

Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg, hjort og villrein i 2010

Vebjørn Veiberg
Eldar Gaare
Sigbjørn Stokke
Erling J. Solberg
Lavrans Skuterud



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg, hjort og villrein i 2010

Vebjørn Veiberg
Eldar Gaare
Sigbjørn Stokke
Erling J. Solberg
Lavrans Skuterud

Veiberg, V., Gaare, E., Stokke, S., Solberg, E.J. & Skuterud, L.
2011. Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg,
hjort og villrein i 2010. – NINA Rapport 734. 33 s.

Trondheim, juni 2011

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2321-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kjetil Bevanger

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Statens strålevern

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Runhild Gjelsvik

NØKKEWORD

Elg, hjort, rein, lav, beiteplanter, overvåking av Cs-137, Norge.

KEY WORDS

Moose, red deer, wild reindeer, lichens, monitoring Cs-137,
Norway.

--

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeldgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Veiberg, V., Gaare, E., Stokke, S., Solberg, E.J. & Skuterud, L. 2011. Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg, hjort og villrein i 2010. – NINA Rapport 734. 33 s.

Overvåkingen av nedfallet av Cs-137 i ulike vekster- og dyrearter i naturlige økosystemer startet samme år som Tsjernobylulykken inntraff (1986). For villrein har NINA videreført årlige innsamlinger av kjøtt i Nord-Rondane. Etter 2001 har prøvetaking omfattet villreinområdene Setesdal-Ryfylkeheiene, Hardangervidda, Nord-Ottadalen, Snøhetta og Nord-Rondane. Siden 2007 har det i tillegg blitt samlet og målt prøver fra Forollhogna. På faste prøvefelter i Nord-Rondane og Knutshø har det siden 1986 blitt samlet årlige prøver fra noen av villreinens beiteplanter og viktige beitelav. Dette ble gjort også i 2010. Planter og lav ble dessuten samlet fra 5 stasjoner i en høydegradient på Søndre Knutshø og fra 7-8 stasjoner i en øst-vestgradient fra Kollaflata til Skarhø i Joradalføret og videre langs Aursjø til Torbudalen. Disse stasjoner ble anlagt og fulgt 1987-1990, men gjentak er ikke gjort før nå.

I 2010 ble også innsamlingen av prøver fra hjort og elg videreført. Disse ble samlet fra åtte ulike regioner, fire for hjort og seks for elg, fordelt over hele landet. I Oppland ble det samlet prøver fra begge artene.

Totalt ble det samlet 76 prøver fra villrein, 49 fra hjort, 61 fra elg, og planter og lav ble sortert til 596 målte prøver. Alle målinger av cesiumnivå ble foretatt på tørkede prøver. For planter og lav viser resultatene til verdiene i tørkede prøver. For kjøttprøvene refererer resultatene til verdier i rått kjøtt. På grunn av stor variasjon mellom enkeltprøver for den enkelte art og innsamlingsområde har vi valgt å angi medianverdier fremfor middelverdier.

Hos villrein fant vi de høyeste cesiumnivåene i Nord-Rondane (2686 Bq/kg) og Snøhetta (1010 Bq/kg). Nivåene i de andre områdene lå vesentlig lavere. Tilsvarende fant vi de høyeste verdiene for hjort og elg i henholdsvis Sel (677 Bq/kg) og Vågå (365 Bq/kg). For alle de tre artene var det stor variasjon i de målte nivåene av cesium innen innsamlingsområdene med de høyeste registrerte måleverdiene. Dette skyldes mest sannsynlig en heterogen fordeling av cesium på en lokal skala, og gjenspeiler at dyrenes valg av leveområde har stor innvirkning på eksponeringsgrad. Fellingstidspunkt og beitevalg kan også ha innvirkning på cesiumnivåene, siden enkelte vekster er kjent for å inneholde høyere nivåer av cesium enn andre. Sopp er et slikt eksempel, og variasjon i tilgangen på sopp både i løpet av året og mellom år kan resultere i betydelig forskjeller i cesiuminntak hos beitedyr. Det generelle bildet var likevel som forventet, i forhold til informasjon om fordelingen av nedfallet etter Tsjernobylulykken. Alle de målte verdiene av radioaktivt cesium i kjøttprøver fra hjortevilt i 2010 ligger godt under Strålevernets grenseverdier for vilt (3000 Bq/kg).

De fleste av høstens beiteplanter som blåbær, krekling, smyle og dvergbjørk danner strøfall som brytes ned til plantenæring som rotsystemet resirkulerer. Disse artene viste stor variasjon i måleverdiene mellom lokaliteter. Måleverdiene for blåbær fra et snøleie i Rondane var til eksempel 3200 Bq/kg, mens en tilsvarende planteprove samlet vest i Torbudalen i Snøhetta villreinområde målte 1200 Bq/kg. Tendensen over tid viser at disse beiteplantene nå inneholder fra 200 til 600 Bq/kg i Nord-Rondane og Knutshø. Halveringstiden til slike planter er fra 27 til 47 år, nær eller til dels høyere enn den fysiske halveringstiden til Cs-137 på 30,1 år. Røsslyng representerer et interessant unntak. Den inneholder 3300 Bq/kg i dag og viser liten endring over tid. De siste årene viser cesiumnivåene til og med en svak økning. Røsslyng forekommer imidlertid i liten mengde i denne regionen. Seks busklavarter fra Grønbakkenfeltet (Knutshø), fra rabbene der reinen finner vinterbeite, viser nå 300 til 2000 Bq/kg. Disse har en langt kortere halveringstid (4,5-6 år). Beitelavene i Nord-Rondane viser nå mellom 500 og 1000 Bq/kg.

Planter og lav langs en høydegradient og en øst-vestgradient viser en klar tilbakegang siden slutten på 1980-tallet, men understreker også hvor ujevnt nedfallet fordelte seg i fjellpartier fra Dovrefjell og vestover. Denne variasjon er med på å forklare variasjonen i reinkjøttprøvene.

I Nord-Rondane har vi en nesten sammenhengende måleserie fra 1986 for villreinkjøtt. Nedgangen av radioaktivt cesium i reinkjøtt er vesentlig raskere enn det den fysiske nedbryting av Cs-137 skulle tilsi. Regnet over alle år, 1986-2010, er halveringstiden 8 år. Imidlertid er nedgangen i kjøttet raskest de 10 første årene, med en halveringstid på 4 år. Dette er i tråd med hva andre har vist. Fra 1996 til 2010 er halveringstiden ca. 31 år. Vi vil derfor kunne spore virkningene etter Tsjernobylulykken lenge ennå.

Vebjørn Veiberg (vebjorn.veiberg@nina.no), Eldar Gaare (eldar.gaare@nina.no), Sigbjørn Stokke (sigbjorn.stokke@nina.no) og Erling J. Solberg (erling.solberg@nina.no), Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Lavrans Skuterud (lavrans.skuterud@nrpa.no), Statens strålevern, Postboks 55, 1332 Østerås.

Abstract

Veiberg, V., Gaare, E., Stokke, S., Solberg, E.J. & Skuterud, L. 2011. Monitoring of caesium-137 in food plants and muscle from moose, red deer and wild reindeer in 2010. – NINA Report 734. 33 pp.

The monitoring of Cs-137 fall-out from the Chernobyl accident in 1986, started the same year. Several plants and wild reindeer in natural ecosystems in Nord-Rondane have been followed annually ever since. Four more wild reindeer ranges were included in 2001: Setesdal-Ryfylkeheiene, Hardangervidda, Nord-Ottadalen, Snøhetta and Nord-Rondane. From 2007 Forollhogna was also included. On fixed plots in Nord-Rondane and Snøhetta some of the reindeer forage plants, including both higher plants and fruticose lichens, have been sampled and analyzed annually since 1986. This was also done in 2010. In addition plants and lichens were sampled at five locations along an altitudinal gradient at Søndre Knutshø, and at 7-8 locations along an east-west gradient from Kollaflata to Skarhø in the Jora valley continuing along the Aursjø to Torbudalen. All these locations were sampled annually between 1987-1990, but they have not been sampled since.

In 2010 samples from red deer and moose was also collected from eight different regions located within the following counties: Oppland, Telemark, Vest-Agder, Rogaland, Sogn and Fjordane, Nord-Trøndelag, Nordland and Troms. Red deer were sampled in four regions and moose in six. Both species were sampled in Oppland.

In 2010 76, 49 and 61 samples were collected from wild reindeer, red deer and moose respectively. All measures of caesium levels were performed on dried samples. For the 596 samples of plants and lichen the results refer to caesium-levels in dried samples. For the meat samples, results refer to caesium-137 levels in raw meat. Due to large variation in measured levels of caesium within species and sampling area, we give median values instead of mean values.

The highest caesium levels in wild reindeer were found in Snøhetta (1010 Bq/kg) and Nord-Rondane (2686 Bq/kg). The levels found in the other areas were considerably lower. The highest caesium levels in both red deer (Sel, 677 Bq/kg) and moose (Vågå, 365 Bq/kg) were found in Oppland. For all three species we found large variation in the measured levels of caesium within each sampling area. This was particularly evident in the areas with the highest caesium levels. This is most likely caused by a locally heterogeneous distribution of caesium, and reflects that the individual's home range location has a large influence on their exposure. Time of shooting and choice of food plants may also have large influence on the levels of caesium found, since some plants contain higher levels of caesium than others. Several species of fungus are such examples, and variation in availability of fungi can cause significant differences in caesium ingestion in herbivores. The overall picture was still in accordance with the expectations based on information about the geographic distribution of the fall-out. None of the measured meat samples exceeded the advisory limit for venison (3000 Bq/kg) determined by the Norwegian Radiation Protection Authority.

Most of the autumn food plants like bilberry (*Vaccinium myrtillus*), crowberry (*Empetrum nigrum*), wavy hair-grass (*Avenella flexuosa*) and dwarf birch (*Betula nana*) produce litter that is decomposed and taken up by the roots. These species showed large variation in caesium content between locations. As an example bilberry was measured to 3200 Bq/kg at a location in Rondane, whereas an equivalent sample from Torbudalen in Snøhetta measured 1200 Bq/kg. Overall these species now measure between 200 and 600 Bq/kg dry weight in Nord-Rondane and Knutshø. The half-life of caesium in these plants are now between 27 and 47 years. This is approximately equal to, or considerably longer than the half-life of Cs-137 of 30.1 years. Heather, although in short supply in this environment, is an interesting exception and was measured to 3300 Bq/kg in 2010. It shows little change over time, and may even have in-

creased in Cs-137 level. Six fruticose lichens from the Dovrefjell, Grønbakken sampling station, show from 300 to 2000 Bq/kg today. Compared with higher plants they have a shorter half-life, 4.5–6 years. The same species in Nord-Rondane have 500-1000 Bq/kg.

The data series for wild reindeer in Nord-Rondane is almost continuous from 1986 to 2010. In the period 1986-1996 the biological half-life of the Cs-137 content was 4 years, whereas the half-life for the whole period is 8 years. The traces from the Chernobyl accident will therefore still be measurable in our terrestrial ecosystems for many years to come.

Eldar Gaare (eldar.gaare@nina.no), Vebjørn Veiberg (vebjorn.veiberg@nina.no), Sigbjørn Stokke (sigbjorn.stokke@nina.no), Erling J. Solberg (erling.solberg@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research, Postbox 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway.

Lavrans Skuterud (lavrans.skuterud@nrpa.no), Norwegian Radiation Protection Authority, Postbox 55, NO-1332 Østerås, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold.....	7
Forord	8
1 Innledning	9
2 Materiale og metoder	10
2.1 Innsamlingsområder.....	10
2.2 Innsamling av materiale	12
2.2.1 Prøvemateriale villrein	12
2.2.2 Prøvemateriale hjort og elg	12
2.2.3 Prøvemateriale fra planter	12
2.3 Analyser og datasammenstilling.....	12
3 Resultater	13
3.1 Hjort og elg.....	13
3.2 Villrein	14
3.3 Villreinens beiteplanter	15
4 Diskusjon og konklusjon	23
5 Referanser	24
6 Appendiks	26

Forord

Kort tid etter Tsjernobylulykken i 1986 organiserte Forskningsavdelingen ved Direktoratet for naturforvaltning (DN) et program for innsamling av prøver fra norske utmarksøkosystemer. Prøvene ble analysert for Cs-137 og omfattet, i løpet av programperioden på fem år, mange ulike arter av planter, insekter, fugler og pattedyr fra landbaserte miljø. Programmet omfattet også limniske miljøer, ferskvannsfisk og deres byttedyr. Ved et overvåkingsprogram har Norsk institutt for naturforskning (NINA) videreført sentrale deler av dataseriene fram til i dag.

