskelprøver av villrein for cesium-137-analyse.

Villrein fra Nord-Rondane og Snøhetta inneholder mer radioaktivt cesium enn reinsdyr fra villreinområdene i Nord-Ottadalen, Hardangervidda og Setesdal-Ryfylkeheiene. Det er store forskjeller i cesiumnivå både innen og mellom de ulike villreinområdene, med de største variasjonene i Nord-Rondane og Snøhetta (Figur 14.2). I Nord-Rondane har høyeste enkeltmåling variert fra 3050 Bq/kg våtvekt i 2005 til 635 Bq/kg våtvekt i 2013. I Snøhetta har høyeste enkeltmåling per år variert fra 2200 Bq/kg våtvekt i 2002 til 300 Bq/kg våtvekt i 2013. Langvarig overvåking av radioaktivt cesium i villrein fra Nord-Rondane viser at nivåene i kjøtt ble halver etter 4 år i perioden 1986–1996. Siden 1996 har reduksjonen av cesium-137 gått saktere og nå tar det 31 år før nivåene blir halvert. Observasjoner de siste ti årene viser at det nå er den fysiske halveringstiden som har størst betydning for nedgangen i cesiumnivå over tid. Mangel på tydelig nedgang de siste årene indikerer at det har skjedd lite utvasking og videre binding av cesium-137 i jorda etter midten av 1990-tallet.



Figur 14.1 Radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137 Bq/kg våtvekt) i villrein fra Nord-Rondane villreinområde i perioden 1986–2013. Grafen viser medianverdier for høst- og vintermålinger.



Figur 14.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i kjøtt fra villrein. Figuren viser medianverdier for seks villreinområder i perioden 2001–2013.

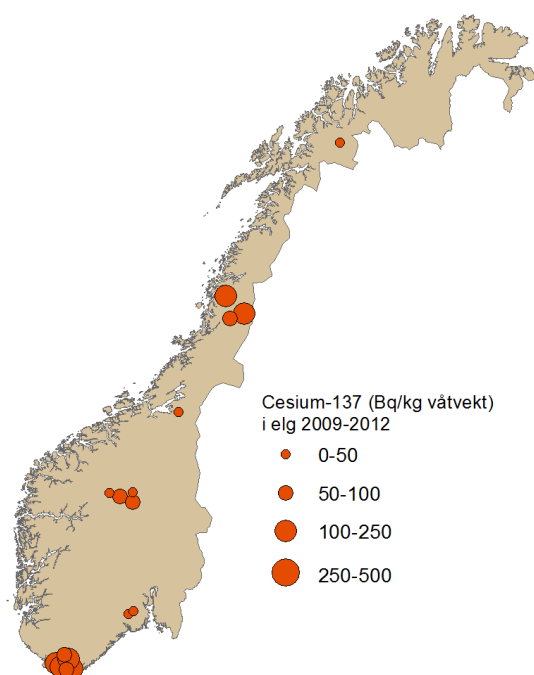


Nivåene av cesium-137 i villrein varierer både mellom områder og år. Foto: © Martin Blom.

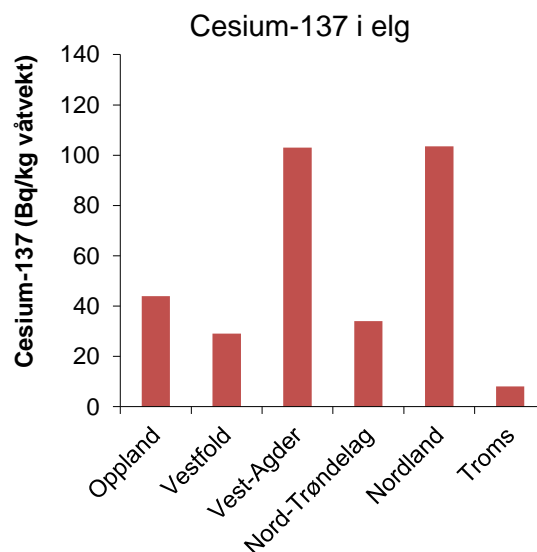
16.2 Elg

Med unntak av enkelte områder på Vestlandet, finnes elgen over hele landet, og det felles årlig rundt 35 000 elg under ordinær jakt. Elgens diett består av forskjellige beitevekster gjennom året, og i månedene før jaktseasonen beiter den gjerne ulike urter som geitrams og bringebær, samt vedvekster som røsslyng, blåbær, vier, selje, rogn, osp og bjørk. Bortsett fra røsslyng, er dette beitevekster som generelt tar opp lite radioaktivt cesium.

Nivåene i elg er blitt overvåket i seks fylker i perioden 2009–2012. Nordland og Vest-Agder har de høyeste nivåene av cesium-137 i elg (Kart 14.2). Høyeste enkeltmåling var på 626 Bq/kg våtvekt og målt i en prøve fra Nordland.



Kart 14.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i elg. Punktene viser medianverdier for hver kommune i perioden 2009–2012. Nivåene varierer fra under 10 til 626 Bq/kg våtvekt. Antall prøver er 280.

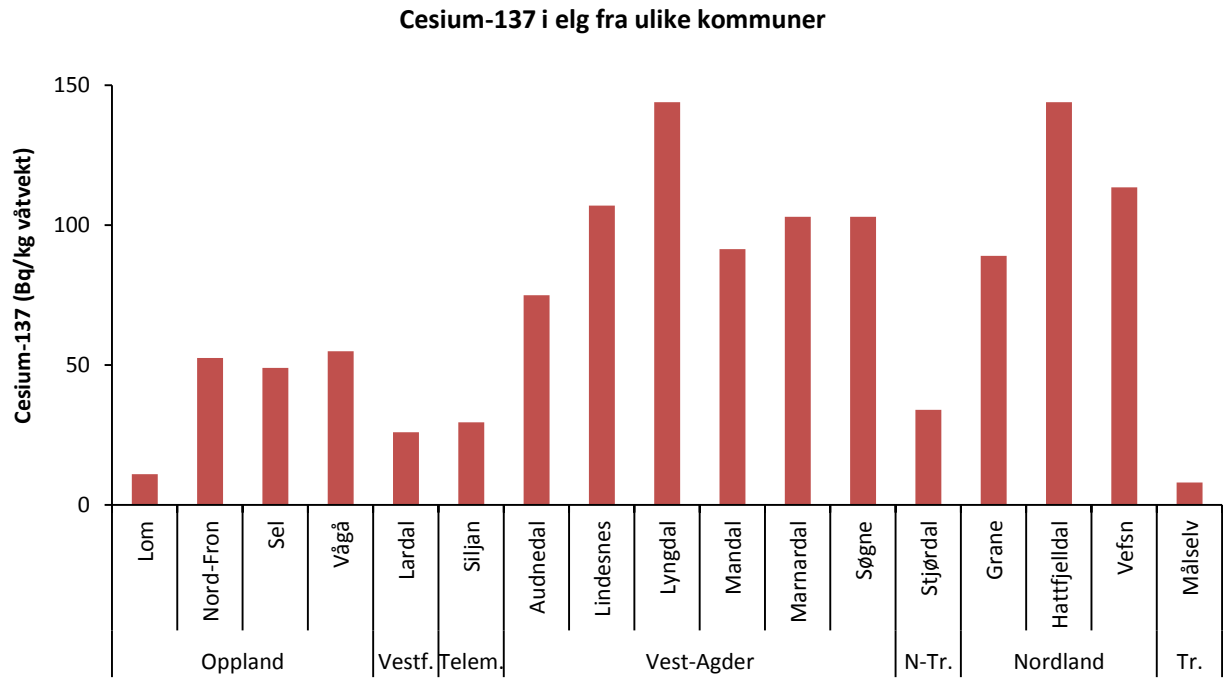


Figur 14.3 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i elg fra ulike fylker. Figuren viser medianverdier for 2009–2012. Antall prøver er 280.

Figur 14.3 viser medianverdier av cesium-137 i elg fra ulike fylker. Nivåene i elg fra Vest-Agder er høyere enn nivåene i elg fra Nord-Trøndelag hvor det kom mer radioaktivt nedfall etter Tsjernobyl-ulykken (Figur 14.4). Noe av forklaringen til dette er at det er høyere nivåer av cesium-137 i elgens beiteplanter på Sørlandet. Dette skyldes at tilførsel av sur nedbør på Sørlandet gjør radioaktivt cesium i jorden mer tilgjengelig for opptak i planter. Særlig røsslyng har vist seg å ta opp mye cesium-137.



Elgku med kalv. Foto: © Martin Blom.



Figur 14.4 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i elg fra ulike kommune i Oppland, Vestfold, Telemark, Vest-Agder, Nord-Trøndelag, Nordland og Troms. Grafen viser medianverdier for perioden 2009–2012. Antall målinger er 280.

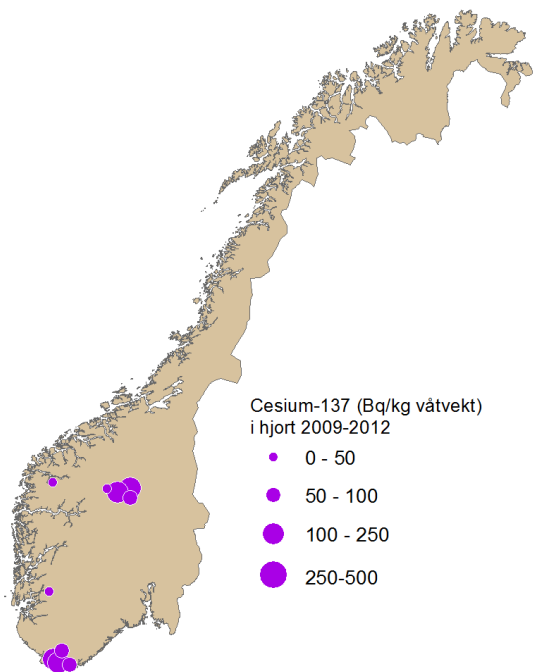


Det er lave nivåer av cesium-137 i elg. Foto: © Martin Blom.

16.3 Hjort

Det er stadig mer hjortejakt i Norge, og i jaktåret 2013/2014 ble det felt mer enn 36000 hjort. Hjortejakt foregår hovedsakelig i Sør-Norge, og det felles flest dyr i Vestland fylkene og i Sør-Trøndelag og svært få i de østligste områdene av Sør-Norge. Hjorten har mange ulike beiteplanter og sommerdietten består ofte av ulike urter og gressarter som smyle og blåtopp. Viktige beiteplanter på høsten er blåbær, røsslyng, einer, bjørk, hassel, rogn og selje.

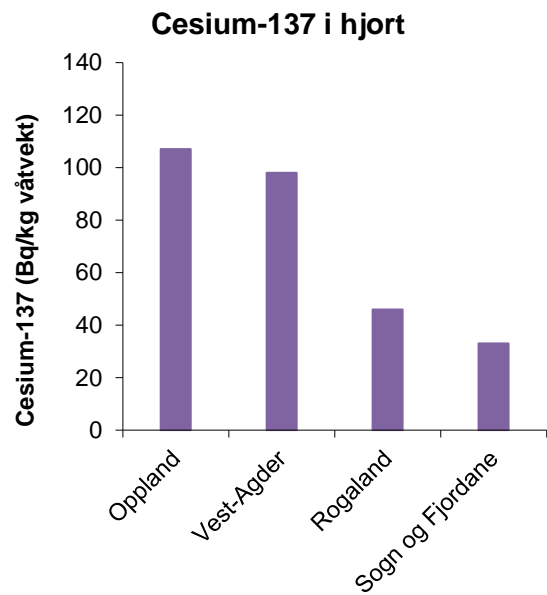
Cesium-137-nivåene i hjort er overvåket i fire fylker i perioden 2009–2012. De høyeste medianverdiene er fra Oppland og Vest-Agder (Kart 14.1 og Figur 14.5). Hjort felt i Sel og Vågå i Oppland inneholdt 242 Bq/kg våtvekt og 216 Bq/kg våtvekt, og mange ganger mer enn i hjort felt i kommunene Lom og Nord-Fron (Figur 14.6). Høyeste enkeltmåling fra Sel og Vågå var på 1033 Bq/kg og 684 Bq/kg våtvekt.



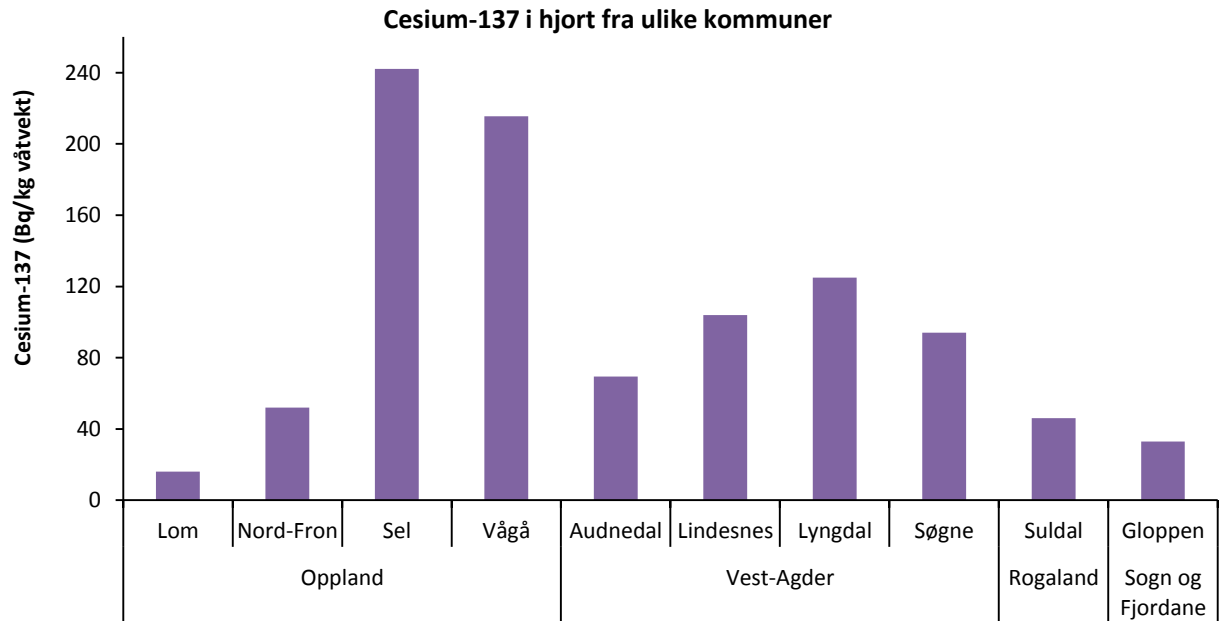
Kart 14.3 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i kjøtt fra hjort. Punktene viser medianverdier for hver kommune i perioden 2009–2012. Nivåene varierer

fra under 10 til 1033 Bq/kg våtvekt. Antall prøver er 156.

I likhet med nivåene i elg, var nivåene av cesium-137 i hjort fra Vest-Agder høyere enn forventet ut fra det radioaktive nedfallet som kom etter ulykken i 1986 i dette området. Økt opptak av cesium-137 fra jord til planter og valg av beitevekster som tar opp mye forurensning, som røsslyng og blåtopp, kan være en del av forklaringen til de observerte nivåene i dette fylket.



Figur 14.5 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i hjort. Figuren viser medianverdier for perioden 2009–2012. Antall prøver er 156.



Figur 14.6 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i hjort fra ulike kommuner i Oppland, Vest-Agder, Rogaland og Sogn og Fjordane. Grafen viser medianverdier for perioden 2009–2012. Antall prøver er 156.



Det er lave nivåer av cesium-137 i hjort. Foto: © Martin Blom.

16.4 Rådyr

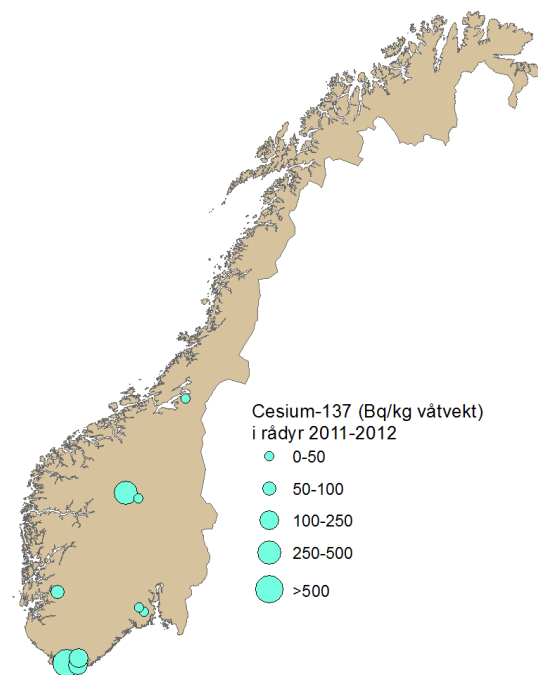
Rådyret er det minste hjorteviltet og finnes mer eller mindre over hele landet, men mer sporadisk utbredelse i nord. Årlig felles det over 25000 rådyr. Kjøttprøver fra rådyr er samlet inn i fem fylker i årene 2011 og 2012. Totalt er 54 prøver analysert for cesium-137.

Av de undersøkte områdene inneholdt rådyr fra Vest-Agder mest radioaktivt cesium med medianverdi på 145 Bq/kg våtvekt (Kart 14.4 og Figur 14.7). Det er store lokale variasjoner hvor de høyeste nivåene er målt i kommunene Kristiansand og Lindesnes i Vest-Agder og Vågå i Oppland. Resultatene er svært usikre siden det i mange kommuner bare foreligger resultater fra ett, to eller tre individer. Høyeste enkeltmåling var på 826 Bq/kg våtvekt i rådyr fra Vågå i Oppland etterfulgt av 787 Bq/kg våtvekt fra Lindesnes i Vest-Agder.

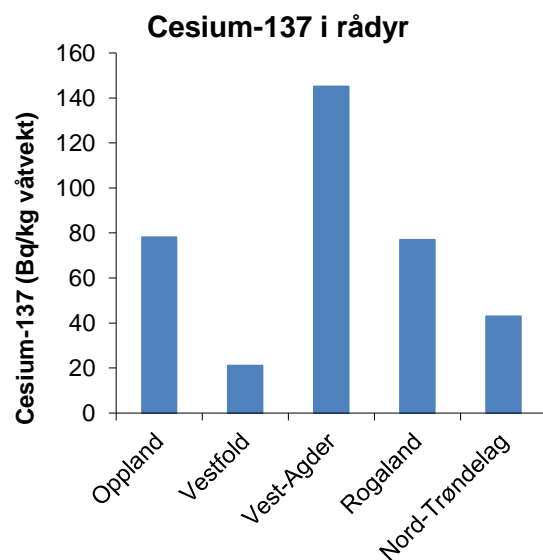
Vest-Agder fikk lite radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken, men påvirkning fra sur nedbør i denne regionen gjøre radioaktivt cesium mer tilgjengelig for opptak i planter og fører til økte nivåer i beiteplanter. Dette gir igjen økte nivåer i rådyr (Figur 14.8).



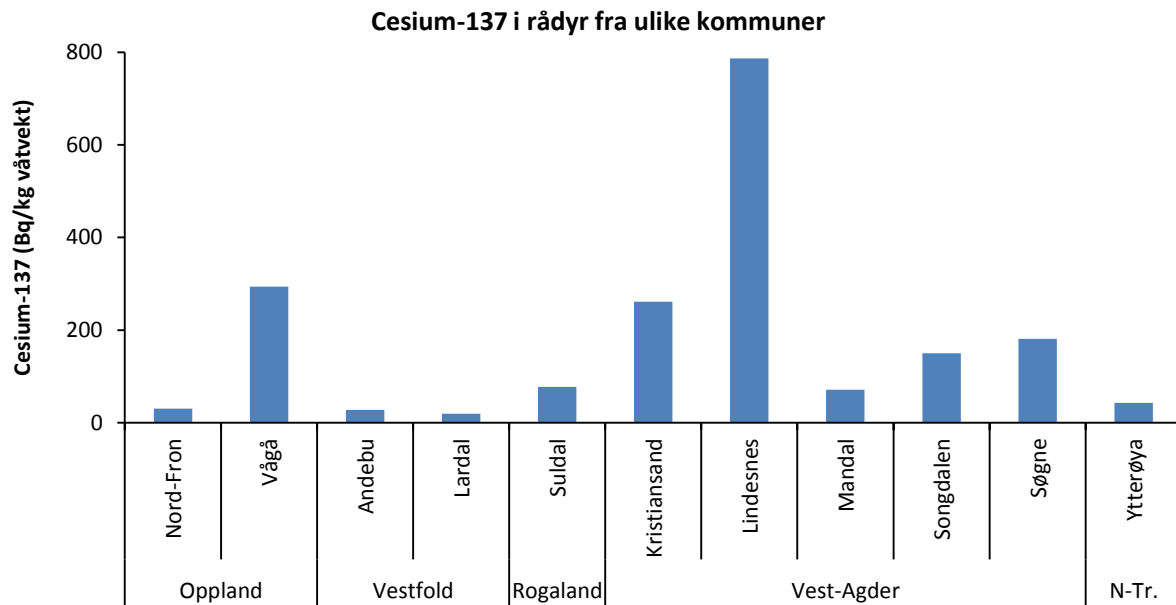
Rådyr vinterstid. Foto: © Martin Blom.



Kart 14.4 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i kjøtt fra rådyr. Punktene viser medianverdier for hver kommune i perioden 2011–2012. Nivåene varierer fra under 10 til 826 Bq/kg våtvekt. Antall prøver er 54.



Figur 14.7 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i rådyr fra ulike fylker. Figuren viser medianverdier for 2011–2012. Antall prøver er 54.



Figur 14.8 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i rådyr fra ulike kommuner i Oppland, Vestfold, Rogaland, Vest-Agder og Nord-Trøndelag. Grafen viser medianverdier for 2011–2012. Antall prøver er 54.



Nivåene av cesium-137 i rådyr er generelt lave, men varierer mellom områder. Foto: © Martin Blom.

