

NINA Rapport 594

Overvåking av cesium-137 i beite- vekster og kjøtt av elg, hjort og vill- rein i 2009

Eldar Gaare, Vebjørn Veiberg , Erling J. Solberg &
Lavrans Skuterud



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 beite- vekster og kjøtt av elg, hjort og vill- rein i 2009

Eldar Gaare
Vebjørn Veiberg
Erling J. Solberg
Lavrans Skuterud

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. 32 s.

Trondheim, juni 2010

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2171-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kjetil Bevanger

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)

Statens strålevern

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Runhild Gjelsvik

FORSIDEBILDE

Øverst: Beitende bukkeflokk i Slådalen, Nord-Ottadal. © Per Jordhøy.

Midten: Beitende elgku. © Erling J. Solberg.

Nederst: Beitende hjortekolle på innmark. © Johan Trygve Solheim

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

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. 32 s.

Overvåkingen av nedfallet av Cs-137 i ulike vekst- 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 2009.

I 2009 ble det også samlet inn prøver fra hjort og elg. Disse ble samlet fra åtte ulike regioner, fire for hjort og seks for elg, fordelt over hele landet. I to av regionene, Vest-Agder og Oppland ble det samlet prøver fra begge artene.

Totalt ble det samlet 80 prøver fra villrein, 33 fra hjort, 73 fra elg og 134 planter og lav. Alle målinger av cesiumnivå ble fortatt 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 Snøhetta (656 Bq/kg) og Nord-Rondane (628 Bq/kg). Nivåene i de andre områdene lå vesentlig lavere. Tilsvarende fant vi de høyeste verdiene for hjort og elg i henholdsvis Oppland (202 Bq/kg) og Vefsn/Grane (226 Bq/kg). For alle de tre artene var det stor variasjon i de målte nivåene av cesium innen det enkelte innsamlingsområde. 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. Til eksempel kan rein som er felt seint i jakta ha startet å beite lav. Slike individer får raskt høyere verdier. Ellers er det hos rein som hos fjellbeitende sau slik at variasjonen mellom år kan skyldes variasjon i soppmengden. 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 2009 ligger godt under Strålevernets grenseverdier for vilt.

De fleste av høstens beiteplanter som blåbær, krekling, smyle og dvergbjørk danner strøfall som nedbrytes til plantenæring som rotsystemet resirkulerer. Disse artene inneholder nå fra 200 til 400 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 danner et interessant unntak. Den inneholder 2 000 Bq/kg i dag og viser enten ingen endring over tid, eller kanskje til og med noe økning. Den forekommer imidlertid i liten mengde i denne regionen. Seks storlavarter fra Grønbakkenfeltet (Knutshø), fra rabbene der reinen finner vinterbeite, viser nå 300 til 1200 Bq/kg. Disse har en langt lavere halveringstid (4,5-6 år). Beitelavene i Nord-Rondane viser nå mellom 500 og 1 000 Bq/kg.

I Nord-Rondane har vi for villrein en nesten sammenhengende måleserie fra 1986. Nedgangen av radioaktivt cesium i reinkjøtt er vesentlig raskere enn det den fysiske nedbryting av Cs-137 skulle tilsi. Regnet over alle år, 1986-2009, er halveringstiden 7 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 2009 er halveringstiden ca. 25 år. Vi vil derfor trolig kunne spore virkningene etter Tsjernobylulykken lenge ennå.

Eldar Gaare (eldar.gaare@nina.no), Vebjørn Veiberg (vebjorn.veiberg@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

Gaare, E., Veiberg, V., Solberg, E.J. & Skuterud, L. 2010. Monitoring of caesium-137 in food plants and muscle from moose, red deer and wild reindeer in 2009. NINA Report 594. 32 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 fruticulose lichens, have been sampled and analyzed annually since 1986. This was also done in 2009.

In 2009 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. From two of the regions, Vest-Agder and Oppland, both species were sampled.