I dag er NINA en del av DNS beredskapsplan ved atomulykker. Gjennom overvåkingsvirksomheten opprettholder vi en radioøkologisk kompetanse.

Her rapporterer vi resultater av måling av kjøttprøver fra elg, hjort og villrein felt under jakta i 2010. Vi har også med målinger av noen viktige lav og andre beitevekster.

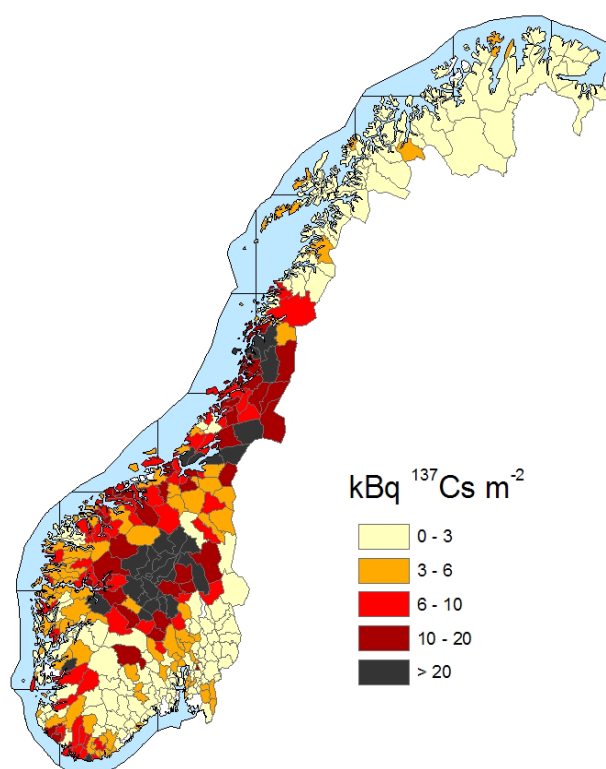
Fram til 2000 ble de radioøkologiske undersøkelsene ved NINA finansiert av DN. Siden 2001 har Statens strålevern finansiert denne aktiviteten, og vi vil takke Strålevernet både for støtten og et godt samarbeid. Vi vil også takke jakttoppsynet i de ulike villreinområdene og de lokale kontaktpersonene i alle innsamlingsregionene for elg og hjort for innsatsen i forbindelse med innsamlingen av kjøttprøver. Uten denne innsatsen ville det ikke latt seg gjøre å skaffe til veie det nødvendige materialet. En stor takk også til NINAs tekniske personell som har hatt ansvaret for prepareringen og målingen av prøvene.

Trondheim, juni 2011

Vebjørn Veiberg, Eldar Gaare, Sigbjørn Stokke, Erling J. Solberg og Lavrans Skuterud

1 Innledning

Reaktorulykken ved Tsjernobyl 26. april 1986 førte til at store mengder radioaktive partikler ble spredt utover Europa og Eurasia (De Cort mfl. 1998, Dubois & Cort 2001). Partiklene ble for det meste vasket ut av regnskurer og nedfallet ble svært ulikt fordelt både i Fennoskandia (Appendiks 1) og i Norge (Backe mfl. 1987, se Fig. 1.1). Når særlig reinens opptak har fått slik oppmerksomhet, skyldes det dens spesielle rolle som overføringsorganisme til mennesket (Gaare & Staaland 1994, Mehli mfl. 2000, Skuterud mfl. 2005b). Dette skyldes primært at enkelte villreinområder og beiteområder for tamrein fikk relativt store mengder radioaktivt nedfall, og at reinkjøtt for mange (spesielt samer) representerer en vesentlig del av kostholdet. Andre større beitedyr som utnytter beiteressurser i kontaminerte områder kan også representere potensielle kilder for overføring av radioaktivt cesium til mennesker. Sau på høyfjellsbeite har også vist seg å kunne oppnå betydelige nivåer av radioaktivt cesium (Staaland mfl. 1995, Andersson mfl. 2001). Fra 2001 har det blitt gjennomført årlig innsamling og analyse av kjøttprøver fra villrein i fem faste villreinområder (Gaare mfl. 2010). For området Nord-Rondane eksisterer det i tillegg måleresultater fra prøver innsamlet i årene 1986-1988 og 1993-2010. Detaljrapporter for tidligere års innsamling fra villrein er publisert tidligere. Dette gjelder målinger fra perioden før 1996 (Gaare & Strand 1998), 1997-1999 (Gaare mfl. 2000, Liland mfl. 2001), 2001, 2003-2005 (Gaare & Skuterud 2006), 2006 (Gaare & Skuterud 2007), 2007 (Gaare & Skuterud 2008), 2008 (Gaare & Skuterud 2009) og fra 2010 (Gaare mfl. 2010).



Figur 1.1. Registrerte nivå av Cs-137 i norske kommuner i mai 1986 basert på målinger av jordprøver. Resultatene er angitt i 1000 Becquerel (kBq) per m² (Kilde: Statens strålevern).

De norske vinterbestandene av hjort, rådyr, elg og villrein (listet etter minkende bestandsstørrelse) er anslått til å være i størrelsesorden 450 000 individer (Solberg mfl. 2010). I tillegg kommer et årlig jaktuttak på over 100 000 individer. Også hjort, rådyr og elg kan representere viktige kilder for overføring av radioaktivitet til mennesker (Johanson & Bergström 1994). I mange husholdninger representerer slikt viltkjøtt hovedkilden for rødt kjøtt. Viltkjøtt generelt er i svært liten grad omfattet av systematiske, ernæringsmessige undersøkelser. Kunnskapen om

innholdet av radioaktivt cesium og andre potensielle forurensninger, er derfor både geografisk flekkvis og tidsmessig sporadisk (Kålås & Myklebust 1994, Kålås & Øyan 1997, Bergan 2000). Dette var den bakenforliggende årsaken til ønsket om å samle inn prøver også fra hjort og elg fra områder med ulik grad av registrerte nedfallsmengder. Det ble deretter definert åtte innsamlingsregioner hvor det har blitt samlet inn prøver i sammenheng med ordinær jakt i 2009 og 2010.

I villreinområdene Nord-Rondane, Snøhetta og Knutshø er det lagt ut innsamlingsstasjoner for beitevekster, både planter og lav, som er særlig viktige for rein. For en rekke av planteartene eksisterer det årlige måleresultater for perioden 1987-2010.

Vi rapporterer her måleresultater av materiale innsamlet i 2010. Alle data er lagret elektronisk hos Norsk institutt for naturforskning (NINA).

2 Materiale og metoder

2.1 Innsamlingsområder

Utvelgelse av innsamlingsregioner/-kommuner for hjort og elg ble basert på at man både ønsket en geografisk spredning og en variasjon i registrerte nedfallsnivåer. I tillegg måtte det selv sagt også tas hensyn til i hvilke områder det ville være reelt, i forhold til forventede høstingstall, å innhente det ønskede antall prøver. For elg og hjort var det også ønskelig å få samlet inn prøver fra begge artene i et utvalg av innsamlingsregionene. Formålet med dette var å undersøke hvorvidt det var tydelige, systematiske forskjeller i belastningsnivåer som kunne relateres til de to artenes forventede forskjeller i beitemønster og valg av leveområde.

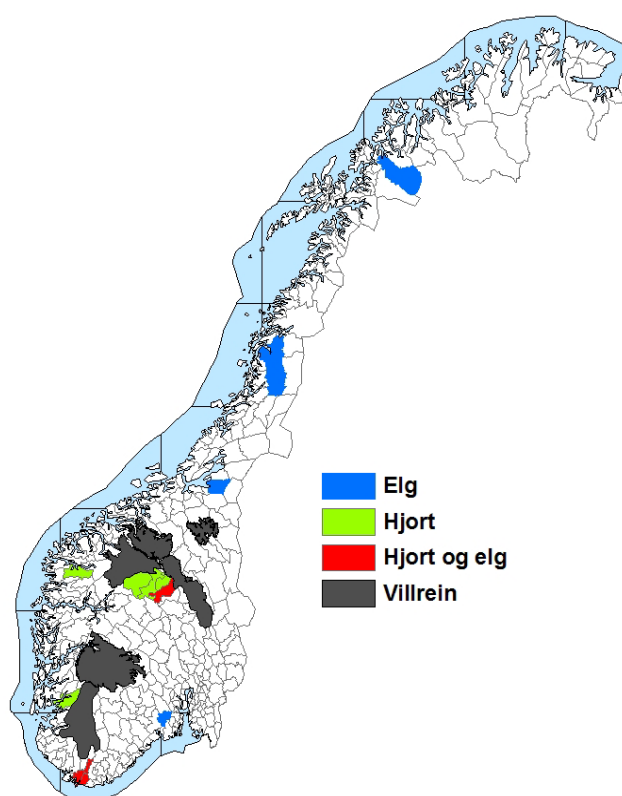
For å videreføre de etablerte tidsseriene ble innsamlingen av prøver fra villrein videreført i de regionene som også tidligere har bidratt i dette arbeidet. Tilsvarende ble også innsamlingen av prøver fra beitevekster repetert ved de samme lokalitetene som foregående år. Fra en del stasjoner fra tidsrommet 1987-1990 ble det også gjort gjentak.

Figur 2.1 viser i hvilke områder prøver fra de ulike artene ble samlet inn. Tabell 2.1 gir en nærmere detaljbeskrivelse av hvilke kommuner som var inkludert i de ulike innsamlingsregionene.

Tabell 2.1. Innsamlingsområder for overvåking av Cs-137 i hjortevilt 2010.

Region nr.	Fylke/villreinområde	Kommune	Hjort	Elg	Villrein
5	Oppland	Lom, Vågå, Sel, Nord-Fron	X	X ¹	
8	Vestfold/Telemark	Siljan, Lardal		X	
10	Vest-Agder	Audnedal, Lyngdal, Lindesnes	X	X	
11	Rogaland	Suldal	X		
14	Sogn og Fjordane	Gloppen	X		
17	Nord-Trøndelag	Stjørdal		X	
18	Nordland	Vefsn, Grane		X	
19	Troms	Målselv		X	
5101	Hardangervidda				X
5102	Snøhetta				X
5103	Setesdal-Ryfylke				X
5105	Forollhogna				X
5107	Nord-Rondane				X
5111	Nord-Ottadalen				X

1: Elg bare fra Fron Vest i Nord-Fron kommune.



Figur 2.1. Innsamlingsområder for materiale til Cs-137 analyser fra elg, hjort og villrein. Avgrensingene er basert på kommunegrenser for elg og hjort, og grenser for villreinområder (Kilde: Direktoratet for naturforvaltning, <http://dnweb12.dirnat.no/wmsDN/Villrein.asp>).

2.2 Innsamling av materiale

Alle kjøttprøvene som ble samlet inn stammer fra dyr felt under ordinær jakt. For å standardisere prøvetakingen mest mulig ble det bedt om at kjøttet (ca. 75 g) ble tatt fra nakkestubben, og at det bare ble samlet prøver fra 15 hunndyr (ett år og eldre) fra hver arts definerte innsamlingsområde. Kjøttprøvene ble merket og oppbevart frosset til de ble prosessert ved NINA i Trondheim. Sammen med kjøttprøvene ble det også samlet inn tilhørende individdata som felingsdato, felingslokalitet, vekt og kjønn. For å aldersbestemme dyrene, ble det også bedt om at underkjeve/ramtenner ble sendt inn sammen med kjøttprøvene. Aldersbestemmingen ble gjort på bakgrunn av status for tannskifte (yngre dyr) eller lesing av tannsnitt (Reimers & Nordby 1968).

Deler av materialet ble samlet inn fra områder som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt (se f.eks. Solberg mfl. 2010). Individdata fra de aktuelle dyrene ble hentet fra dette prosjektet.