Kilder og litteratur

NINA rapport 2011. Veiberg V et al. Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg, hjort og villrein i 2010. Nina rapport 734. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 2011.

Johanson KJ 1994: Radiocaesium in game animals in the Nordic countries. I: Dahlgaard H. (ed.): Nordic radioecology: the transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Amsterdam: Elsevier, 1994: 287-302.

Kålås JA, Øyan HS 1997. Terrestrisk natur-
overvåking. Metaller, selen, kalsium og fosfor
i elg, hjort og rådyr, 1995-96. NINA oppdrags-
melding 491. Trondheim: Norsk institutt for
naturforskning, 1997.

Steinnes E, Gaare E, Engen S 2009. Influence
of soil acidification in southern Norway on the
137Cs exposure of moose? Science of the total
environment 2009; 407(12): 3505-3908.

17 Store rovdyr

Overvåkning av radioaktivitet i store rovdyr er utført av NINA. Kontaktperson er Sigbjørn Stokke.

Store rovdyr som ulv, jerv, gaupe og bjørn overvåkes i sine utbredelsesområder og representerer toppen i en næringskjede. Nivåene av radioaktivt cesium i disse artene kan bli svært høye siden den radioaktive forurensningen akkumuleres oppover i næringskjeden.

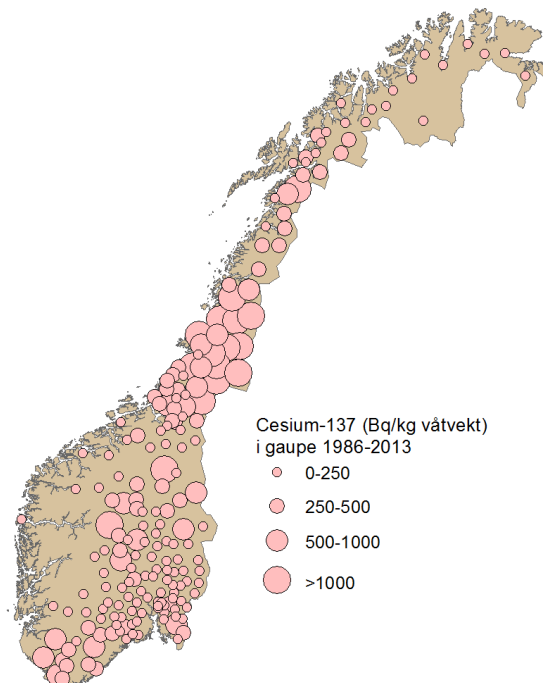
Alle store rovdyr som blir felt, påkjørt i trafikken eller funnet døde i Norge må sendes til NINA for registrering og prøvemateriale blir tatt ut til ulike analyser. Gaupe er vurdert som en sårbar art i Norge, jerv og brunbjørn er vurdert som sterkt truede arter, og ulven er vurdert som kritisk truet. Over tid har årlige innsamlinger og analyser av cesium-137 gitt oss et godt datagrunnlag for gaupe og jerv. Datagrunnlaget for ulv og bjørn er basert på relativt få individer og resultatene for disse artene må ses i lys av dette.

17.1 Gaupe

Gaupa vurderes som en sårbar art i Norge, men bestanden har økt de siste tiårene. Gaupe lever i skogen, og dietten består både av mindre dyr som hare, smånagere, skogsfugl og rev, og store dyr som sau, rådyr og reinsdyr. Gaupene er stort sett samlet inn under ordinær jakt i februar måned. Målingene av radioaktivt cesium i gaupe har pågått siden 1986. Totalt er det analysert prøver av 1220 gauper.

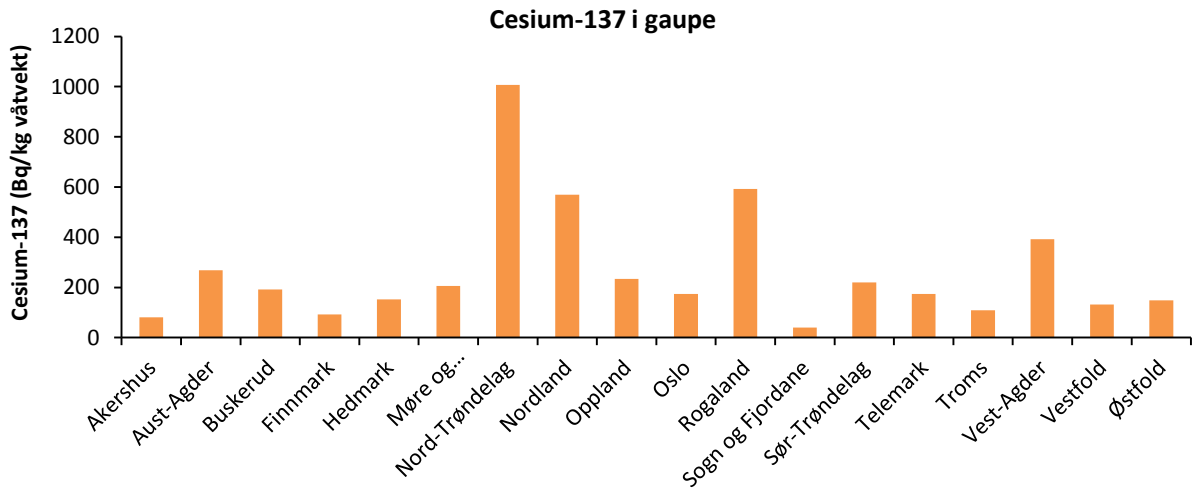
Cesium-137-nivåene i gaupe er høyest i Nord-Trøndelag og sørlige deler av Nordland (Kart 15.1 og Figur 15.1). Det er mye tamreindrift i disse områdene, og høye nivåer av cesium-137 i reinsdyr vinterstid overføres til gaupe som har reinsdyr som byttedyr. Høyeste nivå av cesium-137 var på 31000 Bq/kg våtvekt og var fra en gaupe felt i Alvdal kommune nord i Hedmark i 1987. Ekstreme verdier på over

5000 Bq/kg våtvekt er også målt på gauper fra Nord-Trøndelag og Nordland, felt på 1980- og 1990-tallet. De laveste nivåene av cesium-137 er gauper fra Akershus, Troms, Finnmark og sørlige deler av Hedmark.

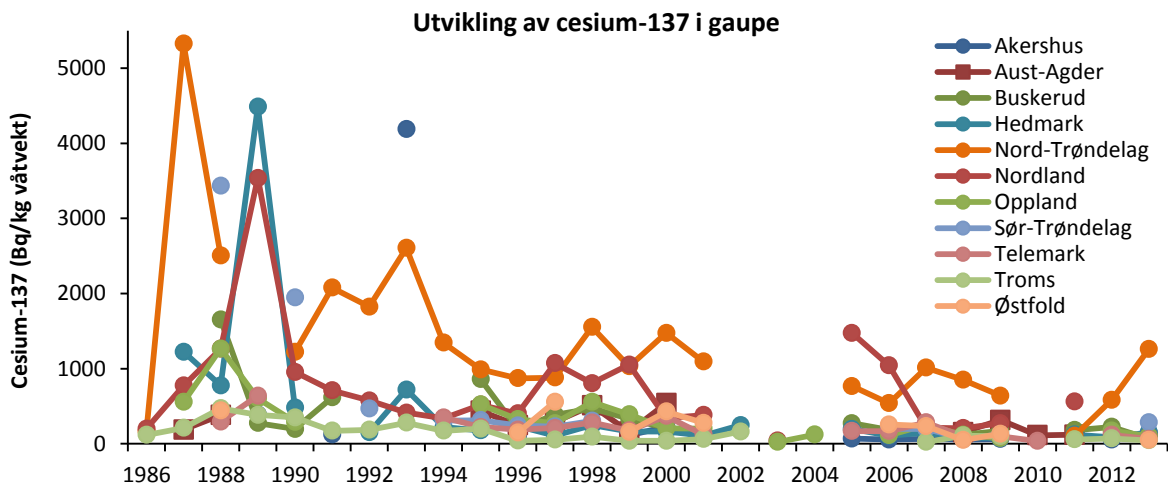


Kart 15.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i kjøttprøve fra gaupe. Punktene viser medianverdier for hver kommune i perioden 1986–2013. Nivåene varierer fra 10–31000 Bq/kg våtvekt. Antall prøver er 1220.

Utvikling av cesium-137 i gaupe fordelt på fylker i perioden 1986–2013 er vist i Figur 15.2. Langtidsutviklingen viser en generell nedgang over tid, selv om nedgangen ikke er like rask nå som i de første årene etter ulykken. Nivåene i gaupe har i hele perioden vært høyest i Nord-Trøndelag og Nordland. På slutten av 1980-tallet ble det også målt høye nivåer i gauper fra Hedmark. En kombinasjon med mye radioaktiv nedfall i deler av Hedmark samt at det er tamreindrift i området kan forklare de høye medianverdiene.



Figur 15.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i gaupe fra ulike fylker. Figuren viser medianverdier for perioden 1986–2013. Antall prøver er 1220.



Figur 15.2 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i gaupe. Grafen viser medianverdier for utvalgte fylker i perioden 1986–2013. Antall målinger er 1220.



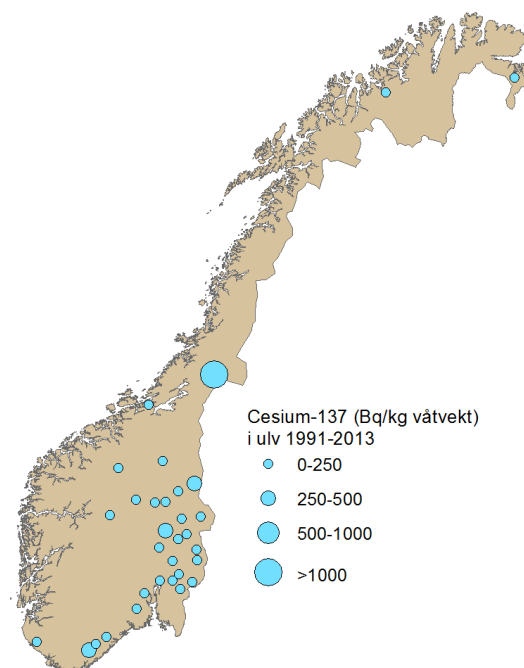
Gaupe er ett av de rovdirene som inneholder mest cesium-137. Foto: © Espen Lie Dahl/Norsk institutt for naturforskning

17.2 Ulv

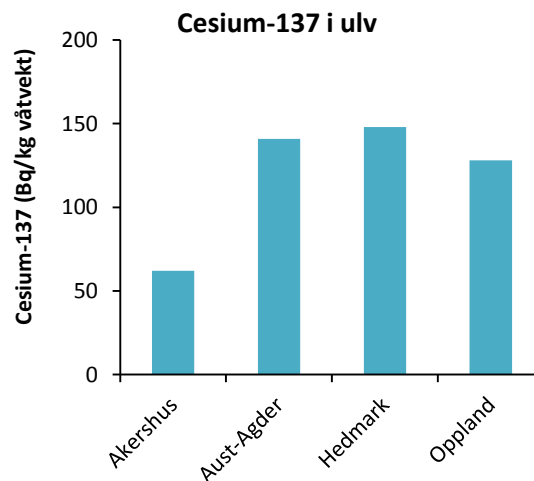
Det finnes i dag cirka 80 ulver som helt eller delvis holder til i Norge. Av disse lever cirka 50 individer på grensen mellom Norge og Sverige. Bestanden holder generelt til i østlige deler av Sør-Norge. Ulven var praktisk talt utryddet på den skandinaviske halvøya i 1960-årene. Dagens bestand i Norge og Sverige etablerte seg i Sør-Skandinavia på begynnelsen av 1980-tallet. Gjennom hele 80-tallet var det bare en familiegruppe og aldri mer enn totalt 10 ulver i Skandinavia. Gjennom hele 1990-tallet har bestanden økt raskt, med flere nyetableringer og en årlig tilvekst i antall ulver på mellom 25 og 30 prosent. Ulvens diett består utelukkende av kjøtt, og hjortedyr er den viktigste føden. I tillegg kan den også ta hare, skogsfugl og sau.

Totalt er prøver av 72 ulv analysert for cesium-137. Prøvene er fra perioden 1991–2013, men bare tre prøver er samlet inn før 2000. Disse målingene er fra 1991 og 1992. 88 % av prøvene er fra Hedmark, Oppland, Akershus og Aust-Agder. Det finnes andre spredte målinger fra Oslo, Akershus, Vestfold, Aust-Agder, Rogaland, Buskerud, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Troms og Finnmark (Kart 15.2).

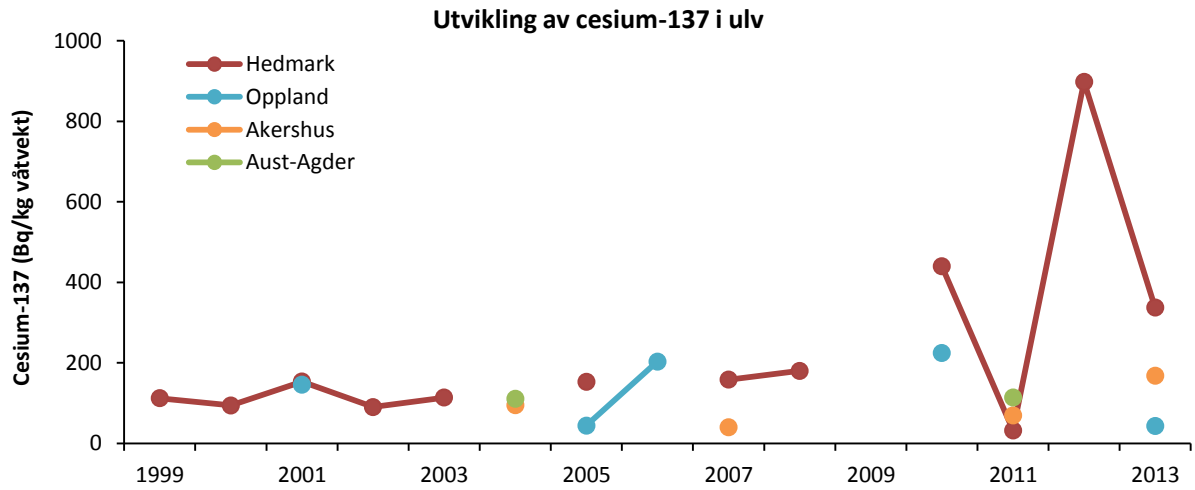
Siden bestanden av ulv stort sett befinner seg på Østlandet med lite radioaktiv forurensning, er nivåene av cesium-137 lave med medianverdier fra 50-150 Bq/kg våtvekt (Figur 15.3). For de fleste målingene er radioaktivitetsnivåene i enkeltindivid under 300 Bq/kg våtvekt, men med noen høye verdier (Kart 15.2). De høyeste nivåene var på 3100 og 2100 Bq/kg våtvekt. Disse ble målt i en ulv fra Elverum i Hedmark i 1992 og i en ulv fra Snåsa i Nord-Trøndelag i 2009. Resultater fra Hedmark i perioden 1999–2013, viser store variasjoner de siste årene (Figur 15.4).



Kart 15.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i kjøttprøve fra ulv. Punktene viser medianverdier for hver kommune i perioden 1991–2013. Det er få målinger av ulv og i flere kommuner finnes det resultat fra kun ett individ. Nivåene varierer fra 20 til 3100 Bq/kg våtvekt. Antall prøver er 72.



Figur 15.3 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ulv fra ulike fylker. Figuren viser medianverdier for perioden 1991–2013. Fylker med lite prøver er utelatt. Antall prøver er 63.



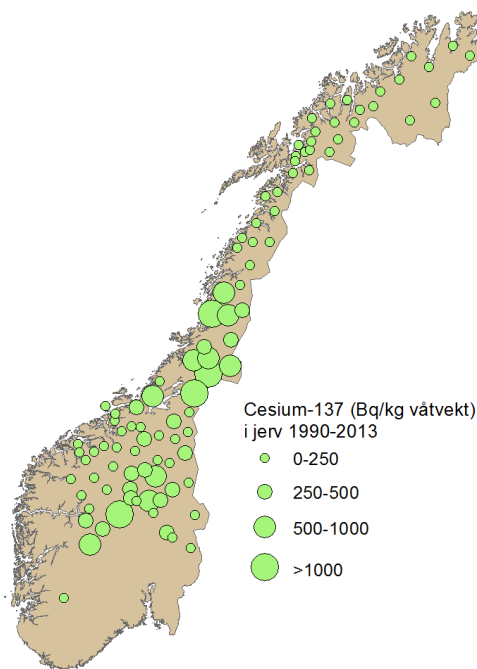
Figur 15.4 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ulv. Grafen viser medianverdier for utvalgte fylker i perioden 1999–2013. Antall målinger er 61.



Ulv på Langedrag naturpark. Foto: © Runhild Gjelsvik.

17.3 Jerv

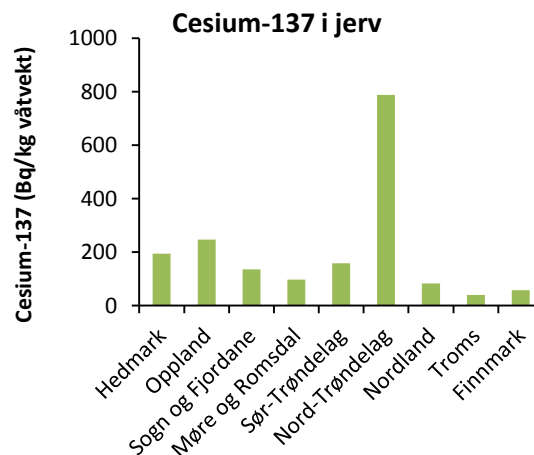
I Norge holder jerven stort sett til i fjellområdene i Midt-Norge og Nord-Norge. Jerven spiser alt fra planter, fugl, små og mellomstore pattedyr, sau, rein og forskjellige åtsel. Om vinteren spiser jerven hovedsakelig reinsdyr eller annet hjortevilt. Undersøkelser av mageinnhold i jerv tyder på at reinsdyr kan utgjøre opptil 80 % av jervens diett, med smågnagere som det nest vanligste byttedyret.



Kart 15.3 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i kjøttprøve fra jerv. Punktene viser medianverdier for hver kommune i perioden 1990-2013. Nivåene varierer fra under 10 til 4300 Bq/kg våtvekt. Antall målinger er 608.

Målinger av radioaktivt cesium i jerv startet i 1990, og frem til 2013 er det målt 608 dyr. Nivåene i jerv er høyest i Nord-Trøndelag med medianverdi på 790 Bq/kg våtvekt. Dette er tre til fem ganger høyere enn nivåene i Oppland, Hedmark og Sør-Trøndelag og ni ganger høyere enn nivåene i jerv fra Nordland (Kart 15.3 og Figur 15.5). Høyeste enkeltmåling var 4300 Bq/kg våtvekt og målt i en jerv fra Lierne

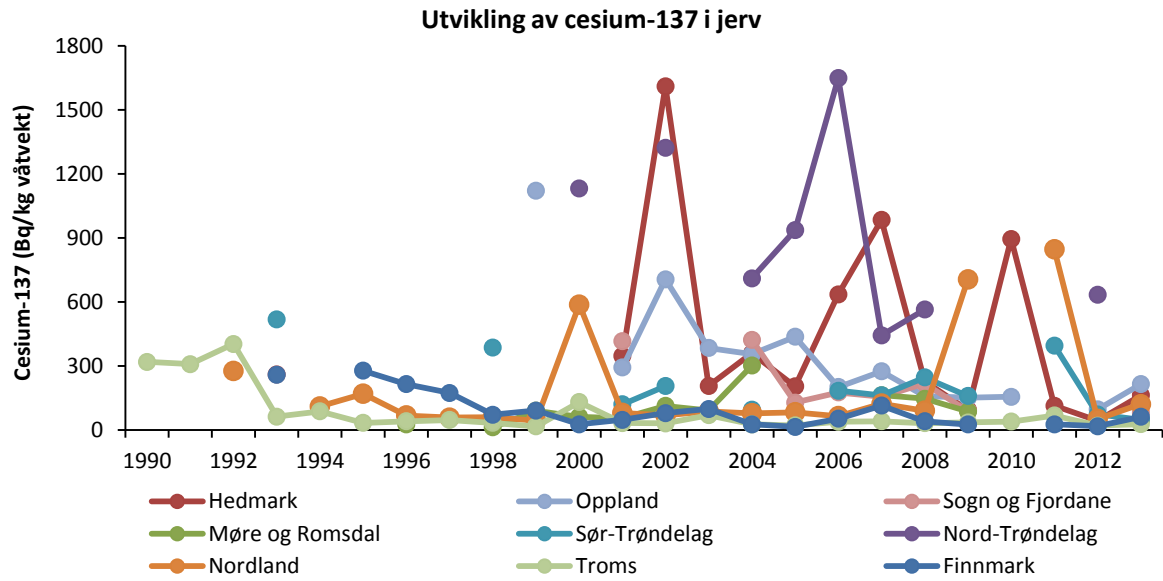
kommune i Nord-Trøndelag. Enkeltmålinger på over 1000 Bq/kg våtvekt ble også funnet i dyr fra Nordland, Oppland, Møre og Romsdal og Hedmark. De fleste målingene ligger likevel under 300 Bq/kg våtvekt med medianverdier fra 40–250 Bq/kg våtvekt (Figur 15.5).



Figur 15.5 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i jerv fra ulike fylker. Figuren viser medianverdier for perioden 1990–2013. Det foreligger bare ett resultat fra Aust-Agder og to resultat fra Buskerud. Disse er utelatt fra figuren. Antall prøver er 605.

I tillegg til geografiske forskjeller, er det store variasjoner i radioaktivitetsnivåene fra år til år. Områder med størst radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken har de største mellomårsvariasjonene av cesium-137 i jerv (Figur 15.6). De høyeste nivåene er målt i fylkene Hedmark, Nord-Trøndelag og Nordland.