In 2009 80, 33 and 73 samples were collected from wild reindeer, red deer and moose respectively. All measures of caesium levels were performed on dried samples. For the 134 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 (656 Bq/kg) and Nord-Rondane (628 Bq/kg). The levels found in the other areas were considerably lower. The highest caesium levels in red deer and moose were found in Oppland (202 Bq/kg) and Nordland (Vefsn/Grane, 226 Bq/kg) respectively. For all three species we found large variation in the measured levels of caesium within each sampling area. 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. Animals shot late in the hunt may have started the winter season by grazing lichens. They will quickly show increased values. This may explain individual variation. But both reindeer and sheep on alpine pastures will respond to varying amounts of mushrooms in a single year. Lichens are not known to be part of the sheep diet. The overall picture was still in accordance with the expectations based on information about the geographic distribution of the fall-out.

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 now show values from 200 to 400 Bq/kg dry weight. Heather, although in short supply in this environment, is an interesting exception and was measured to 2000 Bq/kg in 2009. It shows little change over time, and may even have increased in Cs-137 level. Six fruticulose lichens from the Dovrefjell, Grønbakken sampling station today show from 300 to 1 200 Bq/kg. 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 2009. In the period 1986-1996 the biological half-life of the Cs-137 content was 4 years. For the period 1996-2009 it was 25 years, which almost equals the physical disintegration time of Cs-137 on 30.1 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), Erling J. Solberg (erling.solberg@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research, Postbox 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim.

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

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	11
2.2.1 Prøvemateriale villrein	11
2.2.2 Prøvemateriale hjort og elg	12
2.2.3 Prøvemateriale fra planter	12
2.3 Analyser og datasammenstilling	12
3 Resultater	12
3.1 Hjort og elg	12
3.2 Villrein	14
3.3 Villreinens beiteplanter	14
4 Diskusjon og konklusjon	21
5 Referanser	22
6 Appendiks	25

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 DN's 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 2009. Vi har også med målinger av noen viktige lav- og beitevekster.

Fram til 2000 ble de radioøkologiske undersøkelsene ved NINA støttet av DN. Siden 2001 har Statens strålevern støttet denne aktiviteten, og vi vil takke Strålevernet både for støtten og et godt samarbeid. Vi vil også takke jaktoppsynet 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.

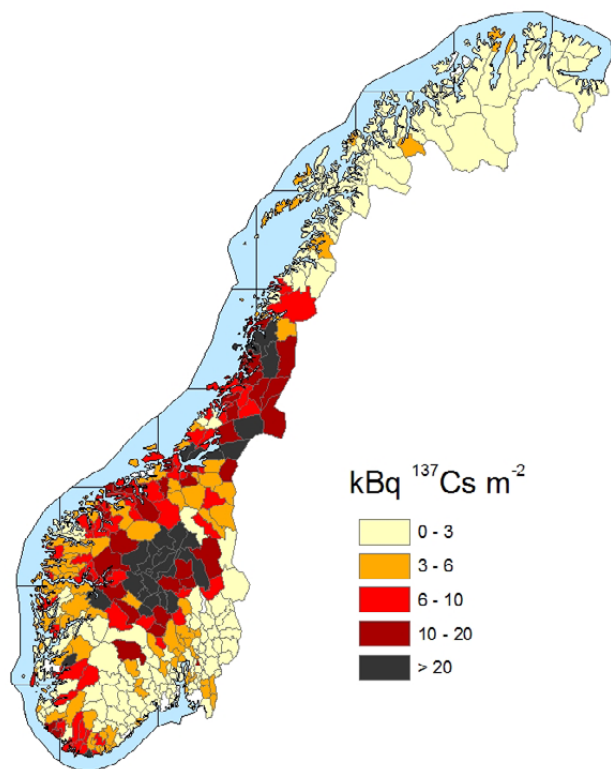
Trondheim, juni 2010

Eldar Gaare, Vebjørn Veiberg, Erling 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 til eksempel også vist seg å kunne oppnå betydelige nivåer av radioaktivt cesium (Staaland mfl. 1995, Andersson mfl. 2001).

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, som til nå ikke har vært omfattet av en regulær overvåking for radioaktivt cesium, 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. Et skissert forslag til innsamling i forbindelse med høstjakta 2009 ble finansiert av Statens strålevern.



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).

Vi rapporterer her måleresultater av materiale innsamlet i 2009 og januar 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) og fra 2008 (Gaare & Skuterud 2009).