2.2.1 Prøvemateriale villrein

Fra villrein ble det i 2010 samlet inn 76 prøver (Tabell 3.1). Jaktoppsynet hjelper til med innsamlingen, og i de fleste områder er det Statens naturoppsyn (SNO) som organiserer dette. I Snøhetta og Nord-Rondane ble prøveinnsamlingen organisert i regi av de lokale fjellstyrene.

2.2.2 Prøvemateriale hjort og elg

Totalt ble det samlet inn 61 prøver av elg og 49 av hjort fra de definerte innsamlingsområdene (se Figur 2.1). Innsamlingen ble organisert av lokale kontaktpersoner. Av ulike årsaker lyktes det ikke å samle inn det ønskede antall prøver i enkelte av områdene (Tabell 3.1). Spesielt i regionene med lave bestandsnivåer av hjort viste dette seg vanskelig.

2.2.3 Prøvemateriale fra planter

Planter og lav som er rapportert her er innsamlet på faste prøvetakingsfelt ved Grønbakken på Dovrefjell, 4 km sør for Kongsvold fjeldstue, i alt 64 prøver og fra 7 stasjoner i Nord-Rondane på strekningen Storflya til krysset Dørålsvegen-riksveg 27, i alt 69 prøver. Ved Grønbakken samles artene fjelltagg (*Bryocaulon divergens*), rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), gulskinn (*Flavocetraria nivalis*), fjellreinlav (*Cladonia arbuscula ssp. mitis*), kvitkrull (*Cladonia stellaris*) og saltlav (*Stereocaulon paschale*) i fem paralleller over et 10 000-15 000 m² (1-1,5 ha) stort område. Lavprøvene sorteres på laboratoriet i levende og død del. Fra alle stasjoner samles årsskudd av beiteplantene blåbær (*Vaccinium myrtillus*), røsslyng (*Calluna vulgaris*), gullris (*Solidago virgaurea*), smyle (*Avenella flexuosa*) og stivstarr (*Carex bigelowii*) som finsorteres før måling.

En del av de samme artene ble i 1987 samlet i en gradient fra flaten øst for Kolla og videre langs dalføret Jora-Aursjø-Torbudalen, i alt fra 7-8 stasjoner. Lavarter ble i tillegg fulgt i årene 1987-1990 i en høydegradient på 5 stasjoner fra Kongsvold (1100 moh.) til toppen av Søndre Knutshø (1700 moh.). Prøvene som måles har ca. 2-3 g tørrvekt. Valget av innsamlingstidspunkt, 20. juli - 25. august, tar hensyn til den sesongvise variasjon i ulike planters innhold av radioaktivt cesium. Alle vekstprøver er frosset maksimum 2-3 døgn etter innsamling.

2.3 Analyser og datasammenstilling

Selv om muskelprøvene lagres og forsendes i frossen tilstand, vil vanninnholdet variere både som følge av varierende lagringstid og varierende tid fra dyret ble skutt til prøven ble tatt. For å eliminere målevariasjon grunnet varierende vanninnhold, er alle målingene av cesiumnivå, både for kjøtt og vekster, gjennomført på prøver som er tørket ved 70°C til konstant vekt. Prøvene er deretter finmalt og tettepakket i målerør. Alle målinger av Cs-137 er gjennomført med en Wizard² med en 3" NaI brønndetektor. Telletiden, 13500 s (3,75 t), er valgt slik at tellefeilen er

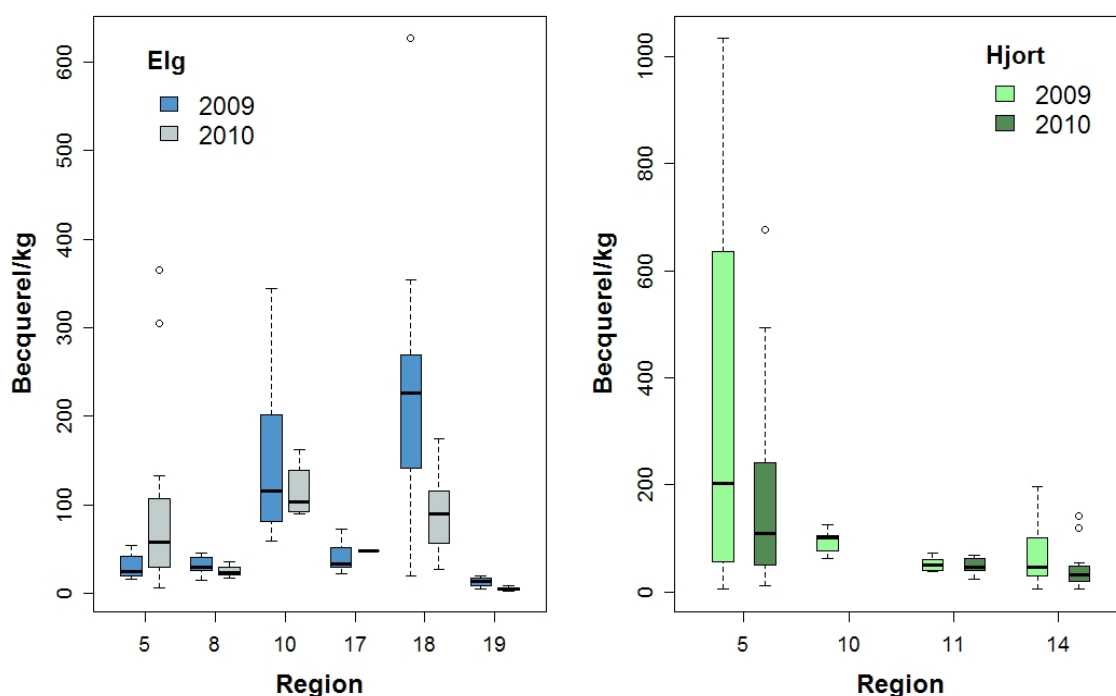
mindre enn 10 % (Næumann & Gaare 1991). Alle målinger er utført på tørkede prøver, men resultatene fra målingene av kjøttprøver er angitt som Bq/kg våtvekt. Vi forutsetter da at det er 25 % tørrstoffinnhold i kjøttet. Med den valgte fremgangsmåten vil deteksjonsgrensen for kjøtt tilsvare 15 Bq/kg våtvekt, for planteprøver 60 Bq/kg tørrvekt.

På grunn av det relativt lave prøveantallet fra hvert innsamlingsområde og den store variasjonen i målte nivåer av Cs-137, har vi valgt å rapportere medianverdier fremfor gjennomsnittsverdier. Dette er gjort for å unngå at enkelte ekstremverdier får uheldig stor innvirkning på resultatet. Tilsvarende angir vi kvartiler som mål på variasjonen i målingene fremfor andre alternative variasjonsmål. Appendiks 2-4 gir en fullstendig oversikt over prøvematerialet med tilhørende individdata.

3 Resultater

3.1 Hjort og elg

Generelt var det mindre variasjon i måleresultatene for 2010 sammenlignet med 2009. Dette gjaldt både innen og mellom regioner. Unntakene fra dette mønsteret var resultatene for elg fra regionene 5 (Oppland) og 17 (Stjørdal). I førstnevnte region var materialet fra 2010 over tre ganger så stort som i 2009. I tillegg ble prøvene i 2010 samlet inn fra et noe større område. I Stjørdal bestod materialet fra 2010 av bare ett individ. Variasjonen mellom regioner er tydelig også i 2010-materialet, men forskjellene er mindre uttalt enn for målingene fra foregående år. Det var likevel tydelige forskjeller mellom regioner både med hensyn til beregnede medianverdier og variasjonsbredden i måleresultatene (Tabell 3.1, Figur 3.1). Hos elg ble de høyeste medianverdiene registret i Nordland og Vest-Agder. For hjort ble den høyeste medianverdien funnet i Oppland. Dette mønsteret var identisk med resultatet fra 2009. Det ble ikke levert inn hjortemateriale fra Vest-Agder i 2010. Alle rådata er gjengitt i Appendiks 2 og 3.



Figur 3.1 Fordelingen av Cs-137-målingene fra elg og hjort i 2009 og 2010 fordelt etter region (jf. Tabell 3.1). I boksplottet angir nedre og øvre avgrensning for søylene henholdsvis 25 % og 75 % kvartilen. Tverrstreken inne i søylen angir medianverdien. De stiplede linjene angir utstrekningen for det resterende materialet. Åpne sirkler angir ekstreme uteliggere.

Tabell 3.1. Mediannivåer av Cs-137 funnet i kjøttprøver fra elg, hjort og villrein fordelt på innsamlingsregion og art målt som Becquerel per kilo. Tabellen angir også nivåene for nedre (25 %) og øvre (75 %) kvartil og antall prøver som er samlet inn fra hvert område. Regionnummer viser til fylkesnummer der majoriteten av prøvene innen hver region er samlet inn. I region Oppland inngår kommunene Lom, Nord-Fron, Sel og Vågå. I region Vest-Agder inngår kommunene Audnedal, Lindesnes og Lyngdal.

Art	Regionnr.	Region	Cs-137 median	25 % kvartil	75 % kvartil	Antall
Elg	5	Oppland	58	30	107	27
	8	Lardal/Siljan	24	21	30	3
	10	Vest-Agder	104	93	133	6
	17	Stjørdal	48			1
	18	Vefsn/Grane	91	62	116	14
	19	Bardu/Målselv	5	4	7	10
Hjort	5	Oppland	109	50	242	15
	10	Vest-Agder				0
	11	Suldal	46	40	63	19
	14	Gloppen	32	21	48	15
Villrein	5101	Hardangervidda	234	194	260	19
	5102	Snøhetta	497	232	595	10
	5103	Setesdal-Ryfylke	90	67	120	7
	5105	Forollhogna	291	247	367	10
	5107	Nord-Rondane	1005	669	1413	15
	5111	Nord-Ottadalen	397	285	480	15

3.2 Villrein

Figur 3.2 er en samlet framstilling av de målte nivåene av Cs-137 i kjøtt fra villrein for de fem faste overvåkingsområdene (Hardangervidda, Snøhetta, Setesdal-Ryfylke, Nord-Ottadal og Nord-Rondane) for perioden 2001-2010. Som det framgår av figuren, er det betydelige forskjeller i de registrerte cesiumnivåene både innen og mellom ulike områder. Den største innenårs- og mellomårsvariasjonen finner vi i Snøhetta og Nord-Rondane.

For ett område, Nord-Rondane, har vi en nesten komplett serie tilbake til 1986, det året Tsjernobylulykken inntraff (Figur 3.3). På grunn av fysisk omdanning i atomkjernen, vil halvparten av det Cs-137 som kom fra Tsjernobyl være borte i løpet av 30 år. Figuren viser at nedgangen i reinsdyrkjøtt har skjedd vesentlig raskere enn hva den fysiske omdanningen av Cs-137 alene skulle tilsi. Dette skyldes at noe Cs-137 også fjernes ved utvasking og avrenning, mens mye av det som blir igjen blir bundet i jorda. Den observerte nedgangen i økosystemet, såkalt effektiv eller effektiv økologiske halveringstid, er altså vesentlig kortere enn den fysiske, og ligger på om lag 8 år dersom vi ser hele perioden 1986-2010 under ett. Den eksponentielle linjen tilpasset hele perioden underestimerer konsentrasjonene de første og siste årene. Dette indikerer at reduksjonen i konsentrasjoner gikk raskere de første årene, og senere de siste årene. Tilsvarende observasjoner er gjort hos tamrein både i Norge (Skuterud mfl. 2005a) og Sverige (Åhman 2007). Åhman (2007) foreslår derfor å analysere perioden delt i to. Med slik deling får vi ei halveringstid på ca. 3,9 år for perioden 1986-1996, slik som hos tamrein (Skuterud mfl. 2005a, Åhman 2007). For 1996-2010 får vi en halveringstid på ca. 31 år. Se også tidligere rapporter hvor dette er drøftet (Gaare & Skuterud 2008). Mangelen på tydelig nedgang i konsentrasjoner indikerer at det har skjedd lite utvasking og videre binding av cesium i jorda etter midten av

1990-tallet. Observasjonene de siste ti årene tyder derfor på at det nå er den fysiske halveringstiden som har størst betydning for nedgangen i konsentrasjoner over tid.