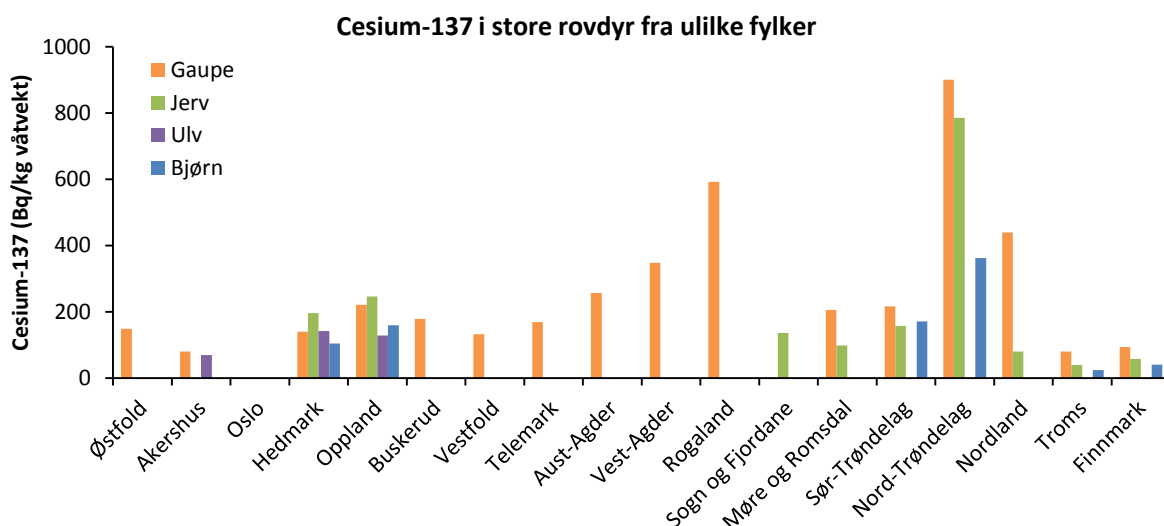
Sammenligninger av forurensningen i gaupe, jerv, ulv og bjørn viser at gaupe og jerv inneholder generelt mer cesium-137 enn ulv og bjørn fra samme område (Figur 15.7). I områder hvor det lever jerv, gaupe og bjørn, er de høyeste nivåene målt i individer fra Nord-Trøndelag (Figur 15.8). Dette er et fylke med mye tamreindrift hvor dette hjorteviltet er hoved byttedyr både for gaupe og jerv.



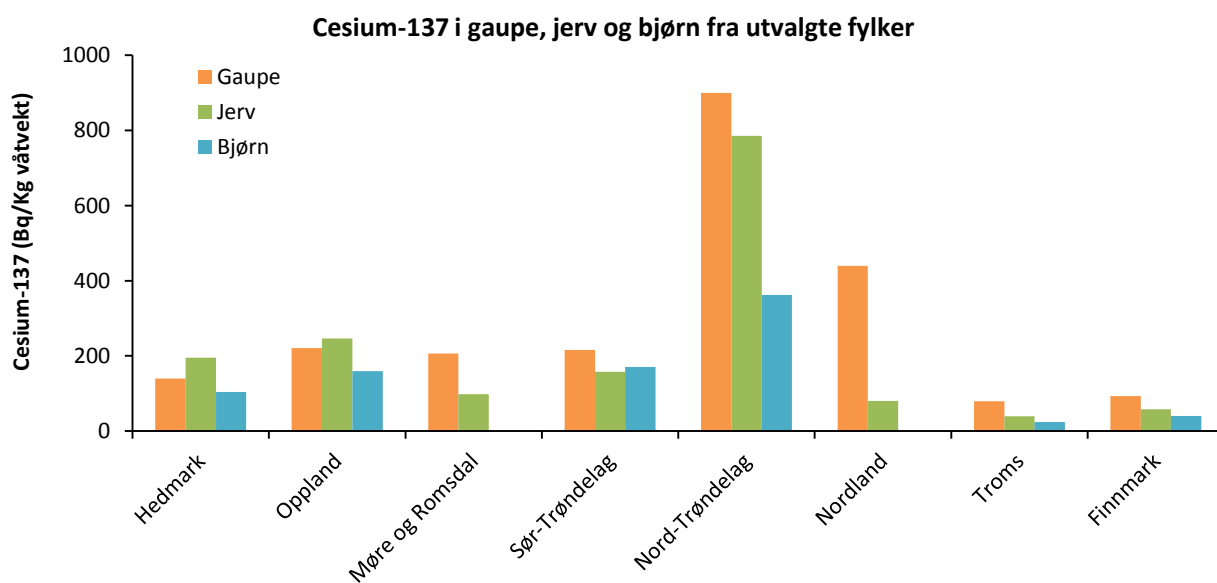
Figur 15.6 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i jerv. Grafen viser medianverdier for utvalgte fylker i perioden 1990–2013. Det foreligger bare ett resultat fra Aust-Agder og to resultat fra Buskerud. Disse er utelatt fra grafen. Antall målinger er 605.



Jerv fra Nord-Trøndelag inneholder mer radioaktivt cesium enn jerv fra andre steder i landet. Foto: © Roy Andersen/Norsk institutt for naturforskning.



Figur 15.7 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i gaupe, jerv, ulv og bjørn fra ulike fylker. Figuren viser medianverdier for perioden 1993–2013. Siden det bare finnes spredte målinger før 1993, er disse årene utelatt. Fylker med færre målinger enn tre er utelatt. Antall målinger er 1820 (gaupe: 1068, jerv: 600, ulv: 59, bjørn: 93).



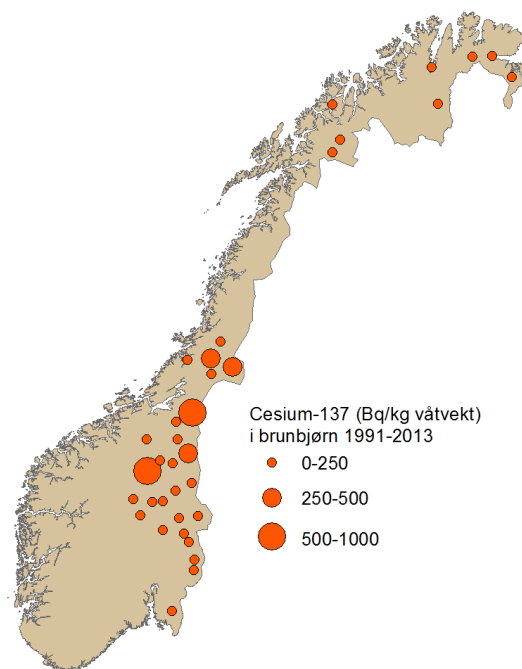
Figur 15.8 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i gaupe, jerv og bjørn fra utvalgte fylker hvor to eller flere arter finnes. Figuren viser medianverdier for årene 1993–2013. Antall målinger er 1434 (gaupe: 774, jerv: 567, bjørn: 93).

17.4 Brunbjørn

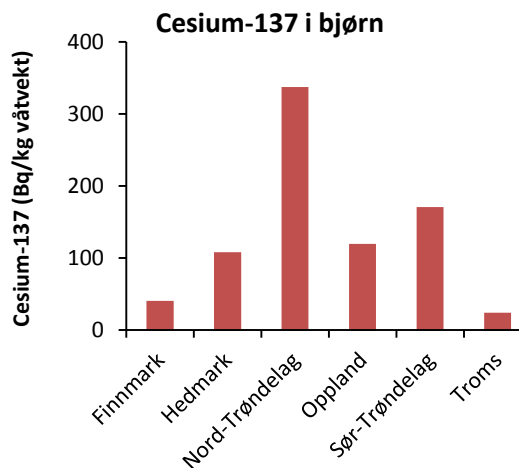
Bjørnebestanden i Norge er delt mellom en norsk/finnsk/russisk bestand i Finnmark og en skandinavisk bestand lengre sør langs grenseområdene mot Sverige. Bjørnen ligger i hi om vinteren, men når den er aktiv er både planter og byttedyr viktige i dietten. Kalver av elg og reinsdyr samt sau er viktige byttedyr, men bjørnen spiser også ofte maur og bær. Bær er en spesielt viktig næringskilde om sensommeren og høsten.

Brunbjørn har status som sterkt truet på Norsk rødliste for arter 2010. Datamaterialet er derfor begrenset. I perioden 1991–2013 er det analysert 98 prøver av bjørn. De fleste prøvene er fra 2000 og senere. Nivåene av cesium-137 i brunbjørn er høyest i Nord-Trøndelag med medianverdier på 337 Bq/kg våtvekt (Kart 15.4). Dette er dobbelt så høyt som nivåene i bjørn fra Sør-Trøndelag og tre ganger så høyt som nivåene i bjørn fra Oppland og Hedmark (Figur 15.9). Høyeste enkeltmåling er 1671 Bq/kg våtvekt og målt i en bjørn fra Lierne i Nord-Trøndelag i 2007.

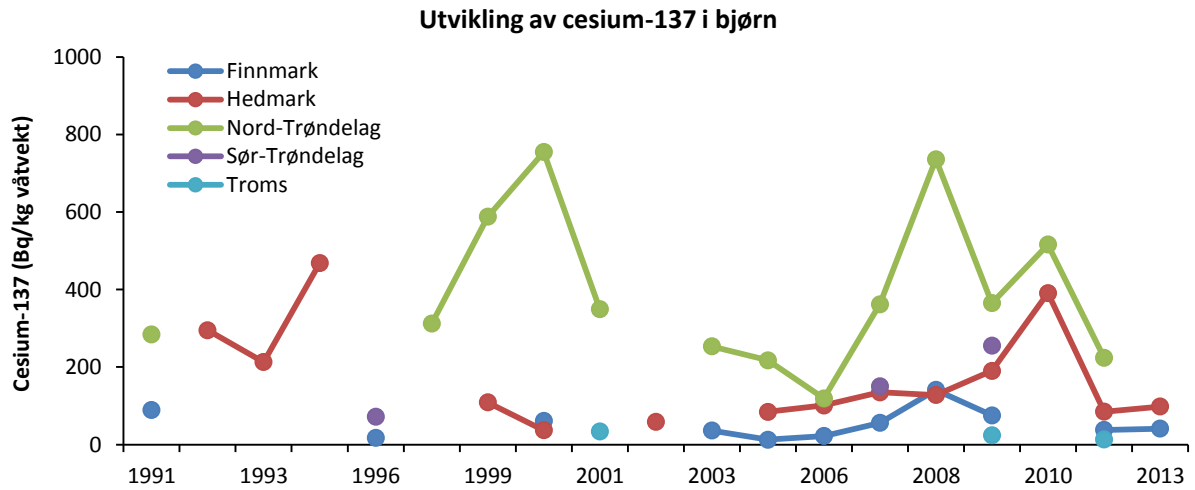
Som følge av ulik grad av forurensning fra Tsjernobyl-ulykken varierer nivåene av cesium-137 i brunbjørn med geografisk område. Langtidsutviklingen viser at det er store mellomårsvariasjoner også for brunbjørn (Figur 15.10). Den radioaktive forurensningen i brunbjørn er lavere enn for gaupe og jerv. For å unngå at enkelte arter er overrepresentert med målinger fra 1990-tallet, er bare resultat fra perioden 2000–2013 brukt i sammenligningen. Det er mye tamreindrift i Nord-Trøndelag, og tamrein er hovedbyttedyr både for gaupe og jerv i dette fylket. Bjørnen spiser mye bær, og i tillegg ligger den i hi om vinteren. Dette er sannsynligvis hovedgrunnen til lavere nivåer i bjørn.



Kart 15.4 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i kjøttprøver fra brunbjørn. Punktene viser medianverdier for hver kommune i perioden 1991–2013. Nivåene varierer fra under 10 til 1700 Bq/kg våtvekt. To prøver er utelatt siden det ikke finnes informasjon om hvilken kommune de er felt i. Antall prøver er 96.



Figur 15.9 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i bjørn fra ulike fylker. Figuren viser medianverdier for perioden 1991–2013. Antall prøver er 98.



Figur 15.10 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i bjørn fra ulike fylker. Grafen viser medianverdier for utvalgte fylker i perioden 1991–2013. Det foreligger bare seks resultat fra Oppland. Disse er utelatt fra grafen. Antall målinger er 92.



Brunbjørn. Foto: © Per Jordhøy/Norsk institutt for naturforskning.

Kilder og litteratur

Rovdata. Nasjonal leverandør av bestandstall. 2015 www.rovdata.no/ (hentet 1.12.2014).

Brøseth H, Tovmo M 2014. Antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandstutvikling for gaupe i Norge i 2014. NINA rapport 1049. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 2014.

Brøseth H, Tovmo M 2014. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2014. NINA rapport 1086. Trondheim: Norsk institutt for luftforskning, 2014.

18 Ferskvannsfisk

Overvåkning av radioaktivitet i ferskvannsfisk er utført av NINA. Kontaktperson er Ola Ugedal.

Nivåene av radioaktivitet i ferskvannsfisk påvirkes av radioaktivitetsnivået i vannet, næringsinnholdet i vannet, mengde næringsinntak og type byttedyr. Flere radioaktive stoffer har en lignende kjemisk struktur som viktige næringsstoffer og tas derfor opp i organismene gjennom de samme kanalene. Konkurransen fra visse næringsstoffer vil derfor redusere fiskens opptak av radioaktive stoffer. Kalium har f.eks. en kjemisk egenskap som ligner på cesium, og hvis det finnes mye kalium tilgjengelig i vannet, vil dette føre til at mindre radioaktivt cesium tas opp i organismene. Undersøkelser som ble gjort i forbindelse med nedfall fra prøvesprengninger av atomvåpen på 1960-tallet, viste at ferskvannsfisk hadde et relativt høyt innhold av radioaktivt cesium. Fisk fra næringsfattige innsjøer hadde høyere radioaktivitet enn fisk fra næringsrike innsjøer.

Ferskvannsfisk som ørret, røye, harr, sik og abbor er ettertraktede arter for hobby- og sportsfiskere. I tillegg til eget konsum, blir både ørret og røye levert til fiskemottak for produksjon av f.eks. rakkfisk eller som salg til restauranter. Etter ulykken i 1986 steg radioaktivitetsnivåene i ferskvannsfisk og det ble viktig å skaffe kunnskap om nivåene i fisk og hvordan disse endres over tid fra ett ledd til ett annet i en næringskjede.

Ulykken i 1986 førte til at mange innsjøer i Oppland, Nord-Trøndelag og de sørlige deler av Nordland ble forurenset med radioaktive stoffer. Den radioaktive forurensningen ble tilført innsjøene direkte gjennom nedfallet og indirekte gjennom avrenning fra terrenget og elver rundt. På grunn av denne indirekte tilførselen, fungerer innsjøer som feller for radioaktive stoffer i nedbørsfeltet, og ferskvannssystemer rammes derfor hardt av et radioaktivt nedfall.

Ferskvannsfisk fra innsjøer i Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Oppland fylke ble i tiden

etter ulykken undersøkt for innhold av radioaktivt cesium. For å se på varighet og endringer over tid er fisk fra flere av de samme innsjøene undersøkt i perioden 2003–2010.

Nivåer i fisk i 1986

Målinger av radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137) i ferskvannsfisk etter ulykken i 1986 viser at nivåene i ferskvannsfisk samsvarer med mengde radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken (Kart 16.1). Siden de fleste innsjøer i Norge er næringsfattige, førte dette til høyere nivåer i ferskvannsfisk.

De høyeste nivåene av radioaktive stoffer i en innsjø etter et nedfall vil skyldes det direkte nedfallet, men disse nivåene vil synke forholdsvis raskt etter hvert som de radioaktive stoffene bindes i sedimentene på bunnen eller blir transportert videre nedover i vassdraget. Den kontinuerlige tilførselen av radioaktive stoffer fra nedbørsfeltet og langsom frigjøring fra sedimentene fører imidlertid til langvarig effekt av forurensningen.

Nivåer i fisk i 2004–2007

I løpet av 2004–2007, ble det samlet inn og målt radioaktivitet i fisk fra 33 innsjøer i Nord-Trøndelag og 32 i Oppland. I 2009 og 2010 er flere av disse innsjøene undersøkt igjen for å se på utvikling av radioaktiv forurensning i ferskvannsfisk over tid. Resultatene for artene ørret, røye, sik, harr, lake, abbor og gjedde er vist i Kart 16.2.

I Oppland ble de høyeste nivåene funnet i abbor fra innsjøen Yddin i Øystre Slidre med geometrisk middelvei på 706 Bq/kg fiskekjøtt, mens innsjøen Vinsteren (Øystre Slidre) og Flatningen (Vågå) hadde nivåer i ørret på 560 Bq/kg våtvekt og 644 Bq/kg våtvekt i ørret. De høyeste målte verdiene i enkeltfisk ble målt i ørret fra Vinstern på 1032 Bq/kg våtvekt og fra Olastjern (Sel) på 1020 Bq/kg våtvekt (Figur 16.1 og Figur 16.2).

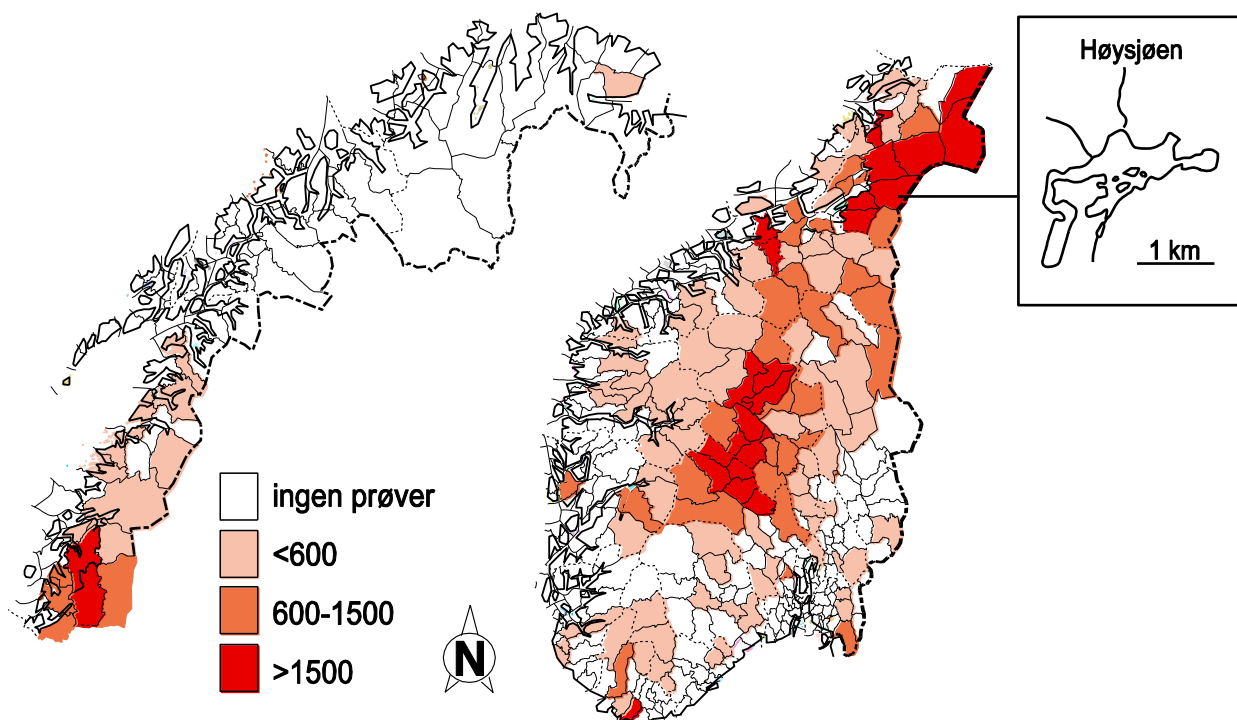
I innsjøer hvor ørret lever sammen med abbor, hadde abboren 2–4 ganger så høye nivåer som ørret. I innsjøer hvor ørret og røye lever

sammen, er det vanligvis noe høyere konsentrasjon av cesium-137 i ørret.

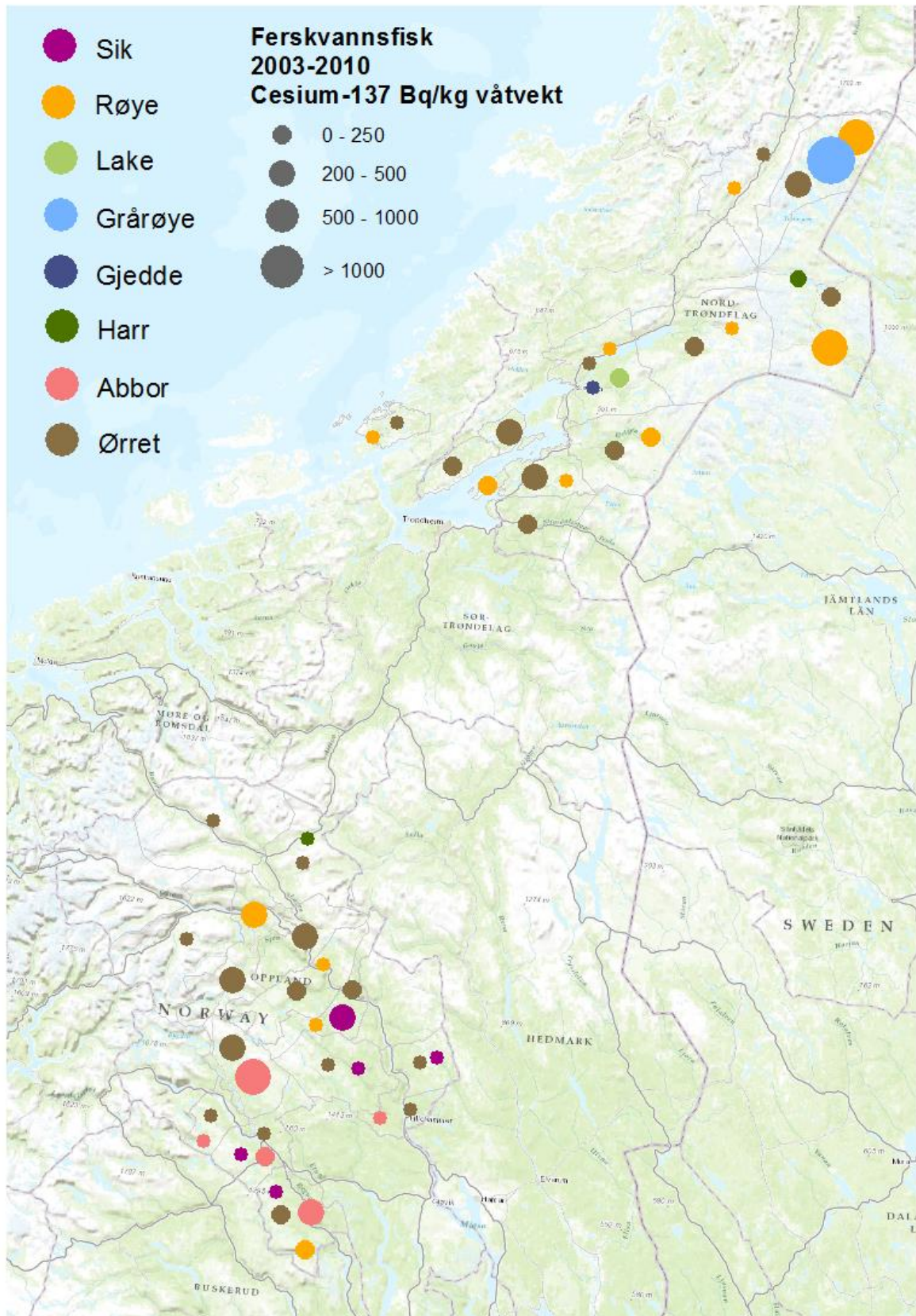
Resultatene fra Nord-Trøndelag viser at radioaktiviteten i fisk samlet inn i 2009 og 2010 gjennomgående er lavere enn radioaktiviteten i fisk fra de samme innsjøene 5–6 år tidligere.