I Nord-Rondane og Knutshø villreinområder er det lagt ut innsamlingsstasjoner for beitevekster som er særlig viktige for rein. Det gjelder både planter og lav.

Alle data er lagret elektronisk hos Norsk institutt for naturforskning (NINA).

2 Materiale og metoder

2.1 Innsamlingsområder

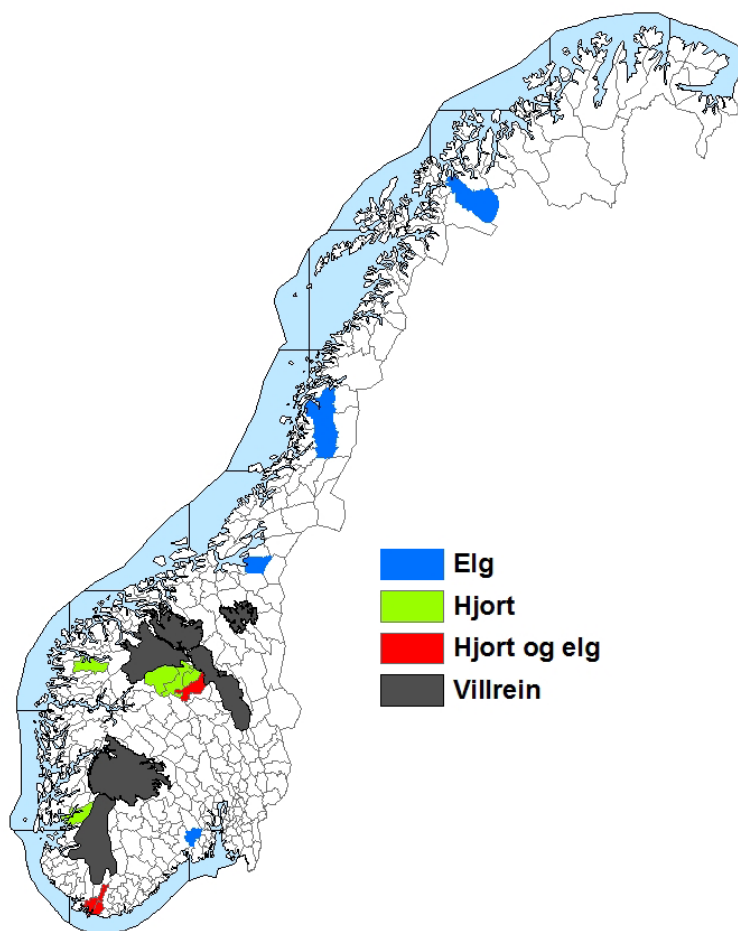
Utvalgelse av innsamlingsregioner/-kommuner ble basert på at man både ønsket en geografisk spredning og en variasjon i registrerte nedfallsnivåer. I tillegg måtte det selvsagt også tas hensyn til i hvilke områder det ville være reelt, i forhold til forventede høstingstall, å innhente det ønskede antall 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.

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 2009.

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 ble tatt fra nakkestubben (ca. 75 g), 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 fellingsdato, fellingslokalitet, 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 2009 innsamlet 80 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 73 prøver av elg og 33 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. Prøvene som måles har ca 2-3 g tørrvekt. Valget av innsamlingstidspunkt, 20.7-25.8, 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 tettpakket i målerør. Alle målinger av Cs-137 er gjennomført med en CompuGamma 1282 med en 3" NaI brønndetektor. Telle tiden, 11 000 s, 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 8-10 Bq/kg våtvekt, for plantep prøver 30-40 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. Appendix 2-4 gir en fullstendig oversikt over prøvematerialet med tilhørende individdata.