Figur 3.3 viser også at selv om det gjennomgående er nedgang, så kan enkelte år vise betydelig forhøyede konsentrasjoner. Slike topper faller gjerne sammen med soppår. Sau og tamrein som også beiter i fjellet viser tilsvarende topper.

3.3 Villreins beiteplanter

I reins beite har vi med arter både fra barmarks- og vinterbeite. Vi tar med noen av de høyere plantene vi følger, men ajourfører først informasjonen om vinterbeitets lavarter. Figur 3.4 viser måleresultater fra seks arter storlav fra innsamlingsfeltet sør for Kongsvoll. De vokser på snøfattige rabber i fjellet, fjelltagg er brun og mest vindeksponert, rabbeskjegg er grågul og noe mindre eksponert. Begge er stive og inngår sjelden i reins diett. Gulskinn og fjellreinlav er lyse, krever mer beskyttelse og er viktige vinterbeiteplanter. Kvitrull og saltlav vokser mest i le og beites helst om høsten før, snødekket har blitt for kompakt, og om våren hvor de er de første som smelter fram på lerabben.

Hvert år samles fem paralleller og disse er vist for hver art og år. Mens det i starten var stor variasjon mellom artene, fra 8000 til 19 000 Bq/kg, er det i dag bare fjelltagg som skiller seg ut. Medianverdien i materialet fra 2010 er 2100 Bq/kg mot de øvrige som ligger i spennet 300-900 Bq/kg. Basert på hele observasjonsperioden 1987-2010 finner vi en halveringstid som varierer fra 4,0 år for rabbeskjegg til 6,3 år for kvitrull. Om en deler perioden i to, 1987-1996 og 1996-2010, finner en at halveringstidene er nokså uendret over tid. Dette i motsetning til hva vi finner i reinkjøtt. Halveringstiden er også betydelig mindre enn i reinkjøtt fra rein felt om høsten. Lav er først og fremst vinterfôr. Målingene er gjort på lavindividets øvre, levende del. Lav har svakt indre transportsystem og vi regner med at det Cs-137 som ble deponert i april 1986 bare delvis er overført til lavets tilvekst som skjer i toppen.

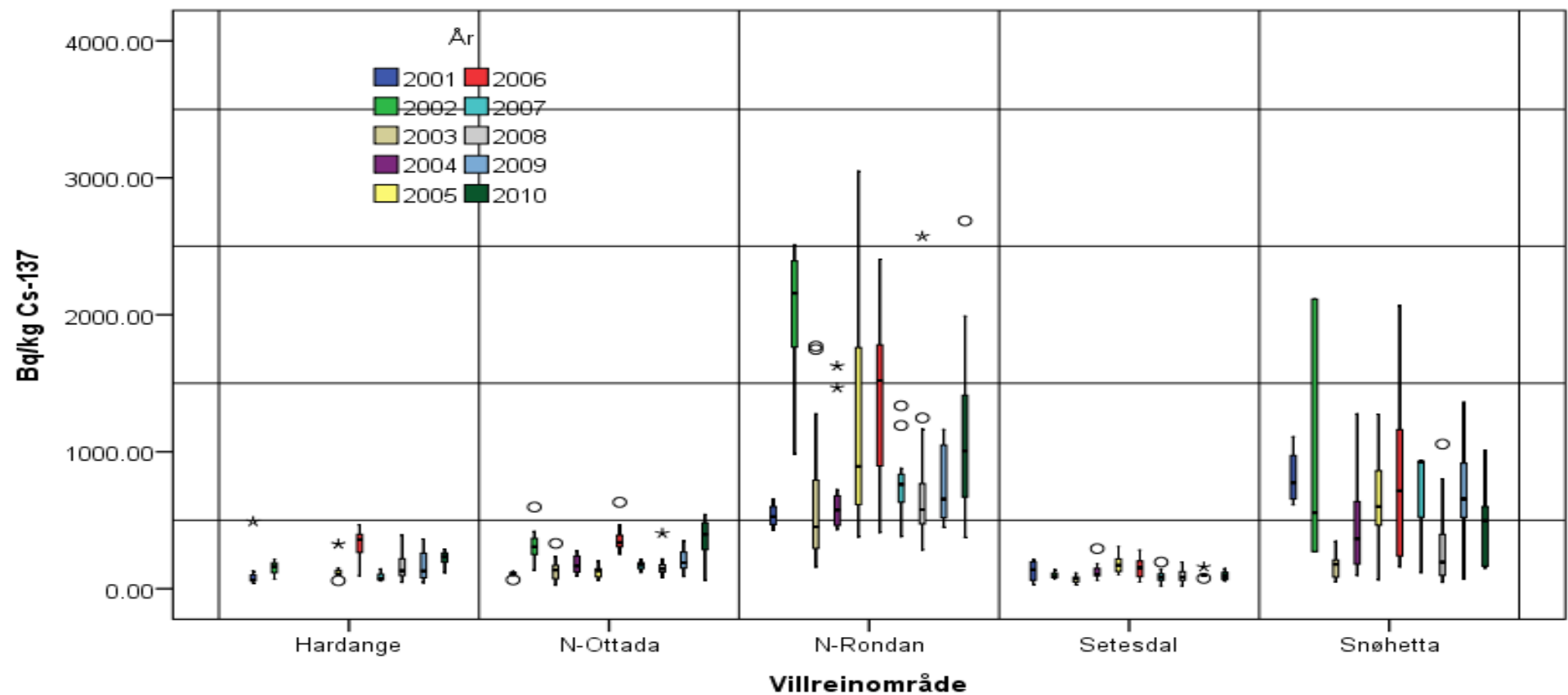
Figur 3.5 og 3.6 viser nivåene av Cs-137 i noen høyere planter. Målingene er basert på årsskudd. Ved nedfallstidspunktet 28. april 1986 var plantene fremdeles i "vinteraspekt". Bladfellende arter som blåbær og dvergbjørk var uten løv. Graset smyle (*Avenella flexuosa*) hadde nok, som vanlig, rester av fjorårets grønne blad, men nye skudd var ikke kommet i april. (Figur 3.5). På rabbestasjonen (ST1) viste disse artene i 2010 verdier i spennet 100-600 Bq/kg. Blåbær samlet i snøleiestasjonen (ST2), viste 3179 Bq/kg. Variasjonen i blant beiteplantene er dermed fremdeles stor. Av vintergrønne planter er det gjort målinger av røsslyng og kreklings (Figur 3.6). Nivået av Cs-137 i kreklings er som for de bladfellende lyngartene, mens røsslyng alltid har høyere verdier. Dette er kjent fra tidligere (Bystrzejewska-Piotrowska mfl. 2005) og settes i sammenheng med at røsslyng har en spesiell evne til å akkumulere cesium. Ca. 400 plantearter er kjent for å hyperakkumulere metaller (Krämer 2010). Nesten 90 av disse hører til korsblomstfamilien (*Brassicaceae*), men sterk metallakkumulering forekommer også hos arter innen mange andre plantefamilier. Røsslyng er eksempel på en slik art, og vi antar at dette er årsaken til den observerte økning av Cs-137 i denne arten.

Kreklings og røsslyng har ellers mange likhetstrekk i voksemåte og livsform. Vi mangler data for røsslyng før 1995. Snittet av to prøver tatt nå fra stasjonen ved Bergedalsbekken (ST1) var 3300 Bq/kg. Tilsvarende for kreklings var 525 Bq/kg. Begge viste dermed en økning fra foregående år.

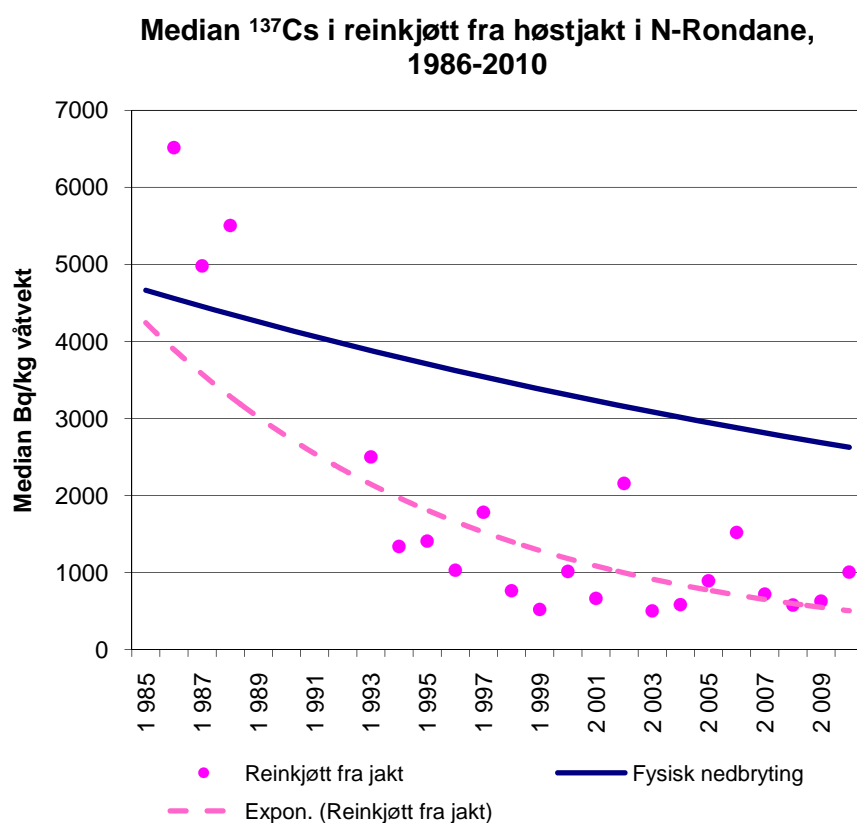
Av Figur 3.4-3.6 ser vi at lavartene har gjennomgående kortere halveringstider enn høyere planter. Høyere planter er derimot ingen ensartet gruppe. Over hele måleperioden har blåbær og kreklings en halveringstid på 9,5 år, mens halveringstiden for dvergbjørk og smyle er 5 år. I perioden 1995 til 2010 finner vi derimot at mange av de undersøkte artene har en halveringstid nær den fysiske halveringstiden for Cs-137 eller lengre. Blåbær og kreklings har en beregnet halveringstid på 63 år og dvergbjørk på 24 år.

Røsslyng viser en økning, særlig etter år 2000. Både den og krekling er kjent for å ha mykhor-riza, sopprot. Røsslyng er dessuten meget nøysom i sitt krav til mineralnæring og har et svært grunt rotsystem (Gimingham 1972, 1975). Forholdet mellom krekling og røsslyng kan ligne det Haugen mfl. (1999) har påvist for to nærstående grasarter, nemlig sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*) og smyle. Sølvbunke hadde lave verdier (100 Bq/kg i 1988) og dypt rotsystem, mens smyle med sitt grunne rotsystem hadde høyere cesiumverdier (2000 Bq/kg i 1988).

Vekstenes kortere halveringstid i de første årene antar vi, i alle fall delvis, skyldes at noe av nedfallet festet seg på vekstenes overflate. Over årene har dette blitt vasket av. Innholdet av Cs-137 som vi måler i dag stammer fra resyklert strøfall og har blitt tatt opp via røttene. Den lange halveringstiden i de senere årene er dermed et uttrykk for en effektiv resyklering av plan-tenes mineralnæring.