I 2004 og 2005 ble de høyeste nivåene i funnet i røye fra Svarttjønnna i Lierne kommune og

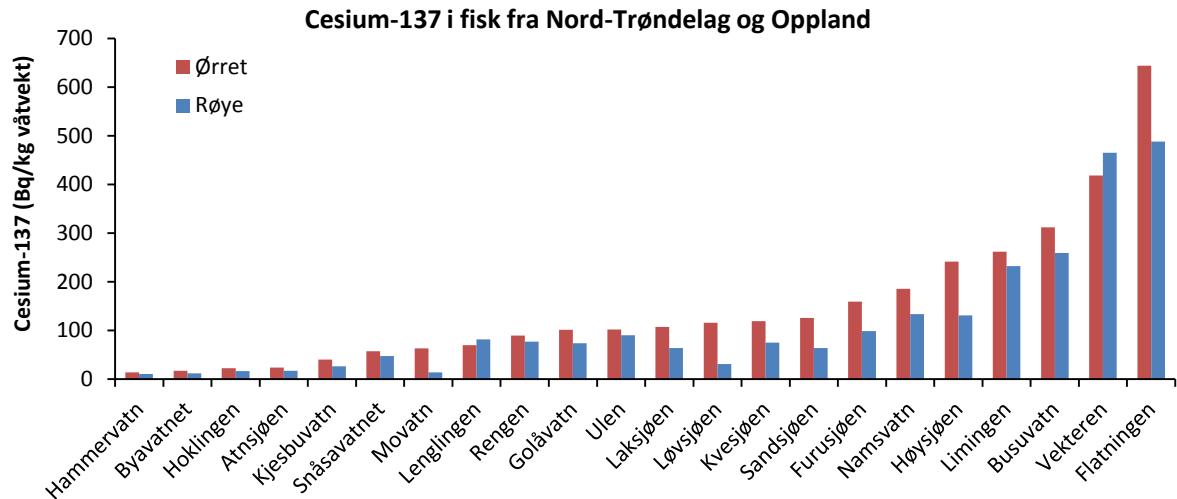
Tunnsjøen i Røyrvik kommune. I Svarttjønnna varierte nivåene i røye fra 448–2505 Bq/kg våtvekt. Her er nivåene i store røyer betydelig høyere enn i små røyer. Høyeste måling av cesium-137 var 3350 Bq/kg våtvekt i dypvannsrøye fra Tunnsjøen. Nivåer over 500 Bq/kg våtvekt er også målt i røye fra Lierne og Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag og abbor i Øystre Slidre i Oppland.



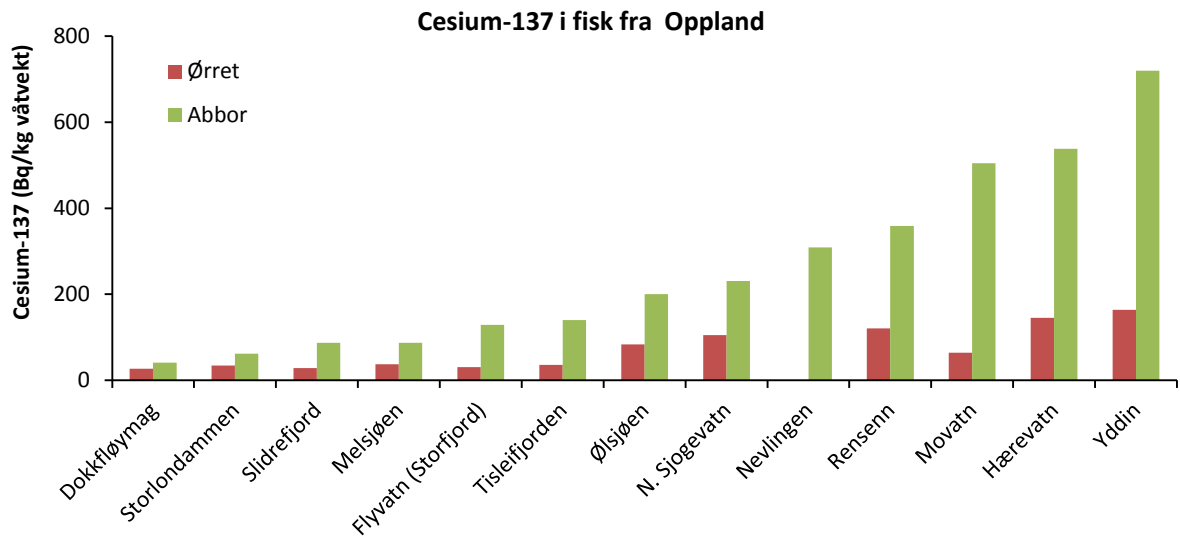
Kart 16.1 Radioaktivt cesium (cesium-134 og cesium-137 Bq/kg våtvekt) i ferskvannsfisk i 1986. Verdiene viser gjennomsnitt for hver kommune.



Kart 16.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ferskvannsfisk. Punktene viser geometrisk gjennomsnitt av nivåene fisk fra kommuner i Oppland, Nord-Trøndelag og Sør-Trøndelag i perioden 2003–2010. Antall prøver er 2170.



Figur 16.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ørret og røye fra innsjøer i Nord-Trøndelag og Oppland i perioden 2004–2010. Figuren viser medianverdier for ulike vann. Antall prøver er 753 (ørret: 390, røye: 363).



Figur 16.2 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i abbor og ørret fra innsjøer i Oppland i perioden 2004–2010. Figuren viser medianverdier for ulike vann. Antall prøver er 330 (ørret: 176, abbor: 154).

19 Overvåkning av områder

I tillegg til overvåkning av referanseorganismer foregår overvåkingen i utvalgte referanseområder. Fordelen med referanseområder er at den radioaktive forurensningen hos ulike arter og andre egenskaper ved økosystemet kan ses i sammenheng. For eksempel representerer ørret og røye forskjellige næringskjeder, og ulikt opptak av radioaktivt cesium kan ses i sammenheng med ulikt fødevalg.

Etablerte referanseområder for overvåkning av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer er på Svalbard, i Dividalen i Troms, Pasvik i Finnmark, i villreinområdene Nord-Rondane, Knutshø og Snøhetta og ferskvannssystemene Øvre Heimdalsvatn i Oppland og Høysjøen i Nord-Trøndelag.

For å få kunnskap om hvordan radioaktivt cesium i vann og sedimenter påvirker nivåene i byttedyr og fisk, ble Høysjøen i Nord-Trøndelag og Øvre Heimdalsvatn i Oppland valgt ut som referanseinnsjøer. Begge områdene fikk mye radioaktivt nedfall.



Ferskvannssystemer er sårbare for radioaktivt nedfall Foto: © Martin Blom.

20 Høysjøen

Overvåkning av radioaktivitet i Høysjøen i Nord-Trøndelag er utført av NINA. Kontaktperson er Ola Ugedal.

Etter ulykken i 1986, ble Høysjøen i Verdal kommune i Nord-Trøndelag valgt ut som referanseinnsjø for undersøkelse av radioaktivitet i Norge. Innsjøen er næringsfattig med svært lav konsentrasjon av kalium. Dette har stor betydning fordi opptaket av cesium er mye større hos organismer som lever i kaliumfattig enn kaliumrikt vann.

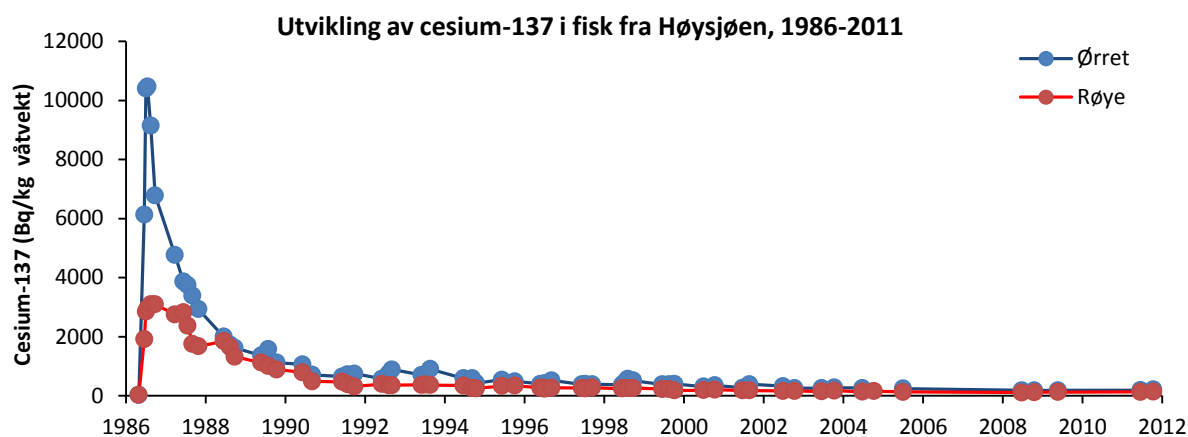
Målinger i fisk samlet inn fra Høysjøen høsten 1985 viste at fisken innholdt radioaktivt cesium på omlag 30 Bq/kg våtvekt. Dette var rester etter det radioaktive nedfallet som kom etter prøvesprengningene av atomvåpen på 50- og 60-tallet. Etter at det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl nådde Midt-Norge 28. april 1986 steg cesiuminnholdet raskt i fiskens næringsvalg. Utover våren og sommeren 1986 økte radioaktiviteten i fisk til medianverdi på 10400 Bq/kg våtvekt for ørret og 3100 Bq/kg våtvekt for røye (Figur 18.1). I løpet av 1986 ble det målt maksimumsverdier i enkeltfisk av ørret og røye på henholdsvis 26500 og 12900 Bq/kg våtvekt. De store forskjellene i forurensing hos ørret og røye skyldes at de har ulik diett, spiser ulik mengde og oppholder seg på ulike steder i innsjøen med ulik temperatur.

Ørreten beiter på grunt vann og spiser bunndyr mens røye beiter på dypere vann og spiser hovedsakelig plankton. Siden bunndyrene tok opp mer radioaktiv forurensning enn planteplankton, økte nivåene i ørret raskere enn nivåene i røye. I tillegg spiser ørret betydelig mere enn røye, spesielt tidlig på året, og dette førte til at den radioaktive forurensningen i fisk fra Høysjøen sommeren 1986 ble tre ganger høyere i ørret enn i røye. Siden ørreten lever der vanntemperaturen er høy, har den en høy utskillelse og radioaktiviteten sank derfor raskt utover sensommeren.

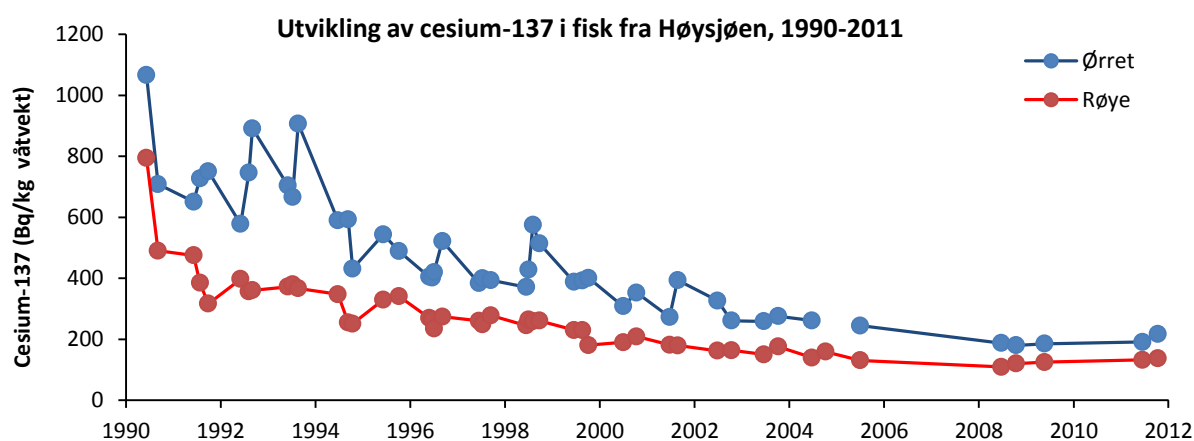
I juli 1986 ble de første prøvene av mageinnhold i ørret og røye tatt. Disse viste nivåer av cesium-137 på over 16000 Bq/kg våtvekt for ørret og over 10000 Bq/kg våtvekt for røye. Resultatene fra målinger i august og september viste en rask nedgang i nivåene. Som et resultat av dette, ble forskjellene i radioaktivitetsnivå mellom ørret og røye fra vår og sommer 1986 i stor grad jevnet ut allerede vinteren 1987/88.

Etter dette har utviklingen av cesium-137 i ørret og røye vært lik for begge artene, men med høyere nivå i ørret (Figur 18.1 og Figur 18.2). I den senere tid er forskjellene mellom artene opprettholdt på grunn av forskjellig forurensningsnivå i de to artenes viktigste næringsdyr og ulik mengde næringsinntak (Figur 18.3). I 2011 var medianverdi for ørret 220 Bq/kg våtvekt og 140 Bq/kg våtvekt for røye. Innholdet av radioaktivt cesium i fisk er fremdeles 5-9 ganger høyere enn det var før ulykken i 1986.

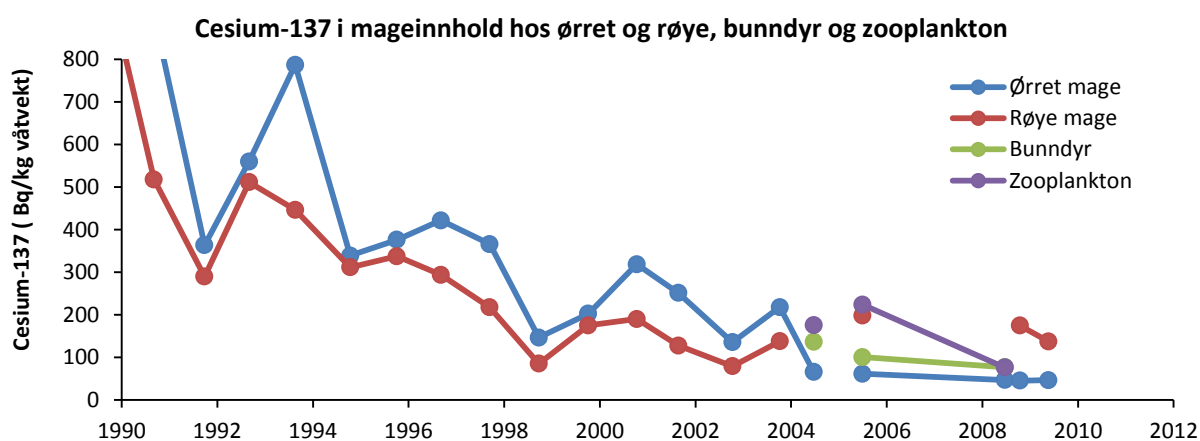
I 1986 var mesteparten av den radioaktive forurensningen å finne i det øverste sedimentlaget i innsjøen. Etter kort tid ble det aller meste av det radioaktive cesiumet i Høysjøen lagret i sedimentene. Resultatene fra oktober 2003 viser en ulik dybdefordeling av cesium-137 i ulike områder av innsjøen (Figur 18.4). De høyeste nivåene, på ca. 3000 Bq/kg våtvekt ble funnet i den dypeste delen av hovedbassenget, ved en sedimentdybde på 1–2 cm. Dette er områder hvor det meste av sedimentene samles opp over tid, og resultatene tyder på at nye sedimenter med lavere cesium-137-nivåer nå har begynt å legge seg over de mest cesium-137-rike, eldre sedimentene. Resultatene viser også at det fortsatt finnes betydelige mengder cesium-137 i de øverste sedimentsjiktene. De radioaktive stoffene frigjøres til næringskjeden av små virvelløse dyr som lever i eller på sedimentene, og slik transporteres stoffene videre oppover i næringskjeden, til fisk og derfra også videre til mennesker. Utviklingen av radiocesium i ørret og røye fra Høysjøen viser at nedgang av cesium-137 i fisk gikk raskt de første årene etter 1986 for så å avta med tiden.



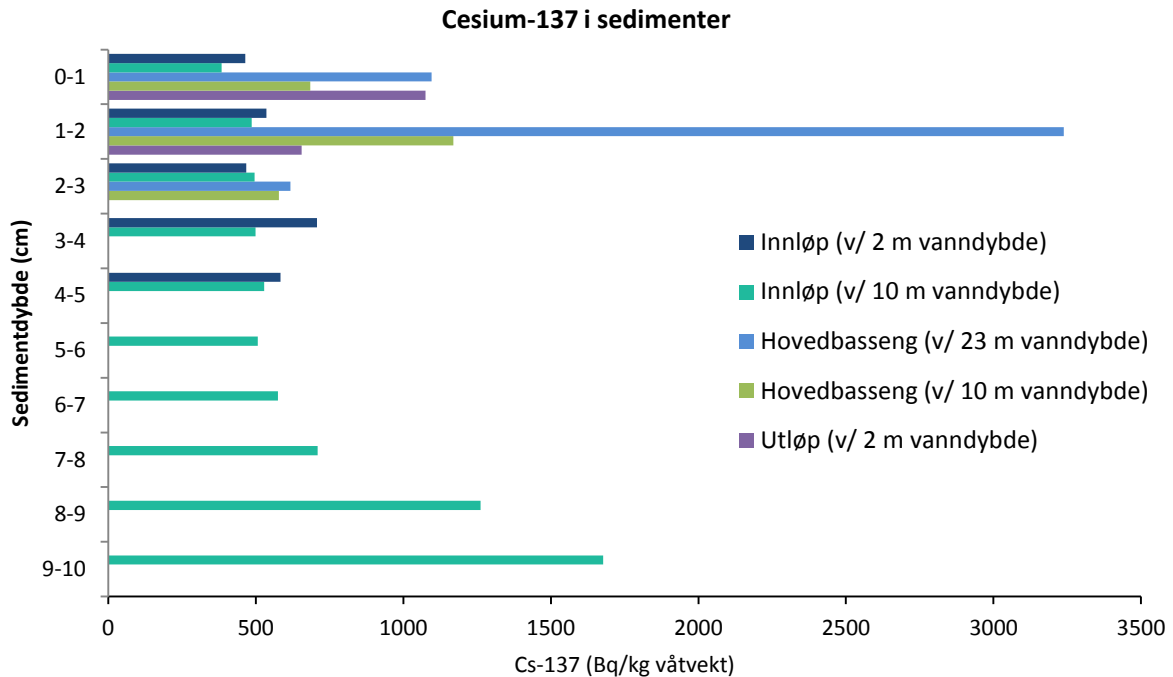
Figur 18.1 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ørret og røye fra Høysjøen i Nord-Trøndelag i perioden 1986–2011. Punktene viser gjennomsnitt ved innsamling om våren og om høsten. Legg merke til at skalaen går til 12000 Bq/kg våtvekt. Antall prøver er 5430 (ørret: 2405, røye: 3025).



Figur 18.2 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ørret og røye fra Høysjøen i Nord-Trøndelag i perioden 1990–2011. Punktene viser gjennomsnitt ved innsamling om våren og om høsten. Legg merke til at skalaen går til 1200 Bq/kg våtvekt. Antall prøver i perioden er 4530 (ørret: 2030, røye: 2500).



Figur 18.3 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i mageinnhold hos ørret og røye, bunndyr og zooplankton fra Høysjøen i Nord-Trøndelag i perioden 1991–2009.



Figur 18.4 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sediment fra fem ulike steder i Høysjøen i Verdal kommune i Nord-Trøndelag i 2003. Sediment prøvene ble delt inn i sjikt på 1 cm før måling. I de fleste tilfellene ble det tatt to parallelle prøver på samme sted, og i disse tilfellene vises gjennomsnittsverdier.

Kilder og litteratur

Ugedal O et al. 1992. Effects of temperature and body size on radiocaesium retention in brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwater Biology* 1992; 28(2): 165-171.

Forseth T, Ugedal O, Brittain J E, Jonsson B, Njåstad O, Næumann R 1993. Radioaktiv forurensning i ferskvann. NINA Oppdragsmelding 242: 1-15. Trondheim 1993.