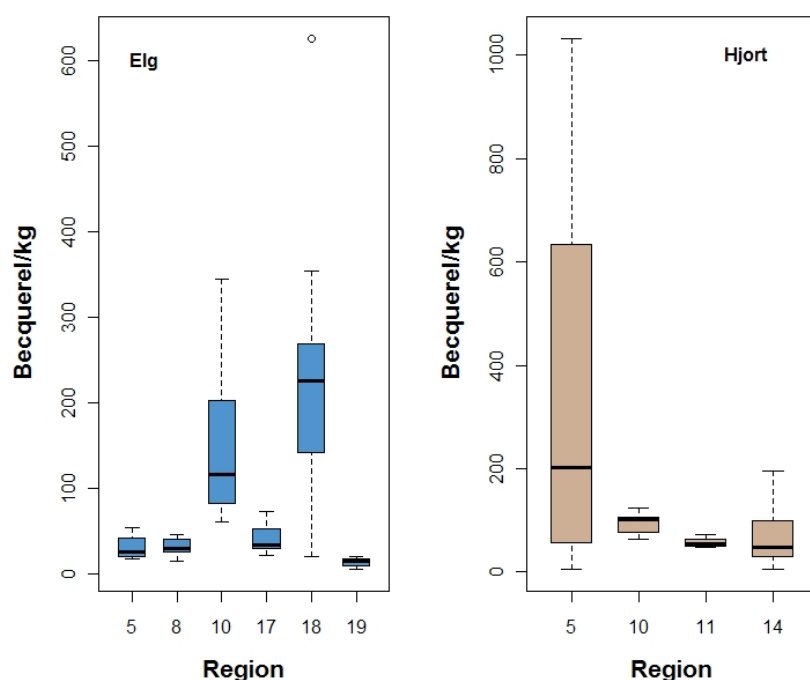
3 Resultater

3.1 Hjort og elg

Som ventet viste nivåene av Cs-137 i prøver fra hjort og elg betydelig variasjon mellom regioner (Tabell 3.1). Hos elg ble de høyeste medianverdiene registrert i Nordland og Vest-Agder. Tilsvarende for hjort var Oppland og Vest-Agder. For begge artene var det betydelig variasjon i de registrerte målingene innen den enkelte region (Figur 3.1). Spesielt utpreget var dette innen regionene med de høyeste målingene.

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	25	20	42	10
	8	Lardal/Siljan	30	26	41	10
	10	Vest-Agder	116	82	202	19
	17	Stjørdal	34	30	52	7
	18	Vefsn/Grane	226	142	269	9
	19	Bardu/Målselv	15	9	18	18
Hjort	5	Oppland	202	56	635	10
	10	Vest-Agder	102	76	106	5
	11	Suldal	55	51	64	3
	14	Gloppen	47	31	101	15
Villrein	5101	Hardangervidda	130	83	258	16
	5102	Snøhetta	656	543	906	10
	5103	Setesdal-Ryfylke	96	94	104	5
	5105	Forollhogna	410	329	504	22
	5107	Nord-Rondane	620	504	1049	14
	5111	Nord-Ottadalen	190	156	261	14



Figur 3.1 Fordelingen av Cs-137-målingene fra elg og hjort fordelt etter region. 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.

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 2001-2009. 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 7,3 år dersom vi ser hele perioden 1986-2009 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 1996-2008 får vi en halveringstid på ca. 25 år. Se også fjorårets rapport 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 Villreinens beiteplanter

I reinens 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 reinens diett. Gulskinn og fjellreinlav er lyse, krever mer beskyttelse og er viktige vinterbeiteplanter. Kvitkrull og saltlav vokser mest i le og beites helst høst og vår før snødekket har blitt for kompakt.

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. Den er målt til 2 500 Bq/kg mot de øvrige som ligger i spennet 400-900 Bq/kg. Basert på hele observasjonsperioden 1987-2008 finner vi en halveringstid som varierer fra 4,0 år for rabbeskjegg til 6,3 år for kvitkrull. Om en deler perioden i to, 1987-1996 og 1996-2008, 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.