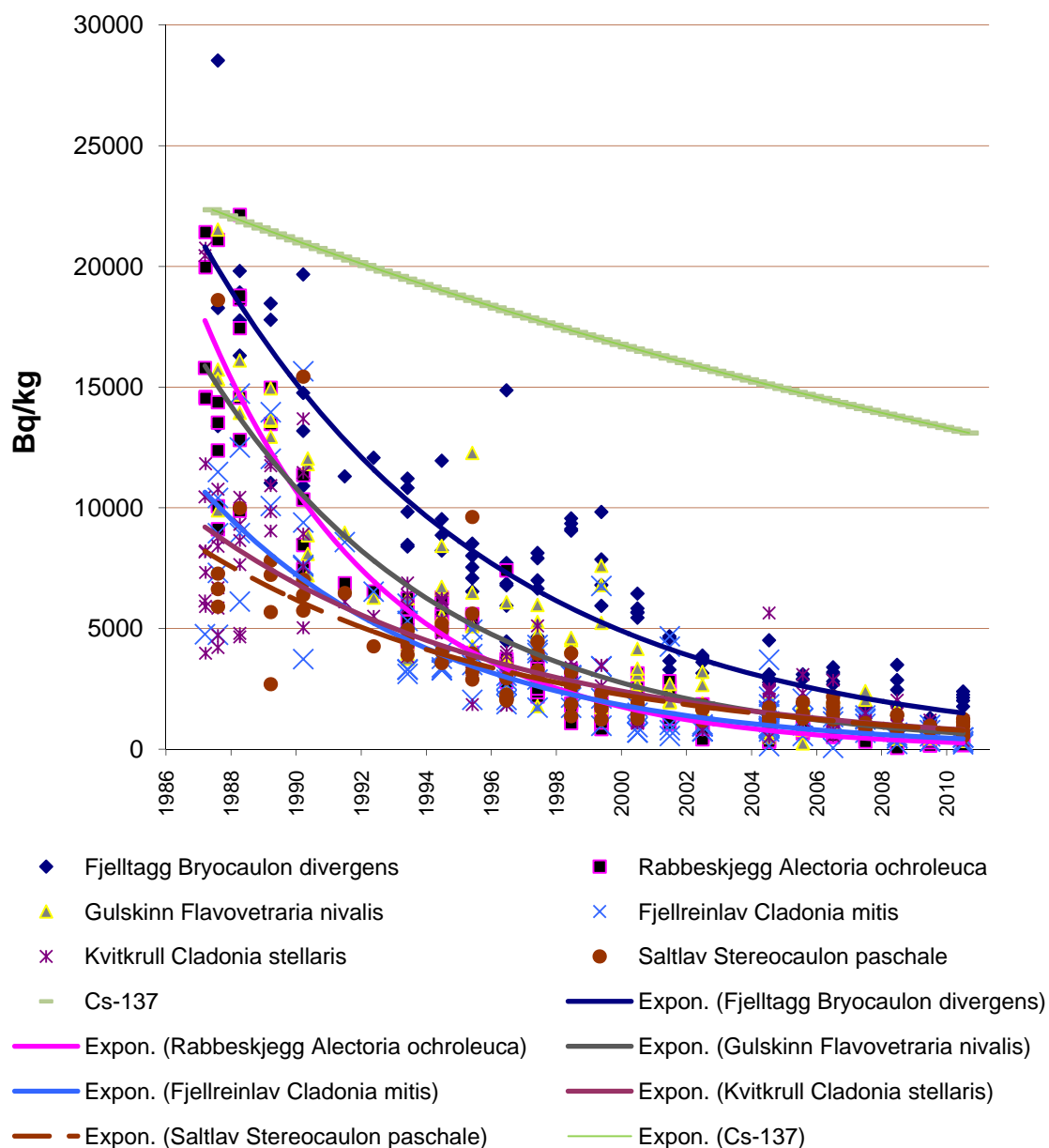


Figur 3.2. Cs-137 målt i reinkjøtt fra fem villreinområder: 5101 Hardangervidda, 5111 Nord-Ottadal, 5107 Nord-Rondane, 5003 Setesdal-Ryfylke og 5102 Snøhetta. Bortsett fra Snøhetta i 2007 er det hvert år målt kjøtt fra 7-25 reinsdyr fra hvert område. Farget stolpe viser 25 og 75% kvartilene, og i denne er medianen markert med tverrstreke. Svart linje viser laveste og høyeste verdi. Ekstraordinært lave eller høye konsentrasjoner er markert med stjerne eller ring.

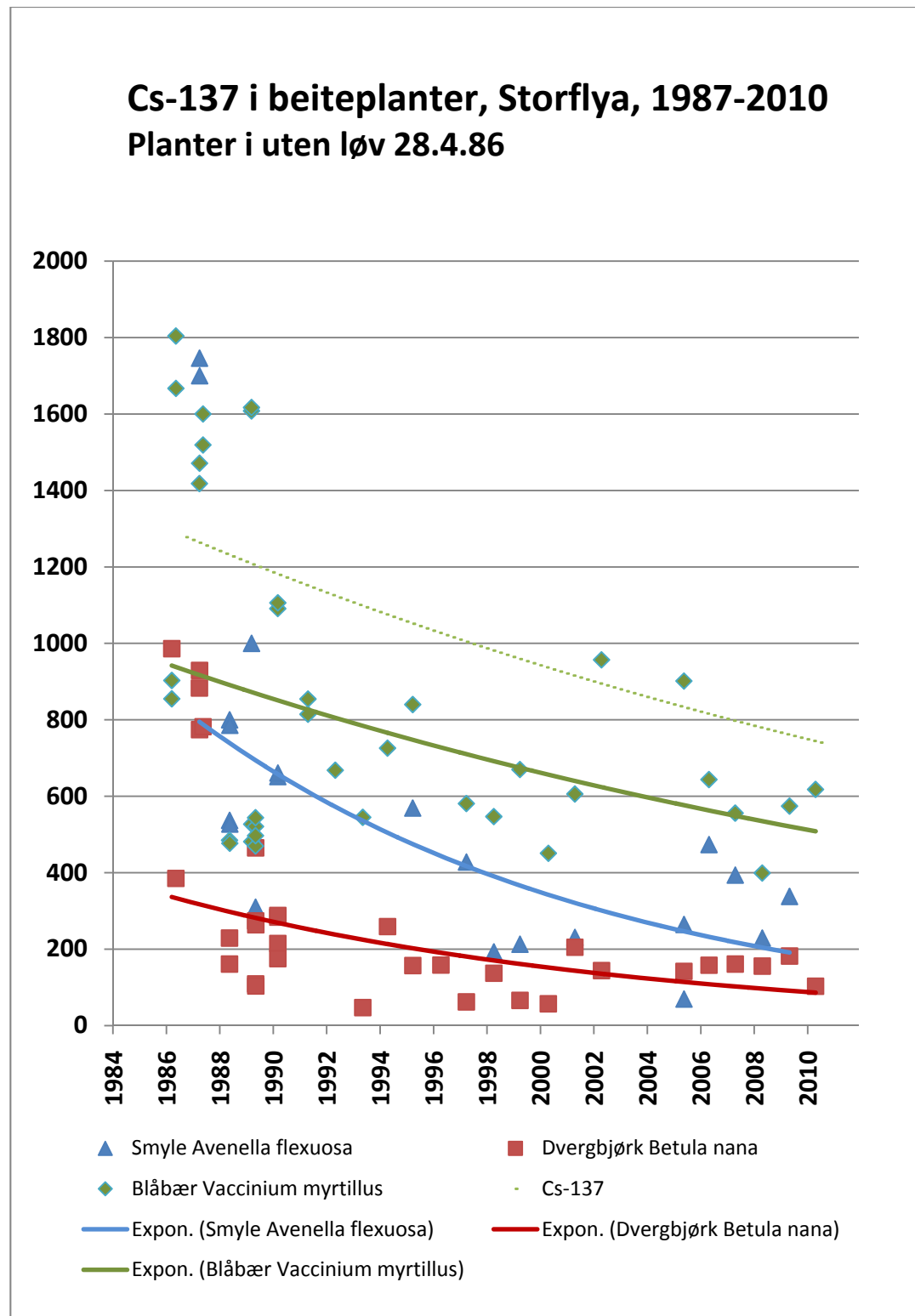


Figur 3.3. Endringen av Cs-137-aktiviteten i reinkjøtt i Nord-Rondane er vist for perioden 1986-2010. Verdiene er medianen av 5 til 18 årlige prøver. Den blå kurven øverst viser hva en kunne vente om fysisk omdanning av Cs-137 var den eneste årsak til nedgangen (fysisk halveringstid for Cs-137 er 30,1 år). En eksponentiell linje er tilpasset de observerte konsentrasjonene og indikerer en effektiv halveringstid i reinkjøtt på ca. 8,5 år for hele perioden.

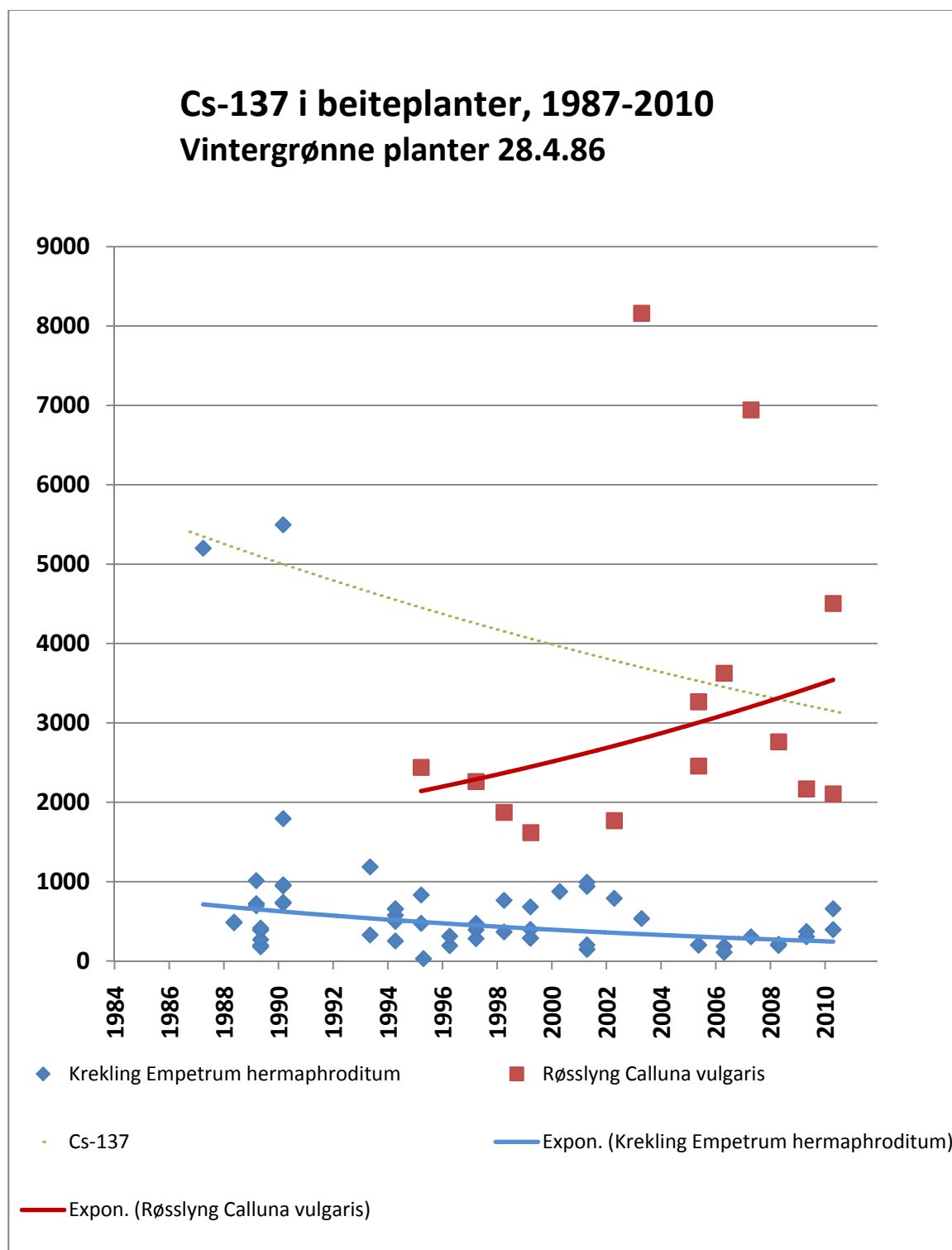
Cs-137 i levende del av beitelav, Dovrefjell 1987-2010



Figur 3.4. Endringen av Cs-137-aktiviteten i lavarter samlet på et prøvetakingsfeltet Grønbakken (GRB) 4 km sør for Kongsvold fjeldstue i perioden 1987-2010. Rekkefølgen reflekterer artenes økende krav til beskyttelse mot vindslitasje og tørke. Den øverste grønne kurven viser forløpet av fysisk nedbryting av Cs-137. Denne nukliden har en halveringstid på 30,1 år.