Forseth T, Ugedal O, Jonsson B 1997. Radioaktivt cesium i ferskvann. NINA fagrapport 027. Trondheim: Norsk institutt for luftforskning, 1997.

Jonsson B, Forseth T, Ugedal O 1999. Chernobyl radioactivity persist in fish. *Nature* 400 (6743): 417.

Ugedal O et al. 1995. Sources of variation in radiocaesium levels between individual fish from a Chernobyl contaminated Norwegian

lake. *Journal of Applied Ecology* 1995; 32(2): 352-361.

Ugedal O, Forseth T, Jonsson B 1997. A functional model of radiocaesium turnover in brown trout. *Ecological Applications* 1997; 7(3): 1002-1016.

Ugedal O et al. 2000. Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann. NINA oppdragsmelding 650. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 2000.

21 Øvre Heimdalsvatn

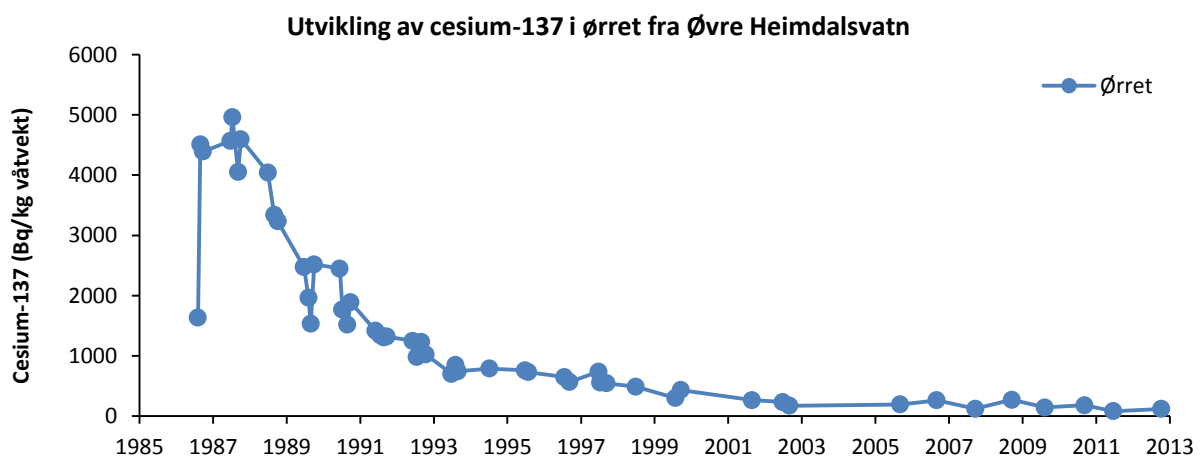
Overvåkning av radioaktivitet i Øvre Heimdalsvatn i Oppland er utført av UiO. Kontaktperson er John E. Brittain.

Når Tsjernobyl-nedfallet nådde Norge i april 1986, var Øvre Heimdalsvatn fortsatt dekket av is og snø, og innsjøen ble derfor forurenset av radioaktive stoffer først når isen begynte å smelte i juni. Innholdet av cesium-137 i ørret økte så sakte utover sommeren og nådde høyeste nivå i juli 1987 med et gjennomsnitt på nesten 5000 Bq/kg våtvekt (Figur 19.1) Høyeste enkeltmåling var på 8400 Bq/kg våtvekt. Undersøkelsene fra Øvre Heimdalsvatn viser at radioaktivitetsnivåene i ørret er høyest i mars–juni og lavest i juli–august.

Resultatene fra Øvre Heimdalsvatn de seneste årene viser at gjennomsnittsnivåene i ørret varierer mellom 143 Bq/kg og 271 Bq/kg våtvekt. I de første årene etter nedfallet, var det betydelig mer radioaktivt cesium som ble lagret i sedimentene eller transportert ut, enn mengden nytt cesium som ble tilført innsjøen fra nedbørsfeltet eller frigitt fra sedimentene. Nivåene i ferskvannssystemet sank derfor

relativt raskt. Målingene viser at det i de første årene etter Tsjernobyl-nedfallet tok ca. 3–4 år å redusere nivåene i ørret med 50 %. I de siste årene har nedgangen gått stadig mer langsomt, og nå tar det nesten 30 år før cesium-137-nivåene halveres. Dette er omtrent like lang tid som den fysiske halveringstiden til cesium-137 (30,2 år). Dette tyder på at mengden cesium-137 som nå blir tilført innsjøen, er like stor om mengden cesium-137 som blir transportert ut av innsjøen og nedover vassdraget eller bundet i sedimentene.

Undersøkelser av radioaktivt cesium i sedimentene i Øvre Heimdalsvatn i 1989 viste store lokale variasjoner. Nivå av cesium-137 i innsjøen var i gjennomsnitt på 57 000 Bq/m². Innholdet av cesium-137 øker med mengde organisk materiale i sedimentene. I 1989 var gjennomsnitts cesium-137-nivå i partikulært organisk material som tilføres innsjøen i tilløpsbekkene, ca. 20 000 Bq/kg tørrvekt mot ca. 400 Bq/kg i 2012. Dette organiske materiale inneholder både lav, mose og kvist, men mesteparten består av løvfall fra landvegetasjon som vier og bjørk.



Figur 19.1 Utvikling av cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ørret fra Øvre Heimdalsvatn i Oppland i perioden 1986–2012. Punktene viser gjennomsnitt for hvert år. Antall prøver er 537.



Innsamling av vannprøver for analyser av cesium-137 ved utløp av Øvre Heimdalsvatn. Foto: John E. Brittain.

Kilder og litteratur

Brittain JE, Gjerseth JE 2010. Long-term trends and variation in cesium-137 activity concentrations in brown trout (*Salmo trutta*) from Øvre Heimdalsvatn, Norwegian sub-alpine lake. *Hydrobiologia* 2010; 642:107-113.

Haugen LE et al. 1999. Jord, planter og sopp. I: Harbitz O, Skuterud L 1999. Radioaktiv forurensning: betydning for landbruk, miljø og befolkning. Oslo: Landbruksforlaget, 1999: 69-102.

Hongve D, Blakar IA, Brittain JE 1995. Radiocaesium in the sediments of Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake. *Journal of Environmental Radioactivity* 1995; 27(19): 1-11.

Ulván EM 2010. Arctic char - friend or foe? Climate driven seasonal variation in competitive impact of Arctic char (*Salvelinus alpinus* L) on brown trout (*Salmo trutta* L). Master of Science Thesis, NTNU. Trondheim: E. M. Ulvan, 2010.

Tracy BL, Carini F, Barabash S, Berkovskyy V, Brittain JE, Chouhan S, Elefteriou G, Losjpe M, Monte L, Psaltaki M, Shen J, Tschiersch J and Turcanu C. 2013. The sensitivity of different environments to radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 2013; 122: 1-8.

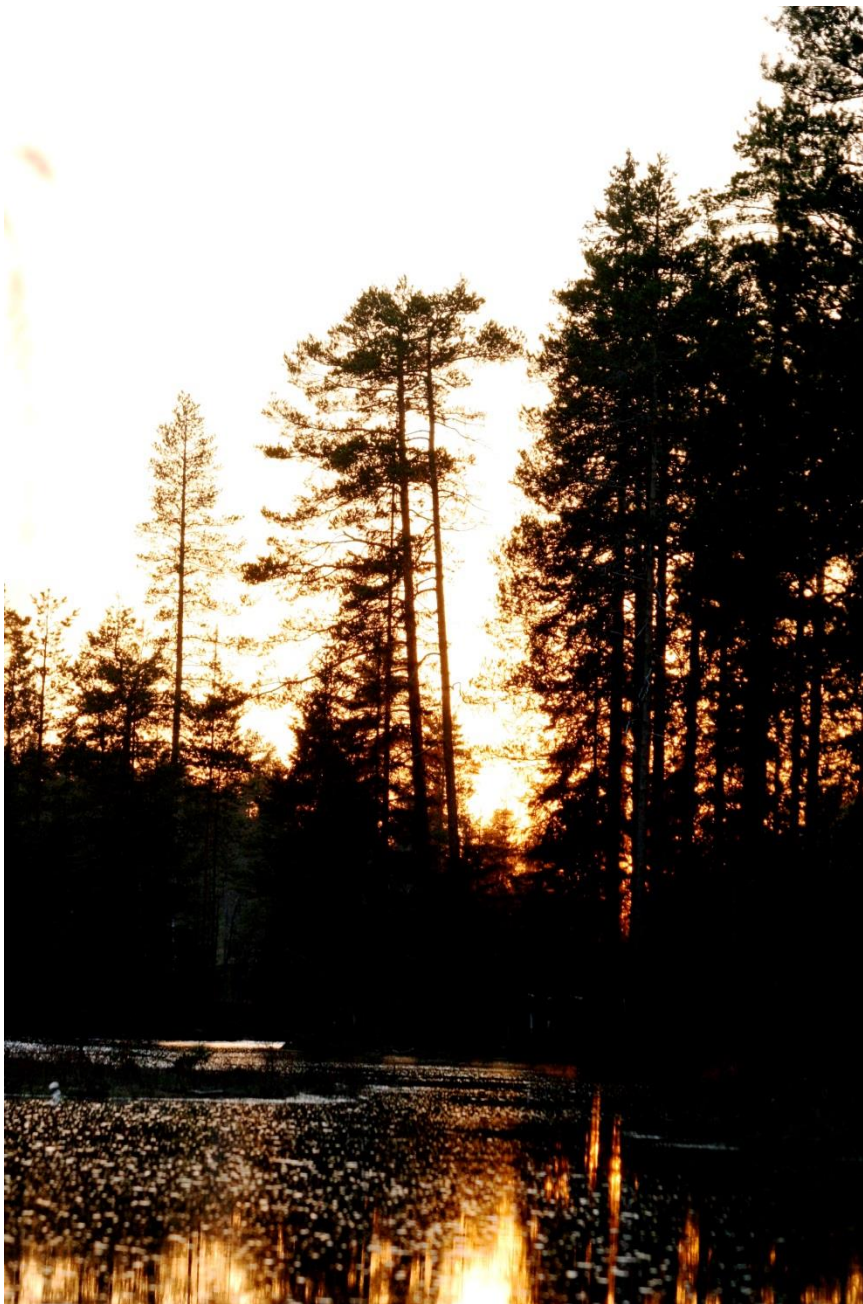
Brittain JE og Bjørnstad HE 2010. A long-term study of catchment inputs of ¹³⁷Cs to a subalpine lake in the form of allochthonous terrestrial plant material. *Hydrobiologia* 642: 101-106.

Brittain JE, Storruste A og Larsen E 1991. Radiocesium in brown trout (*Salmo trutta*) from a subalpine lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 1991; 14: 181-191.

Hongve D, Brittain JE og Bjørnstad HE 2002. Aquatic mosses as a monitoring tool for ^{137}Cs contamination in streams and rivers – a field study from central southern Norway. *Journal*

of Environmental Radioactivity 2002; 60:139-147.

Salbu B, Bjørnstad HE og Brittain JE 1992. Fractionation of Cs isotopes and ^{90}Sr in snowmelt run off and lake waters from a contaminated Norwegian mountain catchment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 1992; 156: 7-20.



Radioaktivt nedfall sedimenteres i ferskvann. Foto: © Martin Blom.

22 Dividalen

Overvåkning av radioaktivitet i Divi-dalen er utført av Statens strålevern. Kontaktperson er Justin Gwynn.

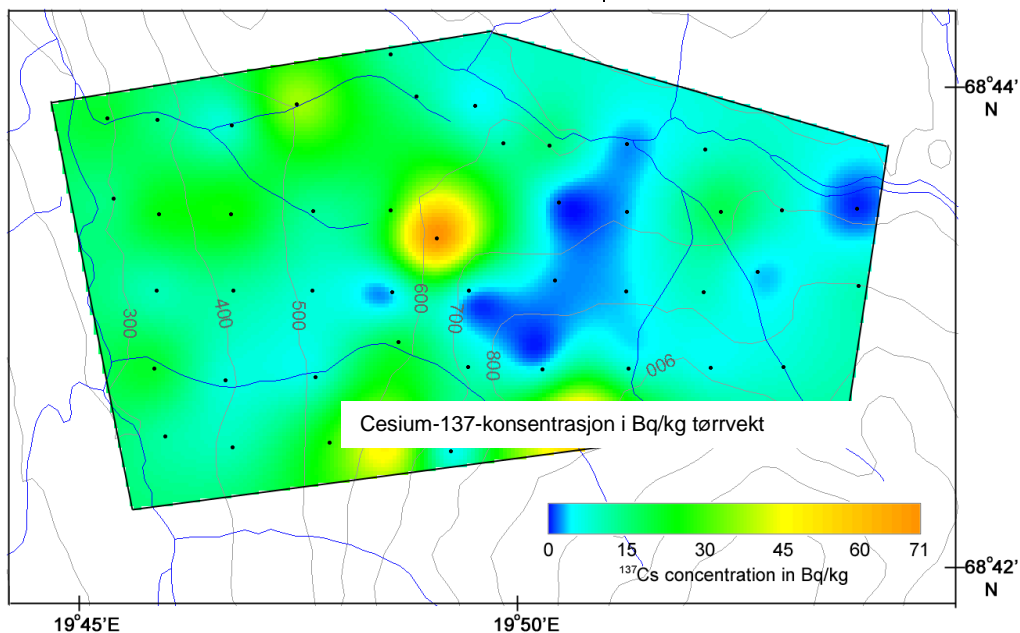
Øvre Dividal nasjonalpark ligger i Målselv kommune i Troms på grensen til Sverige og representerer typisk nordnorsk innlandsnatur med fjellandskap. Strålevernets prøvetakingsområde ligger inne i Øvre Dividal nasjonalpark. Dividalen i Troms er også ett av Miljødirektoratets referanseområder i program for terrestrisk naturovervåkning (TOV).

Kilden til radioaktiv forurensning i Øvre Dividal og andre landområder i Troms er først og fremst prøvesprengningene på 1950- og 1960-tallet. Troms fylke fikk lite nedfall fra Tsjernobyl-ulykken med gjennomsnittlig aktivitet av cesium-134 og cesium-137 på 500 Bq/m².

Jord

Nivåene av cesium-137 i jord fra Øvre Dividal varierte fra 0,2 til 135 Bq/kg tørrvekt i 2004. Prøvene viste høyere nivåer av cesium-137 i det øverste sjiktet med organisk jord enn i de nedre lagene som er karakterisert av mye leire og mye sand. Cesium-137 nivået i det organiske jordlaget var i gjennomsnitt 61 Bq/kg tørrvekt. Til sammenligning lå det gjennomsnittlige cesium-137-nivået i de leire- og sandrike jordlagene på 4,9 Bq/kg tørrvekt. De gjennomsnittlige nivåene av cesium-137 i jordprofilen fra hvert prøvetakingspunkt er vist i Figur 20.1.

Jordprøvene ble også analysert for plutonium-239+240 og americium-241, som i likhet med cesium-137 er menneskeskapte stoffer som stammer fra aktiviteter som kjernekraft og kjernevåpen. Over 80 % av begge disse stoffene ble funnet i det øverste organiske jordlaget. Gjennomsnittsnivået av plutonium-239+240 og americium-241 i jorden var henholdsvis 0,66 Bq/kg tørrvekt og 0,26 Bq/kg tørrvekt. Forholdet mellom de forskjellige plutoniumisotopene tyder på at disse stoffene i hovedsak stammer fra prøvesprengningene i atmosfæren på 1950- og 1960-tallet.

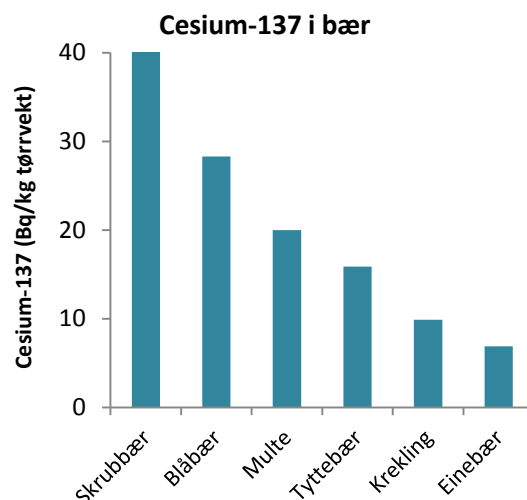


Figur 20.1 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i jord i Øvre Dividal i 2004. Kartet viser resultater for hele jordprofilen. Prøvetakingspunktene er vist med svarte prikker.

Planter, sopp og lav

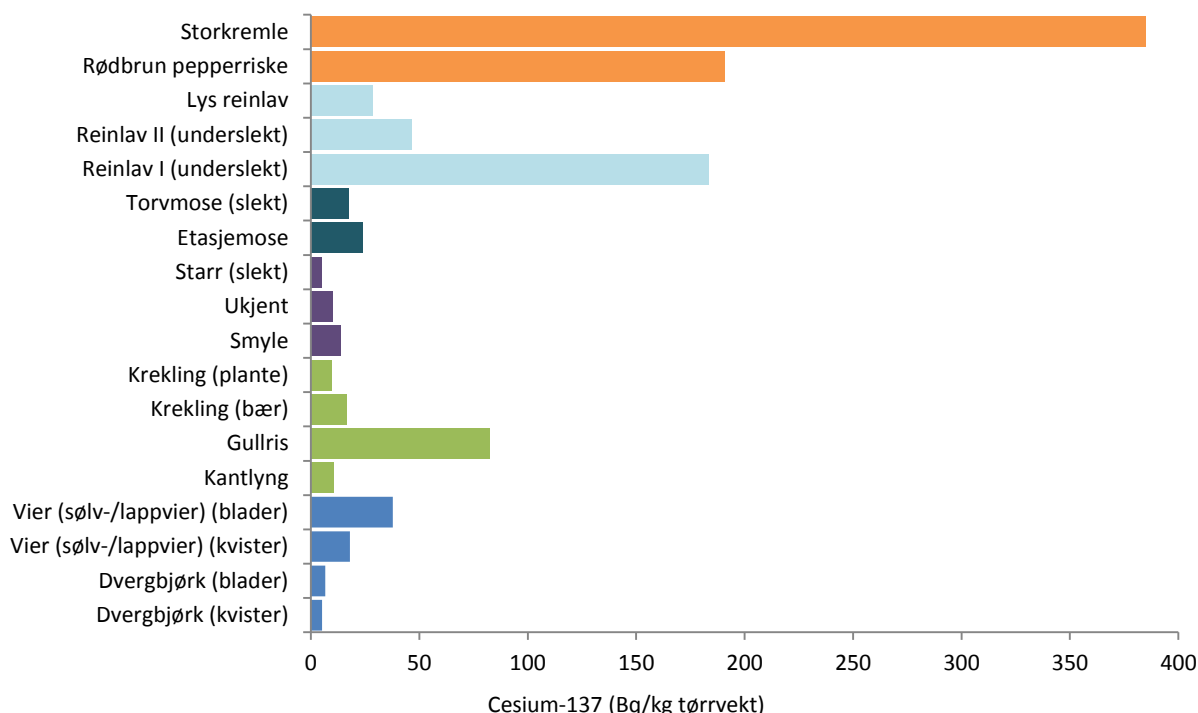
Resultater fra 2004 viser at sopp har de høyeste nivåene av de målte vekstene (Figur 20.2). Storkremle inneholdt i gjennomsnitt 385 Bq/kg tørrvekt som tilsvarer 38 Bq/kg våtvekt og rødbrun pepperriske 191 Bq/kg tørrvekt (19 Bq/kg våtvekt). En type reinlav og gressarten gullris tar opp noe mer cesium enn de øvrige plante- og lavartene i området. Gress, halvgress, busker, urter og moser har generelt lavere nivåer enn lav og sopp. Målinger på forskjellige deler av plantene viser at bær og blader har høyere nivåer enn resten av plantedelene.

En undersøkelse av cesium-137 i forskjellige bærsorter i 2010 viste relativt lave nivåer. Høyeste gjennomsnittsnivå var på 41 Bq/kg tørrvekt og var funnet i skrubbebær. Deretter fulgte blåbær, multe og tyttebær. Krekling og einebær hadde de laveste nivåene (Figur 20.3).



Figur 20.3 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i bær fra Øvre Dividal i 2010. Antall prøver er 38.

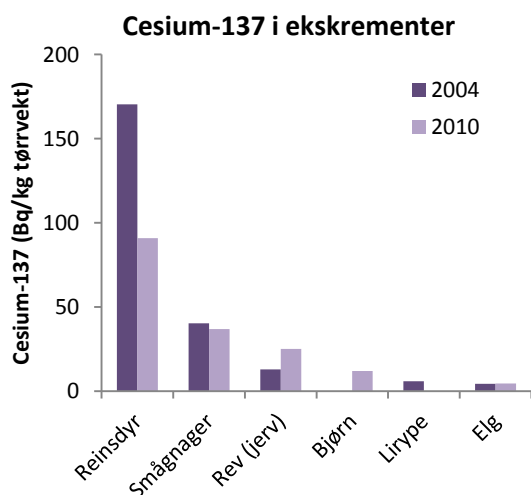
Cesium-137 i planter, sopp og lav



Figur 20.2 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i planter sopp og lav fra Øvre Dividal i 2004. Figuren viser arter og slekter av sopp (oransje), lav (lyseblå), mose (mørkegrønn), gress og halvgress (lilla), urter (mellomgrønn) og busker (lyseblå). Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 55 (sopp: 2, lav: 4, mose: 10, planter: 39).