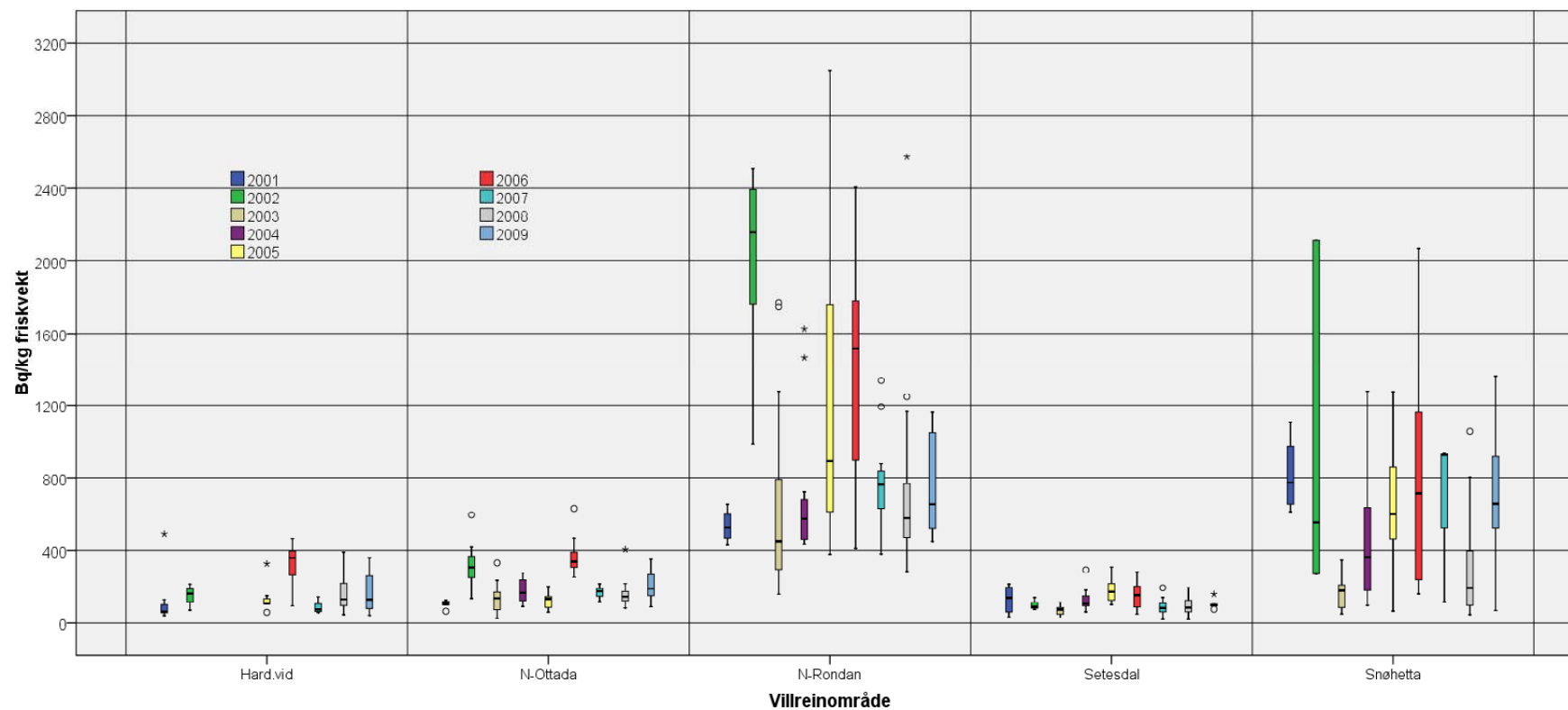
Figur 3.5 og 3.6 viser nivåene av Cs-137 i noen høyere planter. Målingene er basert på årsskudd. Ved nedfallstidspunktet 28. april 1986 var plantene fremdeles i "vinteraspekt". Bladfellende arter som blåbær og dvergbjørk var uten løv. Graset smyle (*Avenella flexuosa*) hadde nok, som vanlig, rester av fjorårets grønne blad, men nyskudd var ikke kommet i april. (Figur

3.5). Disse artene har alle i dag verdier i spennet 100-600 Bq/kg. Av vintergrønne planter er det gjort målinger av røsslyng og kreking (Figur 3.6). Nivået av Cs-137 i kreking 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. Kreking og røsslyng har ellers mange likhetstrekk i voksemåte og livsform. Vi mangler data for røsslyng før 1995, men den viser i dag ca. 2000 Bq/kg mens kreking er nede i 300.