Figur 3.5. Endringen av Cs-137-aktiviteten i beiteplanter samlet på et prøvetakingsfelt nær Bergedalsbekken Nord-Rondane i perioden 1987-2010. Artene vokser med god til svak snøbeskyttelse, fra leside til lerabb. Ved nedfallstidspunktet 28.4.1986 hadde ikke smyle spirt ennå, men hadde grønne blader fra året før. Blåbær og dvergbjørk hadde ikke fått blad ennå. Den prikkede kurven viser forløpet av fysisk nedbryting av Cs-137. Denne nukliden har en halveringstid på 30,1 år.



Figur 3.6. Endringen av Cs-137-aktiviteten i beitevekster samlet på et prøvetakingsfelt nær Bergedalsbekken Nord-Rondane (ST1) i perioden 1987-2010. Artene vokser med svak snøbeskyttelse, på vindrabb. Begge arter er vintergrønne med grunt rotsystem. Den prikkede kurven viser forløpet av fysisk nedbryting av Cs-137. Denne nukliden har en halveringstid på 30,1 år.

Variasjonen i forurensningen i Snøhetta villreinområde framgår av lav samlet i 1987, 2008 og i 2010 (Tabell 3.2). I 2008 og 2010 ble plante- og lavprøver samlet på rabber spredt fra Osbu dam, Sunndal i vest til nær Grønnbakken gård, Oppdal i øst (Tabell 3.2). Vi viser i tabellen resultater fra arten kvitkrull. Arten vokser litt lavt nede på rabber og oppstikkende terrengpartier. Arten har likevel vanligvis god snødekning, men smelter tidlig fram. I 1987 ble det samlet materiale fra noen av lokalitetene for andre formål. Det er prøver fra dette materialet som nå har blitt målt.

Tabell 3.2. Cs-137 (Bq/kg) i levende kvitkrull fra vest til øst i Snøhetta villreinområde.

Kommune		1987	2008	2010
Sunndal	Grønvollsteinen i Skarvdalen		466	130
Sunndal	Håkedalsbandet		181	250
Lesja	Trælen	7 399	136	220
Lesja	Flyen	16 786	283	49
Lesja	Bukonhø		60	
Lesja	Skarfjellet		256	74
Lesja	Nosi		375	208
Oppdal	Storbekken	16 923	608	12

Under det overvåkingsprogrammet som gikk fra 1986-1990 ble det opprettet en profil i Søndre Knutshø. I alt ble 6 stasjoner fra 100 m og til toppen 1685 moh. fulgt i årene 1987 til 1990. Gjentak ble utført i 2010 og resultatene fra en av stasjonene, den på 1385 moh (K1385), er vist i Tabell 3.3. For lavartene er nedgangen noe sterkere enn den som er funnet fra stasjon Grønnbakken (GRB) 900 moh. 4 km i retning sørvest (Figur 3.4). Det samme gjelder urten fjellsmelle, en puteplante hvor det i 1987 var markert mindre aktivitet nede i tuen, bare ca. 1000 mot 8500 Bq/kg i siste års skudd (ARS) ca. 1-1,5 cm lange. Nå er forholdet omvendt og langt mindre markert, ca. 400 Bq/kg i tuen mot årsskuddenes ca. 300 Bq/kg. Nye prøver vil bli hentet i 2011 og mer fullstendig analyse vil bli utført.

Tabell 3.3. Cs-137 (Bq/kg) i levende del av lavarter og fjellsmelle, årsskudd (ARS) og fjorårsskudd og eldre (FAR) fra stasjon 1385 moh (K1385) i Søndre Knutshø.

	12. aug. 1987	30. aug. 1988	25. mai 1989	14. jun. 1989	7.sep. 1989	6. jul. 1990	20.aug. 2010
Rabbeskjegg (<i>Alectoria ochroleuca</i>)	12 670	14 851	9 094	10 961	7 545	5 004	45
Fjellreinlav (<i>Cladonia arbuscula</i>)	11 873	5 880		8 645	7 982	7 180	56
Kvitkrull (<i>Cladonia stellaris</i>)	10 853	3 550	14 397		10 765	9 520	197
Gulskinn (<i>Flavocetraria nivalis</i>)	8 111	14 768	10 709	14 621	9 851	10 661	247
Saltlav (<i>Stereocaulon paschale</i>)	6 507	6 917					239
Fjellsmelle, ARS (<i>Silene acaulis</i>)	8 540						289
Fjellsmelle, FAR (<i>Silene acaulis</i>)	977						439

4 Diskusjon og konklusjon

De ulike områdene som er omfattet av denne undersøkelsen fikk svært forskjellige mengder nedfall i etterkant av ulykken ved Tsjernobyl (Backe mfl. 1987). I tillegg til forskjellene mellom regioner, fant vi stor variasjon i målt nivå av Cs-137 innen det enkelte innsamlingsområde. Dette gjenspeiler den heterogene fordelingen som det er vist at Cs-137 kan ha på lokal skala (Haugen 1992). Småskalavariasjonen skyldes blant annet vekslning mellom barflekker og snø da nedfallet kom. Det skyldtes også værforholdene i noen av de områder det gjelder: "delvis skyet med enkelte lokale regnskurer". Dyras valg av leveområde kan derfor resultere i store lokale nivåforskjeller i målte cesiumverdier.

Av de undersøkte villreinområdene var det Nord-Rondane og Snøhetta som fikk størst nedfall. På bakgrunn av målte lavprøver er variasjonen størst i Snøhetta villreinområde (Gaare 1990, 1991). Variasjonen som skyldes denne ulike fordelingen av nedfallet kompenseres noe ved at dyrene beiter over store områder, men erfaringen er at det kan være store forskjeller mellom ulike dyr. Dette kan skyldes forskjeller i individuelle beitepreferanser.

Den generelle trenden i materialet fra både elg og hjort var at de målte nivåene av Cs-137 var lavere i 2010 enn året før. Det eneste reelle unntaket var resultatet for elg fra Oppland, som viste en økning. Hovedårsaken til dette avviket er sannsynligvis at prøvene fra 2010 ble samlet inn i perioden 25. september – 20. november, mens prøvene fra foregående innsamlingsperiode ble innhentet i perioden 5. desember – 28. januar. Innholdet av Cs-137 hos planteetere er vist å ha tydelige sesongvariasjoner. Dette har sammenheng med sesongmessig variasjon i utnyttelsen av eller tilgangen på beitevekster med ulik grad av kontaminering (rådyr: Avila mfl. 1999, Fielitz mfl. 2009; rein: Macdonald mfl. 2007). Typiske eksempler på slike beitevekster er lav og sopp, som gjennomgående inneholder høyere cesiumnivåer enn karplanter fra samme område. De nevnte studiene relaterte en generell økning i måleverdiene for perioden juli-september (rådyr og rein) til økt inntak av sopp, og økte måleverdier i vinterbeiteperioden (rein) til økt inntak av lav. Den biologiske halveringstiden for cesium i rein er vist å variere fra 7 dager om sommeren til 20 dager om vinteren (Skuterud mfl. 2009). Statens strålevern opplyser at den biologiske halveringstida for sau og rein i forbindelse med nedføring på høsten er mellom 2-3 uker. Det er nærliggende å anta at halveringstiden også for hjort og elg ligger i samme området. Avvikende innsamlingstidspunkt mellom år, kan derfor være en viktig årsak til registrerte forskjeller i måleverdier.

I løpet av de to årene det har blitt samlet inn prøver fra elg og hjort har oppslutningen variert stort og uforutsigbart. Vi har prøvd å få klarhet i årsakene til denne variasjonen, og har gjort enkelte justeringer for å søke å bedre materialtilfanget fra regionene med sviktende oppslutning for kommende høst.

Ulike planter har forskjellig evne til å ta opp og akkumulere radioaktivt cesium. Dyras fødevalg, mellomårsvariasjon og sesongvariasjon i fødetilbud vil derfor påvirke beitedyrs inntak av cesium (von Bothmer mfl. 1990). Resultatene viser også tydelig forskjellige plantearters ulike evne til å ta opp og akkumulere Cs-137.

Norske myndigheter har angitt ei tiltaksgrense, 3000 Bq/kg for innholdet av Cs-137 i vilt og ferskvannsfisk (<http://www.nrpa.no/radioaktiv-forurensning-i-miljoet/radioaktivitet-i-matvarer>). I tillegg til tiltaksgrensene har vi i Norge kostholdsråd for personer som spiser mye vilt og ferskvannsfisk (<http://matportalen.no/Matportalen/Radioaktivitet>). Det generelle rådet er at vi ikke skal få i oss mer enn 80 000 Becquerel i året gjennom inntak av mat, noe som vil gi en stråledose på ca. 1 mSv (milli-Sievert). De mest ekstreme måleverdiene fra hjortevilt i 2010 var på 2685, 677 og 365 Bq/kg for henholdsvis villrein, hjort og elg. Konsumenter av kjøtt med disse ekstremverdiene kan spise 30, 118 og 219 kg kjøtt fra de respektive artene før grensen blir nådd. Det er verdt å merke seg at de nevnte målingene representerer unntakene og at medianverdiene ligger langt under disse nivåene. Det er derfor liten grunn til å tro at enkeltpersoner

innen de undersøkte regionene i dag utsettes for uheldig store stråledoser på bakgrunn av inntak av kjøtt fra hjortevilt.