Dyr

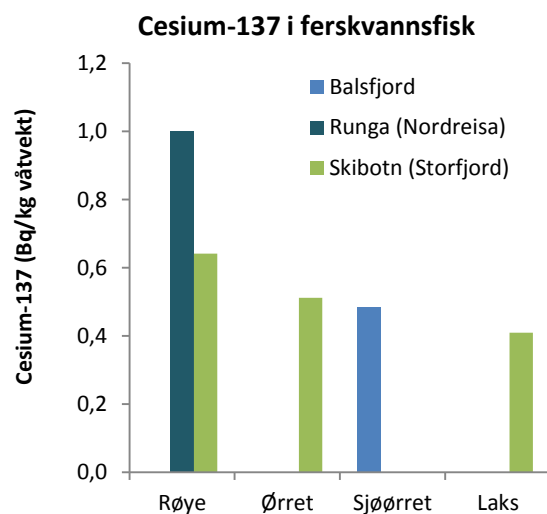
For å få en indikasjon på radioaktivitetsnivåene i dyr, ble ekskrementer fra ulike arter samlet inn. I referanseområdet i Øvre Dividal ble det i 2004 og 2010 funnet ekskrementer av elg, reinsdyr, rev eller jerv, lirype og smågnagere. De høyeste nivåene av cesium-137 var i ekskrementer fra reinsdyr, som hadde et gjennomsnitt på 170 Bq/kg tørrvekt. Resultat av prøve fra smågnager hadde nest høyest nivå med 40 Bq/kg (Figur 20.4). Nivåene i ekskrementene er bl.a. avhengig av nivåene i maten, hvor lett fordøyelig maten er og hvor mye av stoffet som absorberes i fordøyelsessystemet. Forskjellig føde kan forklare mye av den store forskjellen i cesium-137-nivåer man finner mellom ulike dyrearter. I Øvre Dividal spiser reinsdyrene gress, blomstrende planter, mose og lav. Elg spiser hovedsakelig blader fra bartrær og løvtrær, samt akvatiske planter om sommeren. Lirype spiser for det meste bær, urter og løv fra dvergbjørk om sommeren og høsten, mens smågnagere spiser forskjellige typer frø, nøtter, bær, røtter og insekter. De høye nivåene i reinsdyr sammenlignet med elg skyldes at reinsdyr spiser lav som har høyere innhold av cesium-137.



Figur 20.4 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i ekskrementer fra reinsdyr, smågnagere, rev (eller jerv), bjørn, lirype og elg i 2004 og 2010. I prøvene fra 2004 er det usikkert om noen av ekskrementene var fra jerv eller rev, mens i 2010-prøvene ble det fastslått at de tilhørte rev. Antall prøver er 10.

Ferskvannsfisk

Det er målt cesium-137 i vannet fra to elver som renner gjennom Øvre Dividal, Divielva og Skakterelva. Resultatene viser at begge elvene inneholder lave nivåer i vannet av cesium-137, med henholdsvis 0,23 og 0,20 Bq/m³. Undersøkelser av fisk som NINA har samlet inn fra flere lokaliteter i Troms viser også lave verdier av cesium-137. De høyeste verdiene er i røye, men alle målingene har ligget på ca. 2 Bq/kg ferskvekt eller lavere (Figur 20.5).



Figur 20.5 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i fisk fra Balsfjord, Runga og Skibotn i Troms i perioden 1996–2007. Data er hentet inn av NINA. Figuren viser medianverdier. Antall prøver er 109.

Kilder og litteratur

Mathiesen SD 1999. Comparative aspects of digestion in reindeer. Digestive adaptations in reindeer on South Georgia and in northern Norway (*Rangifer tarandus tarandus*) and in Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus*). PhD thesis. Tromsø: University of Tromsø, 1999.

StrålevernRapport 2006:10. Terrestrial Monitoring i Øvre Dividalen. Østerås: Statens strålevern, 2006.

23 Pasvik

Overvåkning av radioaktivitet i Pasvik er utført av Statens strålevern. Kontaktperson er Bredo Møller.

Pasvik i Sør-Varanger kommune i Øst-Finnmark har sub-arktisk klima og er et område med variert flora og fauna. Menneskeskapt radioaktiv forurensning i området skyldes i all hovedsak nedfall fra atmosfæriske prøvesprengninger på 50-60 tallet. Dette nedfallet førte til økte nivåer av radioaktivt cesium i tamrein og ga økte stråledoser til reindriftsutøvere. På grunn av områdets nærhet til potensielle kilder i Nordvest Russland og Finland og forekomst av tamreindrift, er Pasvik valgt ut som referanseområde for overvåkning av radioaktiv forurensning.

Jord, planter, sopp og lav

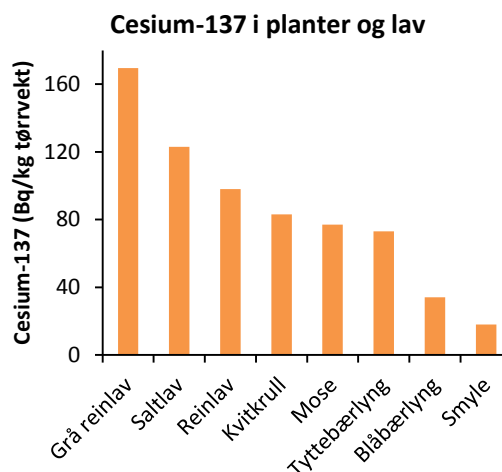
Nivåene i jord målt i 2001, varierte fra 20-90 Bq/kg tørrvekt. Resultater fra et annet prøvelfelt i Øvre Pasvik nasjonalpark viste nivåer fra 200–400 Bq/m² i 2011. Dette viser store lokale variasjoner i forurensningsgrad. Innhold av radioaktivt cesium er målt i et utvalg av planter og lav fra området viser at ulike arter av lav inneholder mer radioaktivt cesium enn planter og gress (Figur 21.1). Nivåene i lav varierer fra 14 Bq/kg tørrvekt i kvitkrull til 227 Bq/kg tørrvekt i grå reinlav. Sopp tar opp mer cesium-137 fra jorda enn planter. Ulike sopparter tar opp ulik mengde fra forurensning fra jorden. Sammenlignet med andre steder i Norge som fikk mye radioaktiv forurensning fra Tsjernobyl-ulykken, er det lave nivåene i sopp fra Pasvik. Nivåene i sopp fra Pasvik er høyest i brunkjøttbukkesopp og rødbelte-slørsopp (Figur 21.4 og Figur 21.5).

Dyr

Høyere nivå i lav enn i planter gir høyere opptak i reinsdyr vinterstid enn annet hjortevilt (Figur 21.2). I Pasvik varierer nivåene i reinsdyr mellom 280 Bq/kg tørrvekt til 555 Bq/kg tørrvekt. Dette tilsvarer 70–140 Bq/kg våtvekt. Til sammenligning varierer nivåene i

elg fra 16–31 Bq/kg tørrvekt som er 4–8 Bq/kg våtvekt. Det er generelt lave verdier av cesium-137 i bær fra Pasvik. Prøver av blåbær, krekling, multe, tyttebær og skrubbær viser medianverdier under 50 Bq/kg våtvekt. Ingen enkeltverdier var over 100 Bq/kg våtvekt.

I 2009 og 2010 ble det i samarbeid med Universitetet i Tromsø samlet inn prøver av rødvilt i Finnmark. Nivåene av cesium-137 i rødvilt varierte fra 1 Bq/kg til 160 Bq/kg våtvekt. Nivåene var lavere i rev som levde langs kystområdene sammenlignet med rev som levde i innlandsområdene (Kart 21.1).

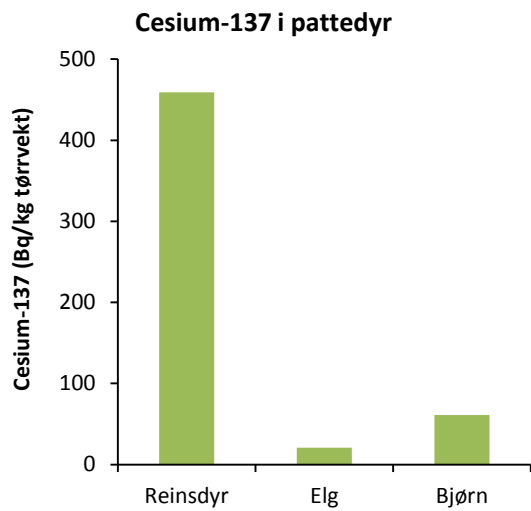


Figur 21.1 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i ulike lav- og plantearter fra Pasvik i 2002-2010. Figuren viser medianverdier bortsett fra for saltlav, mose, tyttebærlyng og blåbærlyng hvor det foreligger bare en prøve.

Ferskvannsfisk

Pasvikelva er Norges nest største vassdrag og danner mesteparten av grensen mot Russland. Elven er fiskerik og mye brukt av hobbyfiskere. Elven renner inn i Svanvann hvor Strålevernet har tatt fiskeprøver siden 2001. Siden det er lite forurensning fra Tsjernobyl-ulykken i dette området er det lave nivåer av cesium-137. Det som finnes av radioaktiv forurensning stammer fra prøvesprengninger i atmosfæren på 1950- og 60 tallet. Årlig overvåkning viser at abbor og lake inneholder noe mer radioaktivt cesium enn gjedde, sik og ørret (Figur 21.3). Innholdet av cesium-137 i sik, abbor og gjedde fra Svanvann har vært

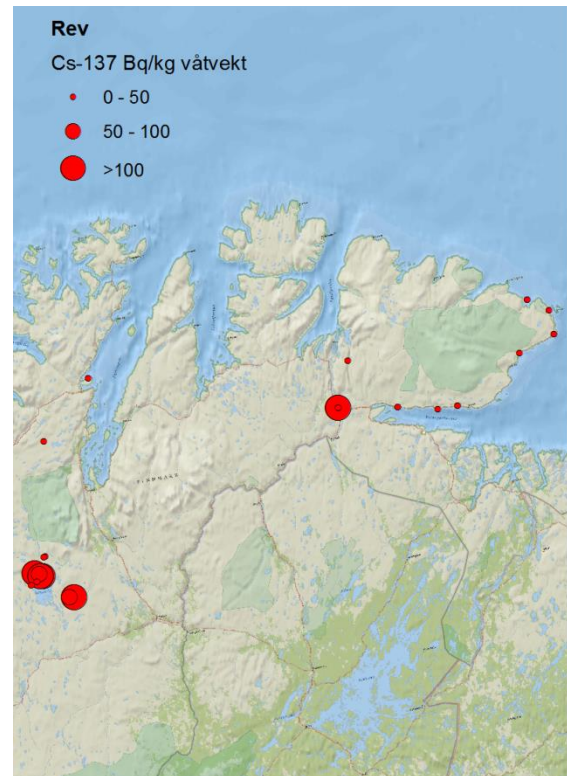
relativt uforandret i perioden 2001–2012 (Figur 21.6).



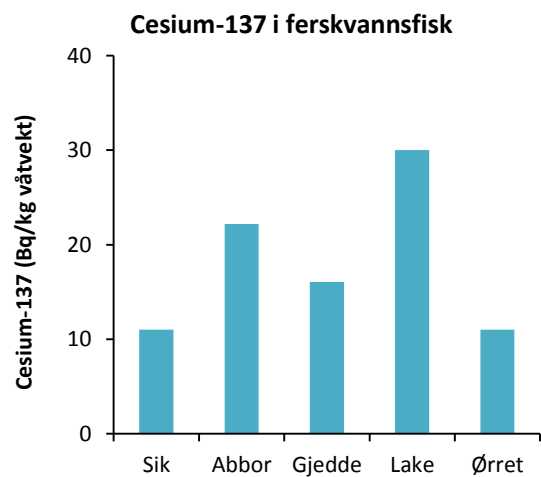
Figur 21.2 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i muskelprøver av rein og elg og i ekskrementer fra bjørn fra Pasvik i 2010 og 2011. Figuren viser medianverdier.



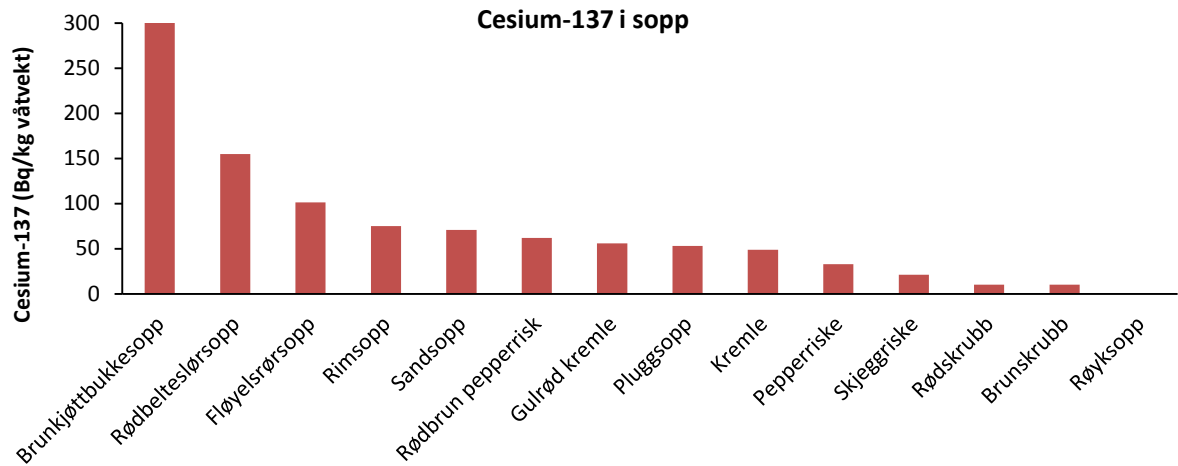
Duskull. Foto: Runhild Gjelsvik



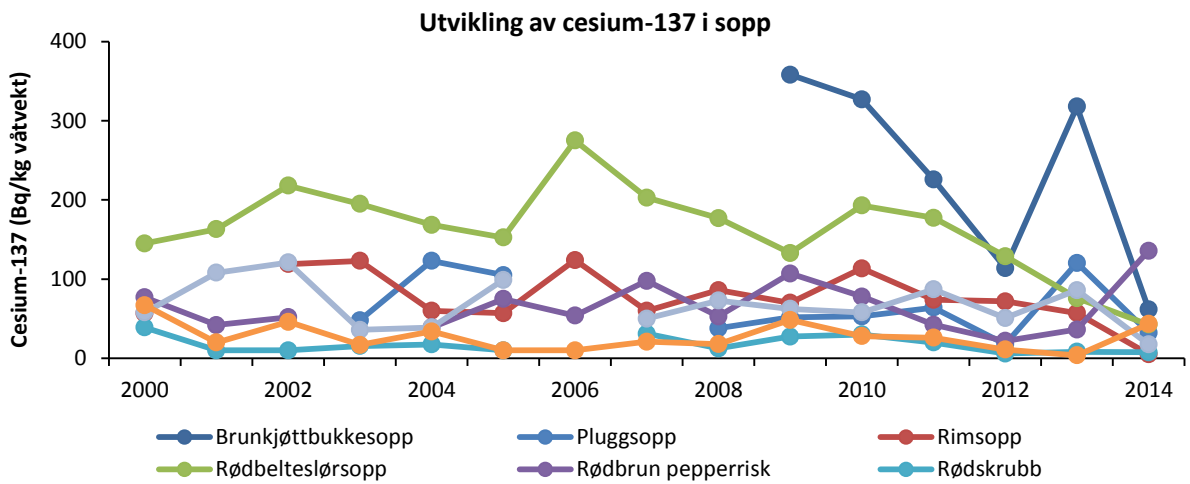
Kart 21.1 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i rødrev fra Finnmark i 2009–2010. Resultatene viser individmålinger. Disse varierer fra under deteksjonsgrensen på 10 Bq/kg våtvekt til 160 Bq/kg våtvekt.



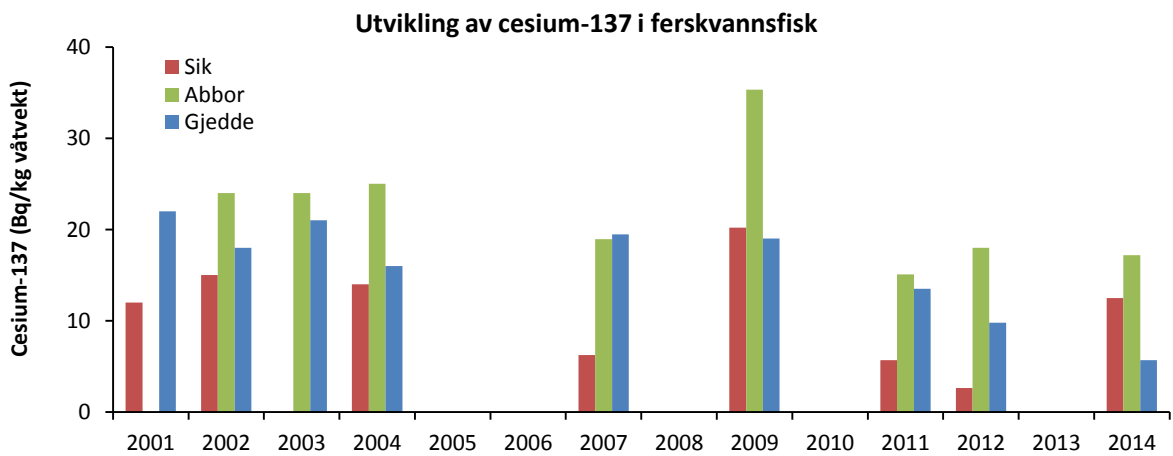
Figur 21.3 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i ferskvannsfisk fra Svanvann i Pasvik i perioden 2001–2014. Lake og ørret er bare samler inn i 2004. Figuren viser gjennomsnitt.



Figur 21.4 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sopp fra Pasvik i perioden 2000–2014. Figuren viser medianverdier. Antall målinger er 347.



Figur 21.5 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i forskjellige sopparter fra Pasvik i 2000–2014. Figuren viser medianverdier. Antall målinger er 306.



Figur 21.6 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i sik, abbor og gjedde fra Svanvann i Pasvik i perioden 2001–2014. Figuren viser gjennomsnitt.

24 Svalbard

Overvåkning av radioaktivitet på Svalbard er utført av Statens strålevern. Kontaktperson er Justin Gwynn.

Svalbard består av mange øyer, inkludert Spitsbergen, Nordaustlandet, Barentsøya, Edgeøya, Hopen og Bjørnøya. Landskapet her er typisk for høy-Arktis, og to tredjedeler av landområdene på Svalbard er permanent dekket av is. Hovedkildene til radioaktiv forurensning av landområder i Arktis er nedfall fra prøvesprengning av atomvåpen på 50- og 60 tallet. Utslipp fra gjenvinningsanlegget Sellafield i Storbritannia følger havstrømmene og gir økt forurensning i det marine miljø. Svalbard mottok lite nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Nå er områdene sårbare for utslipp fra anlegg for brukt kjernebrensel i Vest-Europa, sovjetiske/russiske kjernekraftverk og kjernevåpenindustri til elver som renner ut i havet og dumping av radioaktivt materiale i Karahavet og på Novaja Semlja.



Landmiljøet på Svalbard er typisk for høy-Arktis. Foto: © Petter Arneberg

Målinger av avfall fra kullgruvedriften på Svalbard viser at dette avfallet inneholder forhøyede nivåer av naturlig forekommende radioaktive stoffer, og spredning fra dette avfallet, f.eks. gjennom luftbåren aske, kan også føre til høyere nivåer av disse radioaktive stoffene i miljøet. Klimaforandringer vil føre til endringer i polare miljøer, og det er lite kunnskap om hva disse endringene vil bety for transport av radioaktive stoffer og deres innvirkninger på dette miljøet.



Avfall fra kullgruvedrift nær Ny-Ålesund. Foto: © Petter Arneberg

Jord

Det er permafrost i bakken på Svalbard, men om sommeren smelter det øverste laget med jord, noe som gir planter mulighet til å vokse. Klimaet i arktiske områder påvirker både fuktighetsnivået og andelen organisk materiale i jorden og bestemmer derfor også i stor grad hvordan radioaktive stoffer oppfører seg i jorden. Målinger på jord fra 2001–2002 viser at gjennomsnittsnivået av cesium-137 i overflatejorden på Svalbard var 21 Bq/kg tørrvekt. Det var noe geografiske variasjoner, som 1–63 Bq/kg tørrvekt på Spitsbergen og 5–36 Bq/kg tørrvekt på Hopen og Bjørnøya. Målingene på Svalbard viser lavere cesium-137-nivåer enn fastlandet og reflektere at det kom noe mer forurensning fra Tsjernobyl-ulykken over fastlandet.

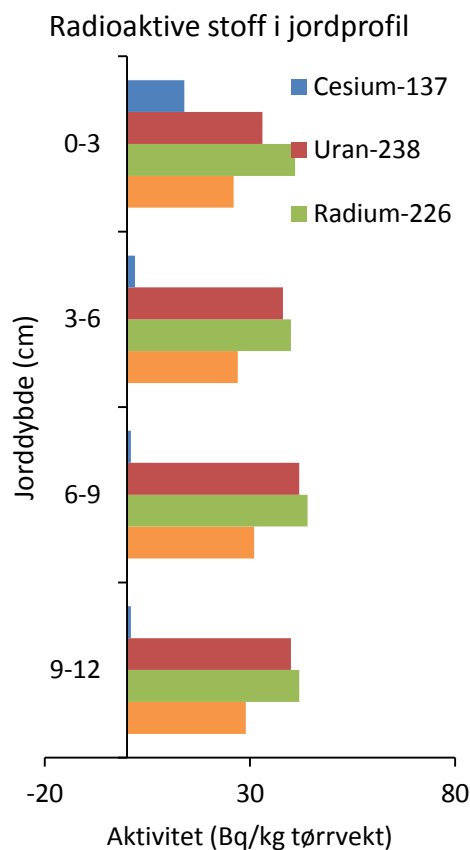
Jordkolonner tatt fra området rundt Kongsfjorden på Spitsbergen i 2001 viser at nesten alt cesium-137-nedfallet (ca. 80 %) finnes i de øverste 3 cm jord. Dette tyder på at cesium-137 er lite mobilt i jorden på Svalbard. De naturlig forekommende radioaktive

stoffene som ble målt, inkludert uran-238, radium-226 og thorium-232, fantes derimot i nesten like nivåer ved alle jorddybder (Figur 22.1). Naturlige prosesser fører vanligvis til at de naturlig forekommende stoffene fordeler seg i litt ulike jordlag, men måleresultatene tyder på at disse prosessene ikke skjer eller skjer veldig sakte på Svalbard. Dette kan ha sammenheng med de lave temperaturene, permafrosten under den opptinte jorden og at det er lite biologisk aktivitet i jorden mesteparten av året.