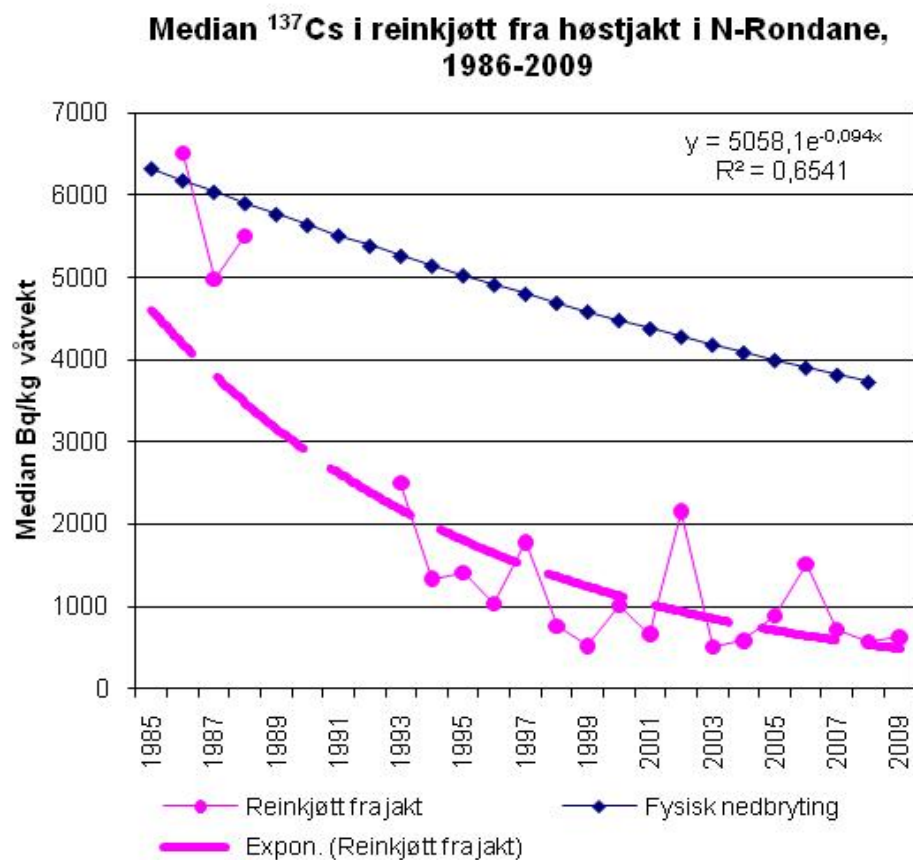
Figur 3.4-3.6 viser at lav og høyere planter har ulike halveringstider. De korte halveringstidene som lavene viser finner vi ikke hos høyere planter. De er likevel ikke noen ensartet gruppe. Spredningen i materialet er stor, men blåbær har over perioden en halveringstid på 27 år, dvergbjørk og smyle 9,5 år. I perioden 1995 til 2009 finner vi at mange av de undersøkte artene har en halveringstid nær den fysiske halveringstiden for Cs-137 eller høyere. Blåbær og dvergbjørk viser en halveringstid på 47 år. Over alle år samlet har kreking en halveringstid på 9,5 år, men ser vi på perioden 1995-2009 er halveringstiden på 27 år.

Røsslyng viser ingen endring eller en svak økning i den siste perioden. Både den og kreking er kjent for å ha mykhorrida, sopprot. Røsslyng er dessuten meget nøysom i sitt krav til mineralnæring og har et svært grunt rotsystem (Gimingham 1972, 1975). Forholdet mellom kreking 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 grunt rotsystem og høye cesiumverdier (2000 Bq/kg i 1988).