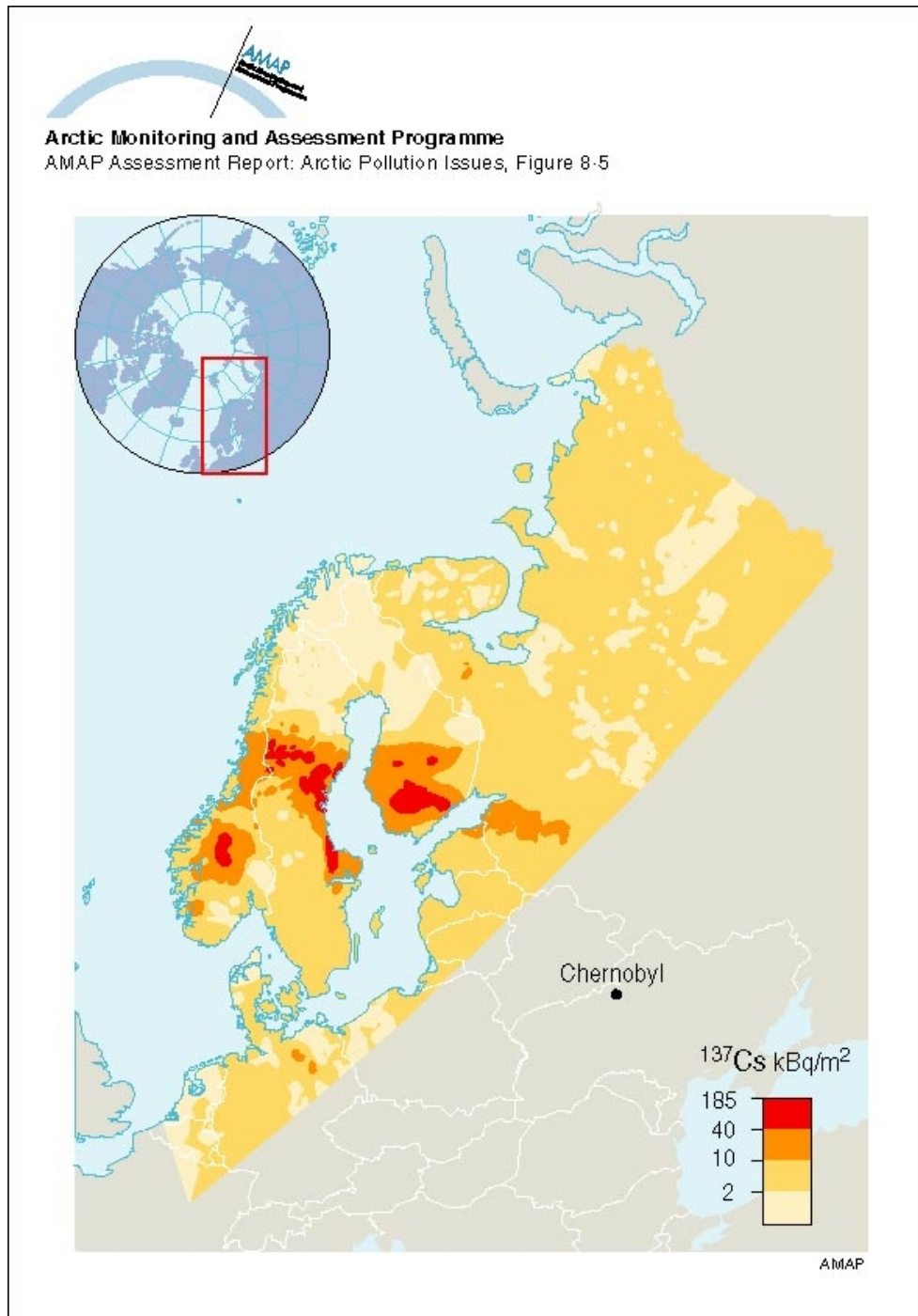
5 Referanser

- AMAP. 1998. AMAP assessment report: Arctic pollution issues. Wilson, S. J., Murray, J. L. & Huntington, H. P., red. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway.
- Andersson, I., Lönsjö, H. & Rosén, K. 2001. Long-term studies on transfer of Cs-137 from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. - *Journal of Environmental Radioactivity* 52: 45-66.
- Avila, R., Johanson, K. J. & Bergström, R. 1999. Model of the seasonal variations of fungi ingestion and Cs-137 activity concentrations in roe deer. - *Journal of Environmental Radioactivity* 46: 99-112.
- Backe, S., Bjerke, H., Rudjord, A. L. & Ugletveit, F. 1987. Fall-out pattern in Norway after the Chernobyl accident estimated from soil samples. - *Radiation Protection Dosimetry* 18: 105.
- Bergan, T. D. 2000. Ecological half-lives of radioactive elements in semi-natural systems: Final report of the Nordic Nuclear Safety Research Project EKO-2. - Nordic Nuclear Safety Research, Roskilde, Danmark.
- Bystrzejewska-Piotrowska, G., Drozd, A. & Steborowski, R. 2005. Resistance of heather plants (*Calluna vulgaris* L.) to cesium toxicity. - *Nukleonika* 50: 31-35.
- De Cort, M., Dubois, G., Fridman, S. D., Germenchuk, M. G., Izrael, Y. A., Janssens, A., Jones, A. R., Kelly, G. N., Kvasnikova, E. V., Matveenko, I. I., Nazarov, I. M., Pokumeiko, Y. M., Sitak, V. A., Stukin, E. D., Ya Tabachny, L., Tsaturov, Y. S. & Avdyushin, S. I. 1998. The Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident. - Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Dubois, G. & Cort, M. D. 2001. Mapping 137Cs deposition: data validation methods and data interpretation. - *Journal of Environmental Radioactivity* 53: 271-289.
- Fielitz, U., Klemm, E., Strebl, F., Tataruch, F. & Zibold, G. 2009. Seasonality of Cs-137 in roe deer from Austria and Germany. - *Journal of Environmental Radioactivity* 100: 241-249.
- Gimingham, C. H. 1972. Ecology of heathlands. - Chapman and Hall, London.
- Gimingham, C. H. 1975. An introduction to heathland ecology, Edinburgh.
- Gaare, E. 1990. Lichen content of radiocaesium after the Chernobyl accident in mountains in Southern Norway. - I Desmet, G., Nassimbeni, P. & Belli, M., red. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier Applied Science, London. S. xiv, 693 s.
- Gaare, E. 1991. Virkningen på reinsens beite i traktene fra Dovrefjell til Rondane av ulykken i Tsjernobyl, april 1986. - I Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. *Tsjernobyl. Sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986-1990*. NINA Temahefte 2. NINA, Trondheim. S. 36-47.
- Gaare, E., Skogen, A. & Strand, O. 2000. Overvåking av 137-Cs i Dovrefjell og Rondane i perioden 1997-1999. NINA oppdragsmelding 616. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Gaare, E. & Skuterud, L. 2006. Måling av radiocesium innsamlet under reinsjakt i noen sørnorske villreinområder i årene 2003-2005. NINA Notat. NINA, Trondheim. 8 s.
- Gaare, E. & Skuterud, L. 2007. Radiocesium i villreinkjøtt, 2006. NINA Minirapport 184. Trondheim. 6 s.
- Gaare, E. & Skuterud, L. 2008. Radiocesium i villreinkjøtt: Overvåking i fem villreinområder. NINA rapport 328. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Gaare, E. & Skuterud, L. 2009. Radiocesium i villreinkjøtt og lav. Overvåking av kjøtt og lav i villreinområder i 2008. NINA Rapport 446. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 15 s.
- Gaare, E. & Strand, O. 1998. Terrestrisk naturovervåking: overvåking av 137-Cs i Dovre/Rondane i perioden 1994-1996. NINA oppdragsmelding 535. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Gaare, E. & Staaland, H. 1994. Pathways of fallout radiocaesium via reindeer to man. - I Dahlgaard, H., red. *Nordic radioecology: the transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man*. Elsevier, Amsterdam. S. XIII, 483 s.

- Gaare, E., Veiberg, V., Solberg, E. J. & Skuterud, L. 2010. Overvåking av cesium-137 i beitevekster og kjøtt av elg, hjort og villrein i 2009. NINA Rapport 594. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 32 s.
- Haugen, L. E. 1992. Small-scale variation in deposition of radiocaesium from the Chernobyl fallout on cultivated grasslands in Norway. - *Analyst* 117: 465-468.
- Haugen, L. E., Garmo, T., Olsen, R. A. & Skuterud, L. 1999. Jord, planter og sopp. - I Harbitz, O. & Skuterud, L., red. Radioaktiv forurensning - betydning for landbruk, miljø og befolkning. Landbruksforlaget, Oslo. S. 69-102.
- Johanson, K. J. & Bergström, R. 1994. Radiocesium transfer to man from moose and roe deer in Sweden. - *Science of the Total Environment* 157: 309-316.
- Krämer, U. 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annual Review of Plant Biology*, Vol 61. Annual Review of Plant Biology. 61. Annual Reviews, Palo Alto. S. 517-534.
- Kålås, J. A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning 58. NINA, Trondheim. 45 s.
- Kålås, J. A. & Øyan, H. S. 1997. Terrestrisk naturovervåking: Metaller, selen, kalsium og fosfor i elg, hjort og rådyr, 1995-1996. NINA Oppdragsmelding 491. NINA, Trondheim. 22 s.
- Liland, A., Skuterud, L., Bergan, T., Forseth, T., Gaare, E. & Hellstrøm, T. 2001. Overvåking av radioaktiv forurensning i næringsmidler og det terrestre miljø 1986 - 1998. StrålevernRapport 2001: 1. Statens strålevern, Østerås. 78 s.
- Macdonald, C. R., Elkin, B. T. & Tracy, B. L. 2007. Radiocesium in caribou and reindeer in northern Canada, Alaska and Greenland from 1958 to 2000. - *Journal of Environmental Radioactivity* 93: 1-25.
- Mehli, H., Skuterud, L., Mosdøl, A. & Tønnessen, A. 2000. The impact of Chernobyl fallout on the Southern Saami reindeer herders of Norway in 1996. - *Health Physics* 79: 682-690.
- Næumann, R. & Gaare, E. 1991. Måling av radioaktivitet etter Tsjernobyl-katastrofen. - I Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T., red. Tsjernobyl. Sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986-1990. NINA Temahefte 2. NINA, Trondheim. S. 17-19.
- Reimers, E. & Nordby, O. 1968. Relationship between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - *Journal of Wildlife Management* 32: 957-961.
- Skuterud, L., Gaare, E., Eikermann, I. M., Hove, K. & Steinnes, E. 2005a. Chernobyl radioactivity persists in reindeer. - *Journal of Environmental Radioactivity* 83: 231-252.
- Skuterud, L., Thørring, H., Eikermann, I. M., Møller, B., Hosseini, A. & Bergan, T. 2005b. Persistent radiocaesium contamination in Norwegian reindeer and reindeer herders. - I Strand, P., Børretzen, P. & Jølle, T., red. Proceedings from the 2nd international conference of radioactivity in the environment, 2-6. October 2005. Nice, France. S. 11-14.
- Skuterud, L., Åhman, B., Solatie, D. & Gaare, E. 2009. Long-term decline of radiocaesium in Fennoscandian reindeer. NKS-193. Nordisk kjernesikkerhetsforskning, Roskilde, Danmark. 17 s.
- Solberg, E. J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C. M., Holmstrøm, F., Solem, M. I., Eriksen, R. & Astrup, R. 2010. Hjortevilt 2009 - Årsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA-Rapport 584. NINA, Trondheim. 77 s.
- Staaland, H., Garmo, T. H., Hove, K. & Pedersen, O. 1995. Feed selection and radiocesium intake by reindeer, sheep and goats grazing alpine summer habitats in Southern Norway. - *Journal of Environmental Radioactivity* 29: 39-56.
- von Bothmer, S., Johanson, K. J. & Bergström, R. 1990. Cesium-137 in moose diet - considerations on intake and accumulation. - *Science of the Total Environment* 91: 87-96.
- Åhman, B. 2007. Modelling radiocaesium transfer and long-term changes in reindeer. - *Journal of Environmental Radioactivity* 98: 153-165.

6 Appendiks

Appendiks 1. *Cs-137-forurensning i Fennoskandia. Oversikten er basert på nasjonale kilder som ble systematisert gjennom EUR rapport 16733 – 'Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident', EC Office of Publication, Luxembourg. Verdiene er standardisert til 10. mai 1986. Figuren er hentet fra AMAP Assessment report: Arctic Pollution Issues (AMAP 1998)*



Appendiks 2. Nivåer av Cs-137 i nakkekjøtt av elg skutt under regulær jakt i 2010. ID: Innsenders nummer. Nivåer av radioaktivt cesium er gitt som Bq/kg i våtvekt ved innsamlingstidspunktet. Kjønn: 1=okse, 2=ku. For individer med oppgitt alder ad (adult) er aldersbestemmelse ikke nøyaktig gjennomført. Åpne felter indikerer manglende data.