Undersøkelsene viste i tillegg at noen enkeltsteder ved Kongsfjorden hadde høyere nivåer av forskjellige radioaktive stoffer enn resten av det området. Dette gjaldt hovedsakelig steder med kolonier av hekkende sjøfugl. Derfor ble det utført nærmere undersøkelser i områdene med sjøfuglkolonier ved Krykkefjellet og Brøggerhalvøya ved Kongsfjorden. Det tatt prøver av både veldrenert jord, torvmyrer, planter og hauger av oppsamlet hekkingsmateriale og ekskrementer under sjøfuglekoloniene. Resultatene fra sjøfuglkoloniene viste at prøvene av veldrenert jord fra disse områdene hadde høyere nivåer av både uran-238 og cesium-137 enn resten av Svalbard. På Krykkefjellet ble det også funnet høyere nivåer av radium-226. Haugene av oppsamlet hekkingsmateriale og ekskrementer inneholdt høyere nivåer av menneskeskapte radioaktive stoffer (cesium-137, plutonium-238, plutonium-239+240 og americium-241) enn veldrenert jord fra samme område, men lavere nivåer av de naturlig forekommende stoffene uran-238 og radium-226. (Nivåene i oppsamlet hekkingsmateriale og ekskrementer lå på 103 Bq/kg tørrvekt cesium-137, 72 Bq/kg uran-238 og 64 Bq/kg radium-226). Nivåene ser også ut til å være høyere lengre ned i det oppsamlede materialet, spesielt for cesium-137. Det kan være fordi radioaktivitetsnivåene har vært lavere i den nyere tilførselen av hekkingsmateriale og ekskrementer eller fordi vann har vasket stoffene nedover i lagene.

I en torvmyr på nedsiden av haugene med oppsamlet hekkingsmateriale og ekskrementer var nivåene av cesium-137 og uran-238 dobbelt så høye som i haugene ovenfor og mange ganger høyere enn i jorden andre steder

på Svalbard. Nivåene av plutonium-238, plutonium-239+240 og americium-241 var også mye høyere (opptil 70 ganger høyere) i torvmyren enn i selve haugene av oppsamlet hekkingsmateriale og ekskrementer. Dette tyder på at det tilføres mer radioaktive stoffer til torvmyrene og/eller at stoffene bevares lenger på samme sted her.



Figur 22.1 Aktivitet av cesium-137, uran-238, radium-226 og thorium-232 (Bq/kg tørrvekt) i jord ved forskjellige dybder. Prøvene ble tatt i området ved Kongsfjorden på Spitsbergen i 2001.



Isbre på Svalbard. Foto: © Petter Arneberg



Lundefugl på Svalbard. Foto: © Petter Arneberg

Planter, sopp og lav

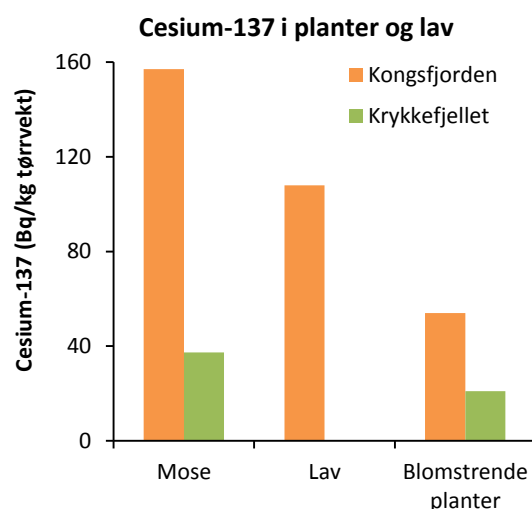
Artene som lever i Arktis er spesielt tilpasset dette miljøet. Dette kan føre til at de også er spesielt sårbare for radioaktiv forurensning. F.eks. er næringskjedene i arktiske landmiljøer ofte svært korte (dvs. at det er få ledd mellom vekstene nederst i næringskjedene til rovdyrene øverst), og de består av få arter. Derfor kan enkeltarter, som inneholder mye radioaktivitet, fort bli store bidragsyttere til radioaktivitet i planteeterne her.

I områdene rundt Kongsfjorden var nivåene av cesium-137 i mose på 157 Bq/kg tørrvekt, og nivået i lav på 108 Bq/kg tørrvekt. Nivåene i blomstrende planter var i gjennomsnitt lavere med 54 Bq/kg tørrvekt (Figur 22.2). Mose og lav har et høyere innhold av cesium-137 enn de fleste planter fordi de tar opp næring direkte gjennom overflaten.

Jordprøver hentet ved sjøfuglkoloniene på Krykkefjellet hadde som kjent høyere nivåer av radioaktive stoffer enn jord fra andre steder på Svalbard, men prøvene av mose og blomstrende planter fra Krykkefjellet hadde lavere cesium-137-nivåer enn vegetasjonen på resten av Svalbard. De lave nivåene her kan skyldes at andre arter ble samlet inn, men det kan også ha sammenheng med at de spesielle næringsforholdene kan ha påvirket opptaket av cesium-137 (f.eks. ved at mye kalium er tilgjengelig, noe som kan utkonkurrere cesium ved opptak).



Rødsildre på Svalbard. Foto: © Petter Arneberg



Figur 22.2 Cesium-137 (Bq/kg tørrvekt) i flere arter av lav, mose og blomstrende planter nær sjøfuglkolonier i Kongsfjorden og ved sjøfuglkolonien i Krykkefjellet i Kongsfjorden. Figuren viser gjennomsnitt for innsamling i 2001–2002.

Dyr

I landmiljøet på Svalbard, som er generelt næringsfattig, er det bare reinsdyr (underarten svalbardrein) og fjellrev (også kalt polarrev) som anses som veletablerte landpattedyr. Det finnes også isbjørn på Svalbard, men isbjørnen regnes vanligvis ikke som et landpattedyr fordi den er avhengig av det marine miljøet og får mesteparten av maten fra havet, og den er derfor ikke del av næringskjedene på land på samme måte som reinsdyr og fjellrev. Fjellreven er imidlertid også til en viss grad del av de marine næringskjedene siden den også spiser sjøfugl, sjøfuglegg og ringsel.

I 2003 ble det tatt muskelprøver av svalbardrein, som viste lave nivåer av cesium-137 på mellom 0,1–1,2 Bq/kg våtvekt (Figur 22.3). Til sammenligning lå nivåene i reinsdyr fra Finnmark (underarten fjellrein) i 2004 på 56–177 Bq/kg våtvekt og nivåene i Østre Namdal (Nord-Trøndelag) og Vågå (Oppland) på 1400–3000 Bq/kg våtvekt i 2000–2002. Det ble også målt strontium-90 i skjelettet til to reinsdyr fra Svalbard, og resultatene viste i overkant av 30 Bq/kg tørrvekt for både kalv og voksen. Til sammenligning var nivået av strontium-90 i reinsdyr fra Østre Namdal og Vågå i 2000–2001 på 558 Bq/kg tørrvekt i voksen og 840 Bq/kg i kalv. De lave nivåene i reinsdyrene på Svalbard skyldes lite forurensning av de radioaktive stoffene cesium-137 og strontium-90. Forskjeller i diettvalg, fysiologi og stoffskifte i de ulike underartene kan også bidra til forskjeller i radioaktiv forurensning. Resultatene av plutonium-238 og plutonium-239+240 var svært lave og lå under deteksjonsgrensen.

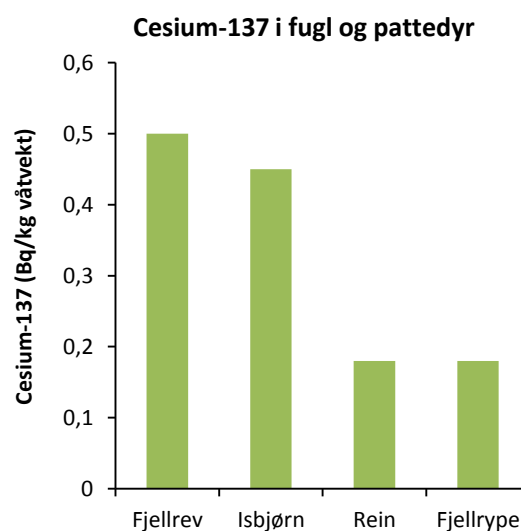
Det ble også analysert for det naturlig forekommende radioaktive stoffet polonium-210 i reinsdyr. Resultatene viste nivåer mellom 2,1 og 7,3 Bq/kg våtvekt. Dette er noe lavere enn målingene i fjellrein fra Østre Namdal og Vågå, som lå på 3,0–18,3 Bq/kg våtvekt. Reinsdyr får i seg polonium-210 hovedsakelig gjennom maten de spiser. Dette skjer fordi radongass i luften omdannes til polonium-210, som så faller ned på overflaten av beitevekstene. Mye snø og is, som dekker bakken på Svalbard store deler av året, kan være en del av årsaken til de noe lavere polonium-210-nivåene i reinsdyrene på Svalbard.



Sel på Svalbard. Foto: © Petter Arneberg

Prøver av fjellrype fra Svalbard fra 2006 viste cesium-137-nivåer hovedsakelig under deteksjonsgrensen og under 1 Bq/kg våtvekt. I

fjellrev fra Spitsbergen ble det i 2001–2002 funnet cesium-137-nivåer på 0,3–10,2 Bq/kg våtvekt eller under deteksjonsgrensen. Det er lett å forstå de lave verdiene i fjellreven her ettersom byttedyrene til fjellreven på Svalbard, slik som fugler, svalbardrein og ringsel, vanligvis har cesium-137-nivåer på under 1 Bq/kg våtvekt. Resultatene av plutonium-238 og plutonium-239+240 for fjellrev er under deteksjonsgrensen. Muskelprøver av isbjørn fra Svalbard som ble samlet inn i 2000–2003, viste cesium-137-nivåer mellom 0,2 og 2,3 Bq/kg våtvekt. Resultatene viste også at nivåene av plutonium-238 og plutonium-239+240 lå under deteksjonsgrensene og alle under 1 Bq/kg våtvekt.



Figur 22.3 Cesium-137 (Bq/kg våtvekt) i fjellrev, isbjørn, svalbardrein og fjellrype på Svalbard i perioden 2000–2006. Figuren viser medianverdier.

Kilder og litteratur

StrålevernRapport 2007:07. Radionuclides in marine and terrestrial mammals of svalbard. Østerås: Statens strålevern, 2007.

StrålevernRapport 2004:02. The Radiological environment of Svalbard. Østerås: Statens strålevern, 2004.

Gaare E, Staaland H. Pathways of fallout radiocaesium via reindeer to man. I: Dahlgaard H. (ed.): Nordic radioecology: the transfer of

radionuclides through Nordic ecosystems to man. Amsterdam: Elsevier, 1994: 303-334.

of Environmental Radioactivity 1994; 25 (1-2): 161-176.

Pinglot JF et al. Natural and artificial radioactivity in the Svalbard glaciers. Journal



Isbrefront på Svalbard. Foto: © Petter Arneberg

25 Utvikling og trender

Optimalisert overvåkning

Snart 30 år etter Tsjernobyl-ulykken er det fortsatt radioaktiv forurensning til stede i norsk natur. Da det radioaktive nedfallet nådde Norge i 1986, ble det raskt satt i gang kartlegging og overvåkning for å få kunnskap om geografisk utbredelse og eventuelle effekter på planter og dyr. Kartlegging og innsamling av overvåkningsdata foregår etter standardiserte metoder. For å optimalisere overvåkingen er det viktig at disse resultatene analyseres med tanke på å forbedre innsamlingsmetodikk og område for en optimal innsamling av referanse- og sårbare arter og økosystem. Overvåkingen har vært rettet mot menneskeskapt radioaktive stoffer som cesium-134 og cesium-137, og ikke mot naturlige radioaktive stoffer som polonium-210, bly-210, radium-226 og radium-228, selv om disse kan gi et betydelig bidrag til planter og dyrs totale strålebelastning.

Naturlige svingninger

Overvåkningsdata samles inn over lang tid for å få kunnskap om utvikling i tilstand i ulike arter som ikke bare skyldes endring av radioaktiv forurensning i jord, men årlige naturlige variasjoner i opptak og overføring til ulike trofiske nivå. Eksempel på dette er økte nivåer av cesium-137 i hjortevilt og store rovdyr som skyldes inntak av sopp som inneholder mer radioaktiv cesium enn planter.

Lange tidsserier

I overvåkningsprogrammet inngår det lange tidsserier på radioaktivitet i villrein, planter og lav fra referanseområder i Nord-Rondane og radioaktivitet i ferskvannssystemene Høysjøen i Nord-Trøndelag og Øvre Heimdalsvatn i Oppland. Disse lange og kontinuerlige tidsseriene gir oss kunnskap om utvikling i radioaktiv forurensning i sårbare arter og økosystem. Disse viktige terrestriske og limniske datasettene inngår i rapporten «Lange tidsserier for miljøovervåking og forskning» som ble utarbeidet av Norges

forskningsråd i 2003 (Forskningsrådet: www.forskningsradet.no). Tidsseriene brukes også til å analysere trender og i modell-utvikling. Hull i disse dataseriene må derfor unngås.

Sårbare arter og områder

Radioaktive stoffer overføres i alle typer økosystemer. Mengde radioaktivitet som tas opp og overføres avhenger av faktorer som forurensningsgrad, klima, jordsmonn og jordens kjemiske egenskaper og økosystemets sammensetning av ulike arter. Kartlegging og overvåking av sårbare arter og økosystem er nødvendig for en god forvaltning av jaktbare arter. For eksempel er landbruk basert på naturlige økosystemer mer sårbare for radioaktivt nedfall enn intensivt drevet landbruk. I Norge brukes utmark i stor grad som beiteområde for sau, geit, storfe og tamrein, og disse artene har vist seg å være svært sårbare for radioaktiv forurensning. De samme mekanismene som for utmarksbeitende dyr gjelder også for viltvoksende planter og ville dyr i norsk natur. I tillegg er ferskvannsfisk utsatt for høye radioaktivitetsnivåer etter radioaktivt nedfall siden radioaktive stoffer som skylles vekk fra jord og andre overflater samles opp innsjøer og elver.

Potensielle kilder i arktiske områder

De senere årene har det vært en økt oppmerksomhet mot spredning og nedfall av radioaktiv forurensning i arktiske områder. I programmet inngår det overvåking av radioaktiv forurensning i utvalgte områder som Dividalen i Troms, Pasvik i Finnmark og på Svalbard. Områdene er sårbare med hensyn til nærhet av potensielle kilder i Nordvest-Russland og Finland. Det arktiske klimaet representerer yttergrenser for flere økosystemer, noe som gjør at disse områdene er spesielt viktige å overvåke. Resultater på utvikling av radioaktiv forurensning i miljøet som samles inn gjennom dette programmet, inngår som nasjonale miljømål på giftfritt miljø og blir rapportert på sidene til Miljøstatus (www.miljostatus.no) og egne nettsider (www.nrpa.no).

26 Konklusjon

Radioaktiv forurensning i naturen

Norske landområder og ferskvannssystemer har blitt tilført radioaktiv forurensning hovedsakelig fra atmosfæriske prøvesprengninger på 1950- og 60-tallet og Tsjernobyl-ulykken i 1986. Tsjernobyl-ulykken i 1986 resulterte i radioaktivt nedfall primært over Nordland, Trøndelag, Hedmark og Oppland. Denne forurensningen er hovedkilden til radioaktiv forurensning i norsk natur i dag og forurenset både inn- og utmark, skog, fjell og innsjøer. Av de ulike radioaktive stoffene som stammer fra menneskeskapt forurensning, har cesium-137 størst betydning i dag. Cesium-137 har en halveringstid på ca. 30 år og sirkulerer derfor fortsatt i økosystemene. Radioaktive stoffer avgir stråling og kan skade levende vev hos både planter og dyr. Skader på arvestoffet kan videreføres til avkom eller forårsake utvikling til kreft. Radioaktive stoff regnes som miljøgift.

Overvåkning av arter og områder

Program for overvåkning av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer omfatter Svalbard i tillegg til det norske fastlandet. Programmet er finansiert av Klima- og miljødepartementet og koordineres av Statens strålevern. Programmet omfatter overvåkning av radioaktivitet i utvalgte arter av planter, sopp, lav, fugl, pattedyr og ferskvannsfisk. Disse referanseartene representerer forskjellige trofiske nivå i et økosystem. I tillegg til artsovervåkingen, foregår det intensiv overvåkning av utvalgte områder og ferskvannssystemer. Fordelen med slike referanseområder er at den radioaktive forurensningen hos ulike arter og andre egenskaper ved økosystemet kan ses i sammenheng.

Geografiske forskjeller

Det radioaktive nedfallet etter Tsjernobyl-ulykken var større i fjell og innlandsområder enn i kystnære områder. I tillegg var det store lokale variasjoner i forureningsgrad.

Innholdet av cesium-137 i jord er redusert med tiden, men er fortsatt svært høyt i noen områder. Resultater fra landsomfattende undersøkelser av radioaktivitet i jord utført i 1986, 1995 og 2005 viser at reduksjonen av cesium-137 i jord i de øverste 3 cm, har vært større i kystområder enn i innlandet og på Sørlandet som har påvirkning fra blant annet sure bergarter og sur nedbør. På grunn av utvasking fra jorden via regn og påvirkning fra sur nedbør reduseres cesiumnivået i det øverste jordlaget ulikt over tid i de ulike områdene. Denne påvirkningen fører til at mer radioaktivt cesium blir tatt opp i plantene på Sørlandet enn i andre områder med tilsvarende mengde forurensning. Områdene på Sørlandet er derfor mer sårbart for et fremtidig radioaktivt nedfall.

Sårbare næringskjeder

De vanligste artene av planter, sopp og lav overvåkes siden de er føde for plantespisende dyr og inngang til næringskjeden. Lav tar opp næringsstoffer og forurensning fra luft og dette førte til svært høye nivåer i lav i de mest forurensete områdene. Etter Tsjernobyl-ulykken steg nivåene av radioaktivitet i lav raskt til medianverdier på 12000 Bq/kg tørrvekt i fjelltagg fra Nord-Rondane. Selv om nivåene i lav er mye lavere i dag enn rett etter Tsjernobyl-ulykken, finner vi fortsatt høye nivåer i lav mange steder i landet. Disse nivåene varierer både mellom arter og områder. For eksempel viser lavarten fjelltagg fortsatt gjennomgående høye cesium-137-verdier sammenlignet med andre vanlige lavararter som rabbeskjegg, fjellreinlav og kvitkrull.

De høye nivåene i lav førte til høye nivåer i villrein vinterstid hvor hoveddelen av dietten består av lav. Nå er den forurensete laven beitet ned, og den tidligere så store sesongvariasjonen med høye nivåer om vinteren og lavere nivåer om høsten, er nå nesten borte. Dette er godt studert i en langtidsserie av radioaktivt cesium i villrein fra Nord-Rondane.

Resultatene fra overvåkning av radioaktivt cesium i villrein fra fler områder, varierer mellom de studerte villreinområdene. De høyeste nivåene finnes i villrein fra Nord-

Rondane og Snøhetta. Dette skyldes at disse områdene fikk mer radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken enn for eksempel villreinområdene i Nord-Ottadalen, Hardangervidda og Setesdal-Ryfylke. Radioaktivitetsnivåene i villrein fra ulike områder varierer med medianverdier fra 70–1500 Bq/kg våtvekt. I tillegg til at nivåene av cesium-137 varierer mellom områder, kan det være store variasjoner fra år til år. Dette skyldes faktorer som ulik tilgang på sopp og variasjon i dyrenes beitemønster. Overvåkning av cesium-137 i elg, hjort og rådyr viser relativt lave nivåene med medianverdier under 150 Bq/kg våtvekt. Dette skyldes mindre forurensing fra Tsjernobyl-ulykken i artenes utbredelsesområder og lavere innhold av cesium-137 i artenes beiteplanter.

Vedvarende høye nivåer

Resultater fra overvåkning av planter i villreinområdene Knutshø, Nord-Rondane og Snøhetta viser store årlige variasjoner med de høyeste nivåene i røsslyng med enkeltmålinger på opptil 8000 Bq/kg tørrvekt i Nord-Rondane. Et unntak er urten gullris, som i flere tilfeller inneholdt mer cesium-137 enn røsslyng. Treartene dvergbjørk og lappvier hadde blant de laveste nivåene, noe som sannsynligvis har en sammenheng med at røttene går dypt og derfor unngår mye av det radioaktive cesiumet, som i stor grad bindes i det øverste jordlaget. Utviklingen i røsslyng viser ingen sterk nedgang over tid, og i Nord-Rondane varierer medianverdiene fortsatt fra 1000–4000 Bq/kg tørrvekt. De høye nivåene i røsslyng har antakelig sammenheng med at denne arten tar opp mye mineraler og har et veldig grunt rotsystem. Røsslyng er også en av mange plantearter som har mykorrhiza som lever i tilknytning til røttene og hjelper planten med å ta opp næring, inkludert cesium.

I motsetning til radioaktivitetsnivåene i planter, er det liten nedgang i sopp de siste 10–15 årene. Sopp mangler klorofyll og kan derfor ikke produsere karbohydrater i form av fotosyntese slik som grønn vegetasjon. Sopp lever derfor i næringsutveksling med planter og trær. De giftige soppene reddikmusserong, rødbelte slørsopp og pluggsopp, tar opp mer radioaktivitet enn ikke giftige sopper. Høyeste

enkeltmåling i rødbelte slørsopp var på hele 68000 Bq/kg våtvekt. Rimsopp, blek piggsopp og brun kamfluesopp tar opp mye radioaktivitet fra jorden. Det har vært målt enkeltverdier på hele 45000 Bq/kg våtvekt i rimsopp og 12000 Bq/kg våtvekt i blek piggsopp. Fåresopp, rødskrubb og kantareller tar opp lite radioaktivt cesium fra jorden, mens steinsopp, skjegggriske, brunskrubbe, gulrød kremle og granmatiske ligger mellom disse ytterpunktene. På grunn av de generelt høye nivåene av radioaktivt cesium i sopp kan variasjonene i soppforekomst fra år til år påvirke nivåene i dyrene som spiser sopp. Dette er hovedgrunnen til at cesiumkonsentrasjonen i vilt og i husdyr på utmarksbeite har vært høyere i år med mye sopp.