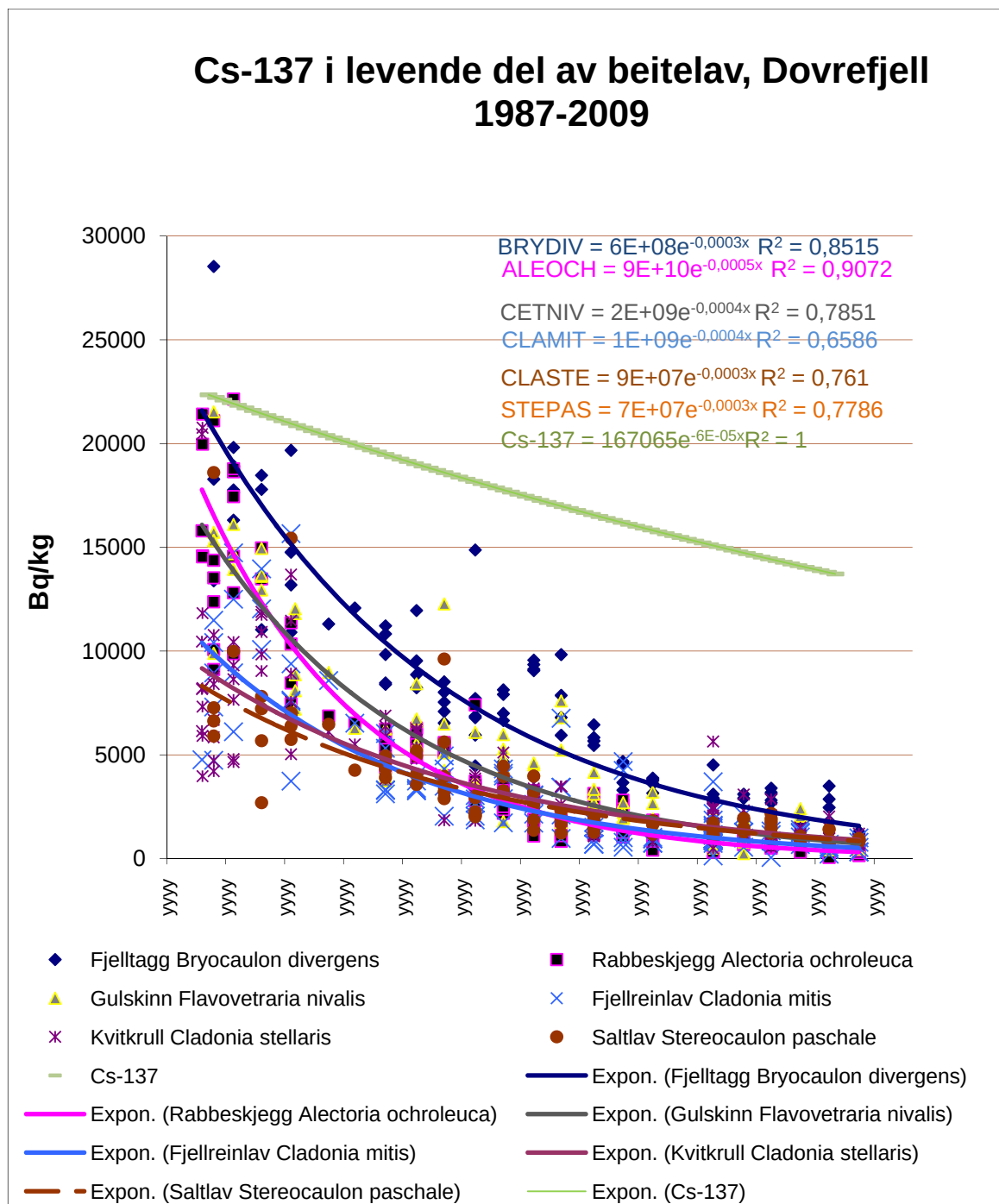
Vekstenes kortere halveringstid i de første årene antar vi skyldes at noe av nedfallet festet seg på vekstenes overflate. Over årene vaskes dette av og innholdet vi deretter måler i prøvene skyldes resyklert strøfall via nedbryting og opptak via røttene. Den lange halveringstiden i de senere årene er dermed et uttrykk for en effektiv resyklering av plantenens 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 % kvartilerne, og i denne er medianen markert med tverrstrek. Svart linje viser lågeste og høgste verdi. Ekstraordinært låge eller høge konsentrasjoner er markert med stjerne eller ring.