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
175243	Oppland	Lom	Nordre lia		02.10.2010	7	2	11	192
175218	Oppland	Lom	Skaihø viltomr.	Finndalen	04.10.2010	15	2	1	118
175237	Oppland	Lom	Visdalen	Bøverdalen	30.09.2010	11	2	1	134
514001	Oppland	Lom		Meadalen	17.10.2010	11	2	4	160
170272	Oppland	Vågå	Vågå sør	Lemonsjø-Tesse	23.10.2010	133	2	3	176
170193	Oppland	Vågå	Vågå sør	Rindhovda	26.09.2010	33	2	2	165
64795	Oppland	Vågå	Vågå sør	Rindhovda	03.10.2010	38	2	1	115
64792	Oppland	Vågå	Vågå sør	Synslia	26.09.2010	58	2	7	201
515004	Oppland	Vågå	Vågå sør	Synslia	28.09.2010	45	2	1	132
170211	Oppland	Vågå	Vågå/Sel nord	Hansberg-Grøna	26.09.2010	365	2	1	120
77029	Oppland	Vågå	Vågå/Sel nord	Horgen	27.09.2010	109	2	1	110
515002	Oppland	Vågå	Vågå/Sel nord	Skjerva-Grøna	26.09.2010	31	2	1	122
515001	Oppland	Vågå	Vågå/Sel nord	Skjerva-Grøna	26.09.2010	25	2	1	154
148829	Oppland	Nord-Fron	Fron Statsalm.	Bratlia	29.09.2010	107	2	2	96
183823	Oppland	Nord-Fron	Fron Statsalm.	Stygglia	30.10.2010	62	2	1	107
183822	Oppland	Nord-Fron	Fron Statsalm.	Stygglia	30.10.2010	29	2	4	151
179041	Oppland	Nord-Fron	Fron Vest	F? - Hyggli	20.11.2010	66	2	2	141
77042	Oppland	Nord-Fron	Fron Vest	Kluftin	08.10.2010	133	2	7	154
148768	Oppland	Nord-Fron	Heimdalen	Heimdalen	26.09.2010	71	2	7	192
183816	Oppland	Nord-Fron	Hindyelslia 1 per	Fron Statsalm.	07.10.2010	107	2	1	106
183982	Oppland	Nord-Fron	Rusta? 1		03.10.2010	20	2	3	182
148762	Oppland	Nord-Fron	Sikkilsdalen		28.09.2010	104	2	6	196
148802	Oppland	Nord-Fron	Åkremo - Flekkmo A	Åkremo - Flekkmo A	26.09.2010	67	2	4	148
162511	Oppland	Sel	Rustmo	Vågåum	25.10.2010	35	2	2	153

Appendiks 2 fortsetter

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
77065	Oppland	Sel	Rustmo		25.09.2010	305	2	0	57
162546	Oppland	Sel	Ø. Heidal bakside		09.10.2010	132	2		185
162401	Oppland	Sel	Ø. Heidal bakside		09.10.2010	41	2	3	165
45990	Lardal/Siljan	Lardal	0728V0002	0728J0012	05.10.2010	36	2	1	89
50230	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	15.10.2010	18	2	2	157
52435	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	24.10.2010	24	2	16	143
163460	Vest-Agder	Lindesnes	5	8183	08.10.2010	90	2	1	102
163455	Vest-Agder	Lindesnes	5	Skopstad	09.10.2010	114	2		218
1029001	Vest-Agder	Lindesnes	5		16.10.2010	92	2	12	213
1029002	Vest-Agder	Lindesnes	5		05.10.2010	94	1	8	185
163453	Vest-Agder	Lindesnes	Buholen		04.11.2010	139	1	5	175
163454	Vest-Agder	Lindesnes	Skofteland		09.10.2010	163	1		
50525	Stjørdal	Stjørdal	1714V0006	1714J0049	24.09.2010	48	2	20	
53865	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0005	1824J0010	25.09.2010	99	2	3	200
53867	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0005	1824J0010	03.10.2010	161	2	1	125
53862	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0005	1824J0020	02.10.2010	32	2	3	176
53864	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0005	1824J0020	09.10.2010	116	2	2	160
183299	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0007	1824J0014	24.10.2010	27	2	10	184
53885	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0007	1824J0022	02.10.2010	57	2	4	150
130322	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0029	1824J0077	15.10.2010	32	2	2	164
167030	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0067	1824J0150	26.09.2010	98	1	5	209
132165	Vefsn/Grane	Grane	1825V0001	1825J0003	16.10.2010	83	2	4	
132181	Vefsn/Grane	Grane	1825V0001	1825J0040	23.10.2010	77	2	2	180
132142	Vefsn/Grane	Grane	1825V0002	1825J0013	25.10.2010	81	1	1	126
132223	Vefsn/Grane	Grane	1825V0003	1825J0023	17.10.2010	114	2	2	164
166802	Vefsn/Grane	Grane	1825V0003	1825J0023	30.10.2010	175	2	7	170

Appendiks 2 fortsetter

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
166850	Vefsn/Grane	Hattfjelldal	1826V0001	1826J0294	01.10.2010	144	1	1	139
57788	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0008	1924J0013	01.10.2010	4	2	1	145
1924001	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0040	1924J0034		3	2		
57986	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0040	1924J0055		7	2	ad	211
56554	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0060	1924J0080	26.10.2010	4	1	0	64
56552	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0060	1924J0080	24.11.2010	4	2	1	
57805	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0062	1924J0028	25.09.2010	9	2	2	158
57799	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0062	1924J0031	19.10.2010	7	2	2	200
56383	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0063	1924J0036	13.10.2010	8	2	1	146
1924002	Bardu/Målselv	Målselv	1924V0064	1924J0047	27.10.2010	4	2		
57771	Bardu/Målselv	Målselv				6	2	ad	

Appendiks 3. Nivåer av Cs-137 i nakkekjøtt av hjort skutt under regulær jakt i 2010. ID: Innsenders nummer. Nivåer av radioaktivt cesium er gitt som Bq/kg i våtvekt ved innsamlingstidspunktet. Kjønn: 1=bukk, 2=kolle. Åpne felter indikerer manglende data.

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
514002	Oppland	Lom	Bøverdalen viltomr.	Skim	01.10.2010	14	2	8	60
72214	Oppland	Lom	Skaihø viltomr.	Nordre Lia	06.11.2010	11	2	5	75
88355	Oppland	Lom		Meadalen	26.10.2010	16	2	4	63
72189	Oppland	Lom		Runnigsørenda	04.11.2010	97	2	1	53
515003	Oppland	Vågå	Vågå sør	Rindhovda Hansberg- Grøna	10.09.2010	493	2		68
170221	Oppland	Vågå	Vågå/Sel nord		23.10.2010	111	2	4	50
77047	Oppland	Nord-Fron	Fron Vest		11.09.2010	104	2	1	52
77048	Oppland	Nord-Fron	Kvam bakside		4 11.09.2010	183	1	1	56
77045	Oppland	Nord-Fron	Kvikne		12.09.2010	47	2	5	66
77046	Oppland	Nord-Fron	Kvikne		12.09.2010	52	2	3	64
77067	Oppland	Sel		1	26.09.2010	215	2	1	49
77066	Oppland	Sel		1	27.09.2010	677	2	3	53
77058	Oppland	Sel	Rustmo	Vågåum	05.10.2010	109	2	2	75
77059	Oppland	Sel	Rustmo	Vågåum	17.10.2010	269	2	6	70
162495	Oppland	Sel	Sjoa gr.l.		18.10.2010	277	2	4	57
64752	Suldal	Suldal		56 Aarhus	18.09.2010	44	2	3	
64753	Suldal	Suldal		56 Aarhus		37	2	6	
64768	Suldal	Suldal		56 Aarhus	20.10.2010	54	2	15	
64891	Suldal	Suldal	Bratland		11.10.2010	64	2	3	
64763	Suldal	Suldal	Brommeland		26.10.2010	44	2	1	
64757	Suldal	Suldal	Erfjord		17.11.2010	25	2	13	
64761	Suldal	Suldal	Erfjord		23.11.2010	63	2	1	
64766	Suldal	Suldal	Foss	Aarhus	22.10.2010	45	2	4	
64765	Suldal	Suldal	Kulldal		20.10.2010	26	2	13	

Appendiks 3 fortsetter

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
64760	Suldal	Suldal	Kvildal		09.11.2010	69	2	9	
64895	Suldal	Suldal	Kvæstad		10.11.2010	46	2	1	
64754	Suldal	Suldal	Lunde		11.10.2010	37	2	3	
64755	Suldal	Suldal			08.10.2010	30	2	7	
64897	Suldal	Suldal			22.10.2010	52	2	2	
64762	Suldal	Suldal			23.11.2010	63	2	1	
64890	Suldal	Suldal	Roaldkvam		15.09.2010	67	2	6	
64896	Suldal	Suldal	Vasshus		20.11.2010	50	2	15	
64756	Suldal	Suldal	Vik	Vik	23.11.2010	68	2	1	
64764	Suldal	Suldal	Øystad		26.10.2010	43	2	5	
81020	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0014	12.09.2010	8	2	1	39
81023	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0014	12.09.2010	8	2	2	55
81018	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0016	12.09.2010	33	2	1	45
81019	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0016	12.09.2010	37	2	1	46
81001	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0016	06.11.2010	55	2	1	44
81012	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0016	16.11.2010	54	2	16	50
81024	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	25.09.2010	32	2	2	62
81030	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	20.10.2010	119	2	2	46
81026	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	25.09.2010	30	2	2	54
81008	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	12.11.2010	142	2	1	45
80994	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	20.11.2010	22	2	17	64
64937	Gloppen	Gloppen	1445V0003	1445J0031	10.10.2010	41	2	4	65
81100	Gloppen	Gloppen	1445V0004	1445J0037	11.09.2010	6	2	4	66
81093	Gloppen	Gloppen	1445V0004	1445J0037	17.09.2010	27	2	2	54
81109	Gloppen	Gloppen	1445V0004	1445J0037	20.10.2010	19	2	2	

Appendiks 4. Nivåer av Cs-137 i nakkekjøtt av villrein skutt under regulær jakt i 2010. Åpne felter indikerer manglende data. Kjønn: 1=bukk, 2=simle.

Villreinområde	Kontrollkort-nummer	Fellingsdato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
Hardangervidda (Region 5101)		20.08.2010	215	2	5	
	10823	21.08.2010	186	2	20	22
	10762	24.08.2010	230	2	4	
	10277	24.08.2010	258	2	5	
	10423	24.08.2010	116	2	3	
	10761	25.08.2010	164	2	5	
	11365	26.08.2010	118	2	8	
	11335	26.08.2010	165	2	2	
	11234	26.08.2010	286	2		30
		28.08.2010	234	2		
	11015	28.08.2010	264	2	6	30
	10626	29.08.2010	234	2	5	30
	10729	04.09.2010	211	2	10	28
	11114	09.09.2010	247	2	9	
	11123	09.09.2010	257	2	3	
	11124	10.09.2010	202	2	6	
	11048	12.09.2010	268	2	3	
	10841	13.09.2010	289	2	13	
	10535	17.09.2010	262	2	4	30
Snøhetta (Region 5102)	4296	20.08.2010	149	2	7	30
	4267	22.08.2010	165	1	2	
	4242	25.08.2010	600	1	5	
	4311	29.08.2010	491	2	6	
	4325	29.08.2010	1010	2	9	
	4324	29.08.2010	153	2	5	
	4321	04.09.2010	502	2	5	
	4272	04.09.2010	434	2	5	
	4909	04.09.2010	579	2	12	
	4328	15.09.2010	735	2	5	
Setesdal-Ryfylke (Region 5103)	799	21.08.2010	56	1	2	45
	788	03.09.2010	68	1	7	
	7052	03.09.2010	90	2	5	
	6989	13.09.2010	146	2	8	38
	730	22.09.2010	65	1		45
	6990	29.09.2010	99	2	2	
	732	29.09.2010	140	2	6	

Appendiks 4 fortsetter

Villreinområde	Kontrollkort-nummer	Fellingsdato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
Forollhogna (Region 5105)	5926	20.08.2010	309	2		
	6106	20.08.2010	234	2	6	
	6110	20.08.2010	230	2		33
	6097	22.08.2010	242	2	5	
	6112	22.08.2010	261	2	3	
	5925	23.08.2010	273	2	5	
	5962	08.09.2010	383	2	8	
	5928	15.09.2010	644	2	5	
	5921	18.09.2010	768	2		
	6065	28.09.2010	317	2	4	
Nord-Rondane (Region 5107)	3000	01.09.2010	2686	2	6	
		03.09.2010	755	1		
	3095	03.09.2010	619	2	2	
	3213	03.09.2010	673	2	2	
	3218	03.09.2010	1005	2	5	
	2931	03.09.2010	1226	2	3	
		03.09.2010	699	2	2	32
	3009	04.09.2010	1586	2	5	
	2962	04.09.2010	1133	2	4	
	2916	04.09.2010	1989	2	7	
	2882	06.09.2010	664	2	4	35
		12.09.2010	376	2	6	
	3092	12.09.2010	665	2		
		15.09.2010	1239	2	4	
	2927	19.09.2010	1783	2	5	
Nord-Ottadal (Region 5111)	2139	22.08.2010	60	2		35
	1872	24.08.2010	167	2	4	35
	2138	29.08.2010	278	2		35
	2182	31.08.2010	292	2	3	33
	1904	31.08.2010	403	2	4	33
	2187	31.08.2010	500	1		40
	1428	01.09.2010	232	1		
	1427	01.09.2010	542	2	7	35
	2135	01.09.2010	460	2	3	35
	12864	02.09.2010	436	2	2	30
	1958	07.09.2010	297	2	7	35
	2183	07.09.2010	354	1	2	48
	2104	08.09.2010	539	2	3	
	2190	08.09.2010	397	2	3	
	2078	08.09.2010	535	2	8	30

NINA Rapport 734

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2321-8



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no