Store variasjoner i bær

Bær er viktig føde for fugler og pattedyr og radioaktivitet i bær og bærlyng blir overført oppover i næringskjeden fra plantespisere til rovdyr. Nivåene av radioaktivt cesium i bær varierer mye, fra under 10 Bq/kg våtvekt til 1800 Bq/kg våtvekt. De laveste nivåene finnes i bær fra Troms og Finnmark og de høyeste i Nord-Trøndelag og Oppland. Generelt tar multe opp mer cesium-137 enn både blåbær, tyttebær, krekling og villbringeber. Det ser ut som om multe har en spesiell evne til å ta opp radioaktivt cesium fra jorda. Grunnen til dette kan være at multe vokser på sure og næringsfattige myrer der radioaktivt cesium kan være i en form som gjør det mer tilgjengelig for opptak.

Lite radioaktivitet i fugl

En landsomfattende undersøkelse av cesium-137 i lirype og orrfugl viser lave nivåer, hvor nivåene i fylkene ligger under 150 Bq/kg våtvekt. Etter ulykken i 1986, steg nivåene av radioaktivt cesium i rugde raskt i takt med nivåene i dens hovedføde, som er meitemark. Nivåene i rugde ble raskt redusert allerede det første året etter ulykken.

Fra smågnagere til rovdyr

Smågnagere, som lemen og mus, har en sentral rolle for overføring av radioaktive stoffer til andre rovviltarter på høyere trofiske nivåer. Klatremus inneholder mer cesium-137 enn de andre smågnagerartene. I Børgefjell var nivåene i klatremus på over 2000 Bq/kg våtvekt og tre ganger høyere enn nivåene i gråsidemus, markmus og lemen. Disse store forskjellene kan skyldes artenes ulike levesteder og fødevalg.

Store rovdyr som ulv, jerv, gaupe og bjørn representerer toppen i en næringskjede. Lange tidsserier av cesium-137 i store rovdyr viser at nivåene av cesium-137 i gaupe, jerv, ulv og bjørn varierer mye både mellom arter som følge av ulik diettvalg og artenes geografisk leveområde med ulik belastning fra Tsjernobyl-ulykken. Rovdyr felt i Nord-Trøndelag inneholder dobbelt så mye radioaktiv forurensning som dyr felt i Hedmark, Oppland, Sør-Trøndelag og Nordland. Dette skyldes at Nord-Trøndelag fikk mye radioaktiv nedfall fra Tsjernobyl-ulykken i tillegg til at rovdyr tar mye tamrein som finnes i området.

De første årene etter ulykken ble det målt ekstremverdier av radioaktivt cesium i enkelte individer av gaupe på over 30 000 Bq/kg våtvekt. Nivåene er fortsatt høye i Nord-Trøndelag med nivåer over 1000 Bq/kg våtvekt. Nivåene i jerv er høyest i Nord-Trøndelag med medianverdi på 790 Bq/kg våtvekt. Dette er tre til fem ganger høyere enn nivåene i Oppland, Hedmark og Sør-Trøndelag og ni ganger høyere enn nivåene i jerv fra Nordland. Brunbjørn har mindre radioaktiv cesium i kroppen enn gaupe og jerv. Dette skyldes artenes ulike biologi. Brunbjørnen er alteter, men bær er den viktigste næringskilden om høsten for å bygge opp fettreservene. I tillegg ligger den i hi om vinteren og tar derfor ikke reinsdyr som har beitet på forurenset lav. Nivåene av cesium-137 i ulv er lave med medianverdier under 150 Bq/kg våtvekt i undersøkt ulv fra Akershus, Aust-Agder, Hedmark og Oppland. I likhet med de andre rovdyrene finnes det enkeltindivider med høye nivåer av cesium-137.

Nivå og fødevalg hos ferskvannsfisk

Studier av radioaktiv forurensning i ferskvannsfisk i vann fra Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Oppland viser høyere nivå i abbor, ørret og røye sammenlignet med gjedde, harr, sik og lake. Nivåene av radioaktivitet i ferskvannsfisk påvirkes av radioaktivitetsnivået i vannet, næringsinnholdet i vannet, tilførsler fra nedbørsfeltet, mengde næringsinntak og type byttedyr. Nivåene varierer fra 10 til 800 Bq/kg våtvekt i ørret, røye og abbor fra ulike vann med enkeltverdier på over 2500 Bq/kg våtvekt i røye og 1500 Bq/kg våtvekt i ørret.

Ørret og røye representerer forskjellige næringskjeder og ulikt opptak av radioaktivt cesium kan ses i sammenheng med ulikt fødevalg. Dette er undersøkt i ferskvannssystemet i Høysjøen. Overvåkingen viser at ørret inneholder mer cesium-137 enn røye. Dette skyldes ulik føde og mengde samt ulikt oppholdssted i innsjøen. Selv om nivåene har gått ned med tiden har den økologiske halveringstiden økt. Dette gir en lengre varighet av forurensningen enn først antatt.

Resultatene fra Øvre Heimdalsvatn viser at det i perioden 1986–1990 tok ca. 3–4 år å halvere nivåene i ørret fra 5000 Bq/kg våtvekt til 2500 Bq/kg våtvekt. I den senere tid har nedgangen gått langsomt, og nå tar det nesten 30 år før cesium-137-nivåene halveres. Dette er omtrent like lang tid som den fysiske halveringstiden til cesium-137 (30,2 år). Dette tyder på at mengden cesium-137 som nå blir tilført innsjøen, er like stor som mengden cesium-137 som blir transportert ut av innsjøen og nedover vassdraget eller bundet i sedimentene.

Radioaktivitet i arktiske miljø

Økologiske undersøkelser av radioaktiv forurensning i Dividalen i Troms, Pasvik i Finnmark og på Svalbard, viser at det er lite radioaktivitet i disse områdene. Resultater fra Dividalen og Pasvik viser at sopp inneholder mer cesium-137 enn, lav, mose og andre karplanter. De målte nivåene av cesium-137 er større i reinsdyr enn i elg og bjørn. Nivåene i ferskvannsfisk er lave og under 30 Bq/kg

ferskvekt både for lake, abbor, gjedde, sik og ørret.

Resultater fra undersøkelse på Svalbard viser svært lave nivåer av cesium-137 både i fjellrev, isbjørn, reinsdyr og fjellrype. De lave nivåene skyldes at Svalbard fikk lite forurensning fra Tsjernobyl-ulykken. Spitsbergen og øyene rundt, er spesielt sårbart for radioaktiv forurensning som følge av et arktisk klima. Referanseområdene i Troms, Finnmark og på Svalbard representerer yttergrenser for flere økosystemer, og dette gjør at disse områdene er spesielt viktige å overvåke.

Langvarig problem

Resultater fra langtidsovervåkning av cesium-137 i miljøet viser at dette stoffet overføres i næringskjeden og kan føre til svært høye nivåer i store rovdyr på toppen av næringskjeden. Langtidsundersøkelser viser også at reduksjonen i flere arter av planter, sopp, ferskvannsfisk og pattedyr nå går mye saktere enn de første årene etter Tsjernobyl-ulykken. For flere arter og områder, er den økologiske halveringstiden økt til nærmere den fysiske halveringstiden for cesium-137. Dette betyr at det hovedsakelig er den fysiske halveringstiden til cesium-137 på ca. 30 år som bestemmer nedgangen i økosystemet.

Vedlegg

26.1 Artsliste

Norske og vitenskapelige navn på arter som inngår i overvåkningen.

Gruppe	Norsk navn	Latinske navn
Lav	Fjellreinlav	<i>Cladonia mitis</i>
Lav	Grå reinlav	<i>Cladonia rangiferina</i>
Lav	Grå reinlav	<i>Cladonia rangiferina</i>
Lav	Kvitkrull	<i>Cladonia stellaris</i>
Lav	Lys reinlav	<i>Cladonia arbuscula</i>
Lav	Rabbeskjegg	<i>Alectoria ochroleuca</i>
Lav	Reinlav (slekt)	Cladonia
Lav	Saltlav	<i>Stereocaulon paschale</i>
Mose	Bergsigd	<i>Dicranum fuscescens</i>
Mose	Bjørnemose, slekt	Polytrichum
Mose	Einerbjørnemose	<i>Polytrichum juniperinum</i>
Mose	Etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>
Mose	Torvmose (slekt)	Sphagnum
Karplante	Dvergbjørk	<i>Betula nana</i>
Karplante	Einer	<i>Juniperus communis</i>
Karplante	Gullris	<i>Solidago virgaurea</i>
Karplante	Gulskinn	<i>Flavocetraria nivalis</i>
Karplante	Kantlyng	<i>Cassiope tetragona</i>
Karplante	Lappvier	<i>Salix lapponum</i>
Karplante	Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>
Karplante	Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>
Karplante	Starr (slekt)	Carex
Karplante	Sølvvier	<i>Salix glauca</i>
Karplante	Vier (slekt)	Salix
Bær	Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>
Bær	Einebær	<i>Juniperus communis</i>
Bær	Krekling	<i>Empetrum nigrum</i>
Bær	Multe	<i>Rubus chamaemorus</i>
Bær	Skrubbær	<i>Cornus suecica</i>
Bær	Tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
Bær	Villbringebær	<i>Rubus idaeus</i>
Sopp	Blek piggsopp	<i>Hydnum repandum</i>
Sopp	Brun kamfluesopp	<i>Amanita fulva</i>
Sopp	Brunkjøttbukkesopp	<i>Cortinarius traganus</i>
Sopp	Brunskrubb	<i>Leccinum scabrum</i>
Sopp	Ekte kantarell	<i>Cantharellus cibarius</i>
Sopp	Furumatriske	<i>Lactarius deliciosus</i>
Sopp	Fåresopp	<i>Albatrellus ovinus</i>
Sopp	Granmatriske	<i>Lactarius deterrimus</i>
Sopp	Gulrød kremle	<i>Russula decolorans</i>
Sopp	Mørkbrun slørsopp	<i>Cortinarius brunneus</i>
Sopp	Pluggsopp	<i>Paxillus involutus</i>
Sopp	Rimsopp	<i>Cortinarius caperatus</i>
Sopp	Rødbelte slørsopp	<i>Cortinarius armillatus</i>
Sopp	Rødbrun pepperriske	<i>Lactarius rufus</i>

Gruppe	Norsk navn	Latinske navn
Sopp	Rødskrubbe	<i>Leccinum versipelle</i>
Sopp	Sandsopp	<i>Suillus variegatus</i>
Sopp	Skjeggriske	<i>Lactarius torminosus</i>
Sopp	Steinsopp	<i>Boletus edulis</i>
Sopp	Storkremle	<i>Russula paludosa</i>
Sopp	Svartskrubbe	<i>Leccinum variicolor</i>
Virvelløse dyr	Grå meitemark	<i>Allolobophora caliginosa</i>
Virvelløse dyr	Skogsmeitemark	<i>Lumbricus rubellus</i>
Fugl	Fjellrype	<i>Lagopus mut</i>
Fugl	Lirype	<i>Lagopus lagopus</i>
Fugl	Orrfugl	<i>Tetrao tetrix</i>
Fugl	Rugde	<i>Scolopax rusticola</i>
Hjortedyr	Elg	<i>Alces alces</i>
Hjortedyr	Fjellrein	<i>Rangifer tarandus tarandus</i>
Hjortedyr	Hjort	<i>Cervus elaphus</i>
Hjortedyr	Reinsdyr	<i>Rangifer tarandus</i>
Hjortedyr	Rådyr	<i>Capreolus capreolus</i>
Hjortedyr	Svalbardrein	<i>Rangifer tarandus platyrhynchus</i>
Smågnager	Fjellmarkmus/fjellrotte	<i>Microtus oeconomus</i>
Smågnager	Gråsidemus	<i>Myodes rufocanus</i>
Smågnager	Klatremus	<i>Myodes glareolus</i>
Smågnager	Lemen	<i>Lemmus lemmus</i>
Smågnager	Markmus	<i>Microtus agrestis</i>
Smågnager	Rødmus	<i>Myodes rutilus</i>
Små rovdyr	Fjellrev	<i>Alopex lagopus</i>
Små rovdyr	Rødrev	<i>Vulpes vulpes</i>
Store rovdyr	Brunbjørn	<i>Ursus arctos</i>
Store rovdyr	Gaupe	<i>Lynx lynx</i>
Store rovdyr	Isbjørn	<i>Ursus maritimus</i>
Store rovdyr	Jerv	<i>Gulo gulo</i>
Store rovdyr	Ulv	<i>Canis lupus</i>
Fisk	Abbor	<i>Perca fluviatilis</i>
Fisk	Gjedde	<i>Esox lucius</i>
Fisk	Harr	<i>Thymallus thymallus</i>
Fisk	Lake	<i>Lota lota</i>
Fisk	Laks	<i>Salmo salar</i>
Fisk	Røye	<i>Salvelinus alpinus</i>
Fisk	Sik	<i>Coregonus lavaretus</i>
Fisk	Sjørørret	<i>Salmo trutta trutta</i>
Fisk	Ørret	<i>Salmo trutta</i>

26.2 Overvåkningsaktivitet

Oversikt over pågående og avsluttede aktiviteter inkludert i program for overvåkning av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer.

Delprosjekt/Program	Art/medium	Nuklider	Område	År og status	Ansvarlig
Radiocesium i jord	Jord	Cs-137	Landsomfattende	1977, 1986, 1995, 2005. Ny 2015	NTNU
Radiocesium i planter og lav i Dovre/Rondane	lav	Cs-137	Knutshø (Sør-Trøndelag)	1987-1990, 2000-2002, 2004-2010	NINA
			Nord-Rondane (Oppland)	2000-2002, 2005-2010	
			Snøhetta	2010	
	mose	Cs-137	Knutshø (Sør-Trøndelag)	2010	NINA
			Nord-Rondane (Oppland)	2000-2001, 2005-2010	
			Snøhetta	2010	
	planter	Cs-137	Knutshø (Sør-Trøndelag)	2000-2002, 2005-2010	NINA
			Nord-Rondane (Oppland)	2000-2002, 2005-2010	
			Snøhetta		
Mose fra hele landet	mose	Cs-137	Landsomfattende	1990. Avsluttet	NTNU
Radiocesium i planter og lav i TOV-områder	lav og planter	Cs-137	Dividalen (Troms)	2013. Alternierende	NINA
			Gutulia (Hedmark)	2015. Alternierende	
			Åmotsdalen (Sør-Trøndelag)	2013. Alternierende	
			Møsvatn (Telemark)	2014. Alternierende	
			Lund (Rogaland)	2014. Alternierende	
			Børgefjell (Nord-Trøndelag)	Planlegges i 2015	
			Solhomfjell (Aust-Agder)	Planlegges i 2015	
Radiocesium i næringskjeden meitemark-rugde	Meitemark	Cs-137	Gåvalia (Dovrefjell)	1986-2014. Årlig	NINA
	Rugde	Cs-137	Gåvalia (Dovrefjell)	1986-1990, 1995, 2006. Hvert 10 år.	
Radiocesium i hønsefugl	Rype	Cs-137	Landsomfattende	2000-2002. Avsluttet	NINA
	Orrfugl	Cs-137	Landsomfattende	1998-2001. Avsluttet	NINA

Delprosjekt/Program	Art/medium	Nuklider	Område	År og status	Ansvarlig
Radiocesium i smånagere	Fjellrotte, gråsidemus, klatremus, lemen, markmus, rødmus,	Cs-137	Børgefjell (Nord-Trøndelag)	2004-2007. Alternerende	NINA
		Cs-137	Dividalen (Troms)	2004-2007. Alternerende	
		Cs-137	Gutulia (Hedmark)	2004-2007. Alternerende	
		Cs-137	Lund (Rogaland)	2004-2007. Alternerende	
		Cs-137	Møsvann (Telemark)	2004-2007. Alternerende	
		Cs-137	Solhomsfjell (Aust-Agder)	2004-2007. Alternerende	
Radiocesium i villrein	Villrein	Cs-137	Nord-Rondane	1986-2014, årlig	NINA
			Nord-Ottadalen	2001-2014, årlig	
			Setesdal-Ryfylkehiene	2001-2014, årlig	
			Snøhetta	2001-2014, årlig	
			Hardangervidda	2001-2014, årlig	
			Forollhogna	2007-2014	
Radiocesium i hjort, elg og rådyr	Hjort	Cs-137	Oppland	2009-2012, avsluttet	NINA
			Vest-Agder	2009-2012, avsluttet	
			Rogaland	2009-2012, avsluttet	
			Sogn og Fjordane	2009-2012, avsluttet	
	Elg	Cs-137	Oppland	2009-2012, avsluttet	
			Vestfold/Telemark	2009-2012, avsluttet	
			Vest-Agder	2009-2012, avsluttet	
			Nord-Trøndelag	2009-2012, avsluttet	
			Nordland	2009-2012, avsluttet	
	Rådyr	Cs-137	Troms	2009-2012, avsluttet	
			Oppland	2009-2012, avsluttet	
			Vestfold/Telemark	2011-2012, avsluttet	
			Vest-Agder	2011-2012, avsluttet	
			Rogaland	2011-2012, avsluttet	
Nord-Trøndelag	2011-2012, avsluttet				

Delprosjekt/Program	Art/medium	Nuklider	Område	År og status	Ansvarlig
Radiocesium i store rovdyr	Gaupe	Cs-137, Po-210	Landsomfattende	1986-2014. Årlig	NINA
	Jerv	Cs-137, Po-210	Landsomfattende	1990-2014. Årlig	
	Bjørn	Cs-137	Landsomfattende	1990-2014. Årlig	
	Ulv	Cs-137	Landsomfattende	2000-2014. Årlig	
Radiocesium i norske innsjøer i dag	Ulike arter ferskvannsfisk	Cs-137	Ca. 30 innsjøer i Oppland	2006. Avsluttet/Sporadisk	NINA
	Ulike arter ferskvannsfisk	Cs-137	Ca. 30 innsjøer i Nord-Trøndelag	2004-2005, 2009-2010. Avsluttet	
Cs-137 i fisk, byttedyr og sedimenter fra Høysjøen	Ørret, røye, bunndyr, zooplankton, sedimenter	Cs-137	Høysjøen (Nord-Trøndelag)	1986-2005, 2008-2009, 2011. Hvert 3. år	NINA
Radioaktivt cesium i Øvre Heimdalsvatn	Ørret, ørekyt, vann, sediment, organisk materiale	Cs-137	Øvre Heimdalsvatn (Oppland)	1986-2014. Årlig. Hvert 4. på noen prøver	UiO
Referanseområde Pasvik	Bjørneekskremitter	Cs-137	Pasvik (Finnmark)	2010-2014. Årlig	Årlig
	Jord, sopp, lav, mose, planter, bær, dyr, ferskvannsfisk	Cs-137	Pasvik (Finnmark)	2000-2014. Årlig	NRPA
	Rødrev	Cs-137, Pb-210, Po-210	Sør-Varanger	2009-2010. Avsluttet	
	Reinsdyr	Cs-137	Pasvik (Finnmark)	2010-2014. Årlig	
	Elg	Cs-137	Sør-Varanger	2011-2014. Årlig	
Referanseområde Dividalen	Jord, planter, bær, vann, ekskrementer, ferskvannsfisk	Cs-137, Po-210 Pb-210, Po-210	Dividalen (Troms)	2004, 2010, 2011. Sporadisk	NRPA
Referanseområde Svalbard	Jord, planter, ekskrementer, svalbardrein, fjellrev, fjellrype	Cs-137, Po-210 Pb-210	Svalbard	2001-2002-2007. Sporadisk	NRPA
Radioaktivt cesium i sopp	Ulike arter av viltvoksende sopp	Cs-137	Hedmark	1987-2014. Årlig	NRPA
			Oppland	1987-2014. Årlig	
			Rogaland	1987-2014. Årlig	
			Møre og Romsdal	1986-2014. Årlig	
			Nord-Trøndelag	1988-2014. Årlig	
			Sør-Trøndelag	1987-2014. Årlig	
			Finnmark	2000-2014. Årlig	

Delprosjekt/Program	Art/medium	Nuklider	Område	År og status	Ansvarlig
Radioaktivt cesium i bær	multe, blåbær, krekling, tyttebær, villbringeber	Cs-137	Finnmark	2009-2012. Avsluttet	NRPA
			Hedmark	2013-2014. Avsluttet	
			Hordaland	2009. Avsluttet	
			Møre og Romsdal	2011-2012. Avsluttet	
			Nord-Trøndelag	2010-2012. Avsluttet	
			Oppland	2007-2014. Avsluttet	
			Sør-Trøndelag	2011-2012, 2014. Avsluttet	
			Troms	2004, 2010, 2011. Sporadisk	



Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

StrålevernRapport 2014:1

Virksomhetsplan 2014

StrålevernRapport 2014:2

Strålebruk i Norge

StrålevernRapport 2014:3

Nordisk-baltisk atomberedskapsøvelse: NB 8 Nuclear Emergency Exercise 2013

StrålevernRapport 2014:4

Overvaking av radioaktivitet i omgivnadene 2013

StrålevernRapport 2014:5

Strålevern i utdanningene for helsepersonell

StrålevernRapport 2014:6

Representative doser i Norge – 2006–2009

StrålevernRapport 2014:7

Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management

StrålevernRapport 2014:8

Kliniske revisjoner av stråleterapi ved brystkreft ved norske stråleterapientheter i perioden 2009–2011

StrålevernRapport 2014:9

Radioaktivt cesium i norske landområder og ferskvannssystemer