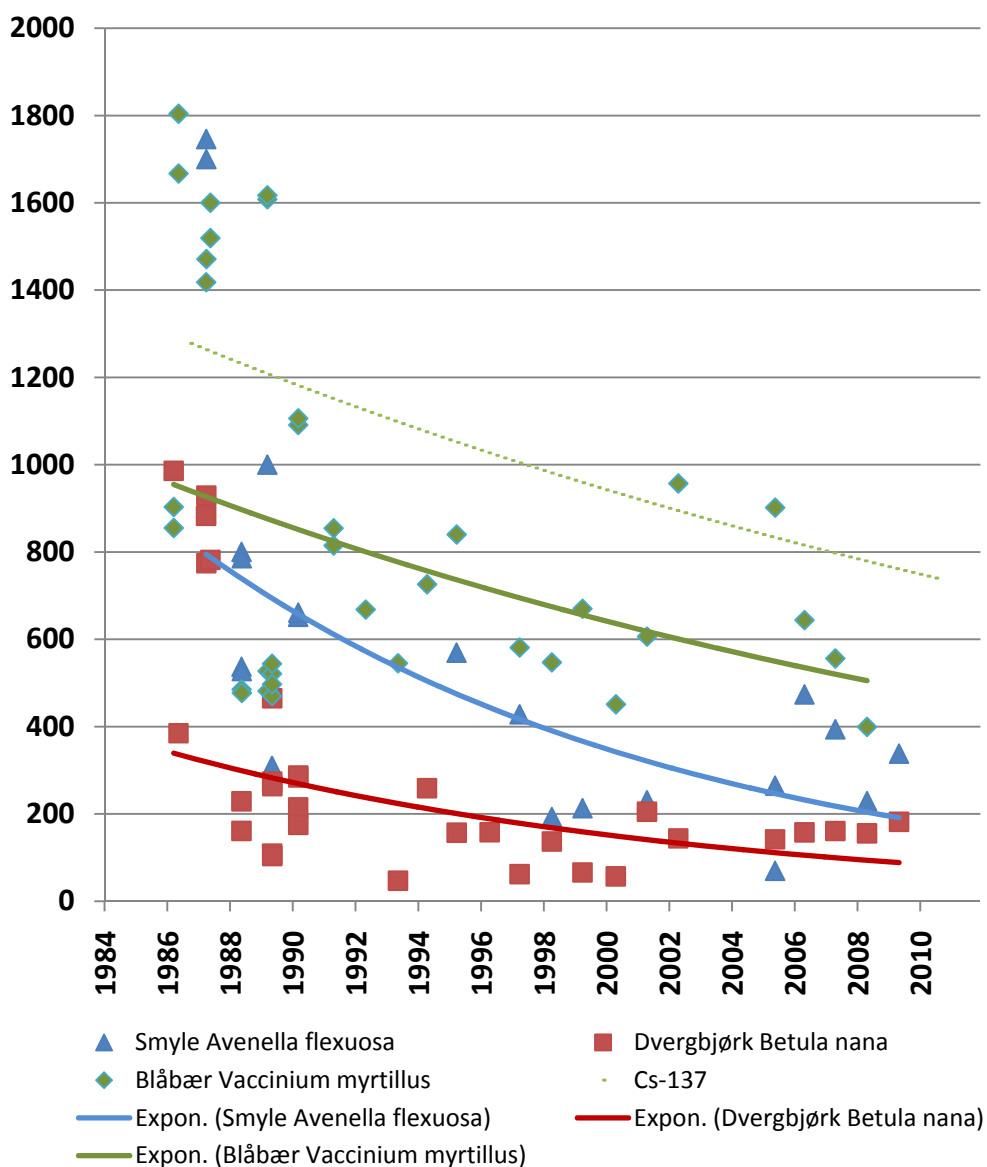
Figur 3.3. Endringen av Cs-137-aktiviteten i reinkjøtt i Nord-Rondane er vist for perioden 1986-2009. Verdiene er medianen av 5 til 18 årlige prøver. Den blå kurven øverst viser hva en kunne vente om fysisk omdanning av Cs-137 var den eneste årsak til nedgangen (fysisk halveringstid for Cs-137 er 30,1 år). En eksponensiell linje er tilpasset de observerte konsentrasjonene og indikerer en effektiv halveringstid i reinkjøtt på ca. 7 år for hele perioden.



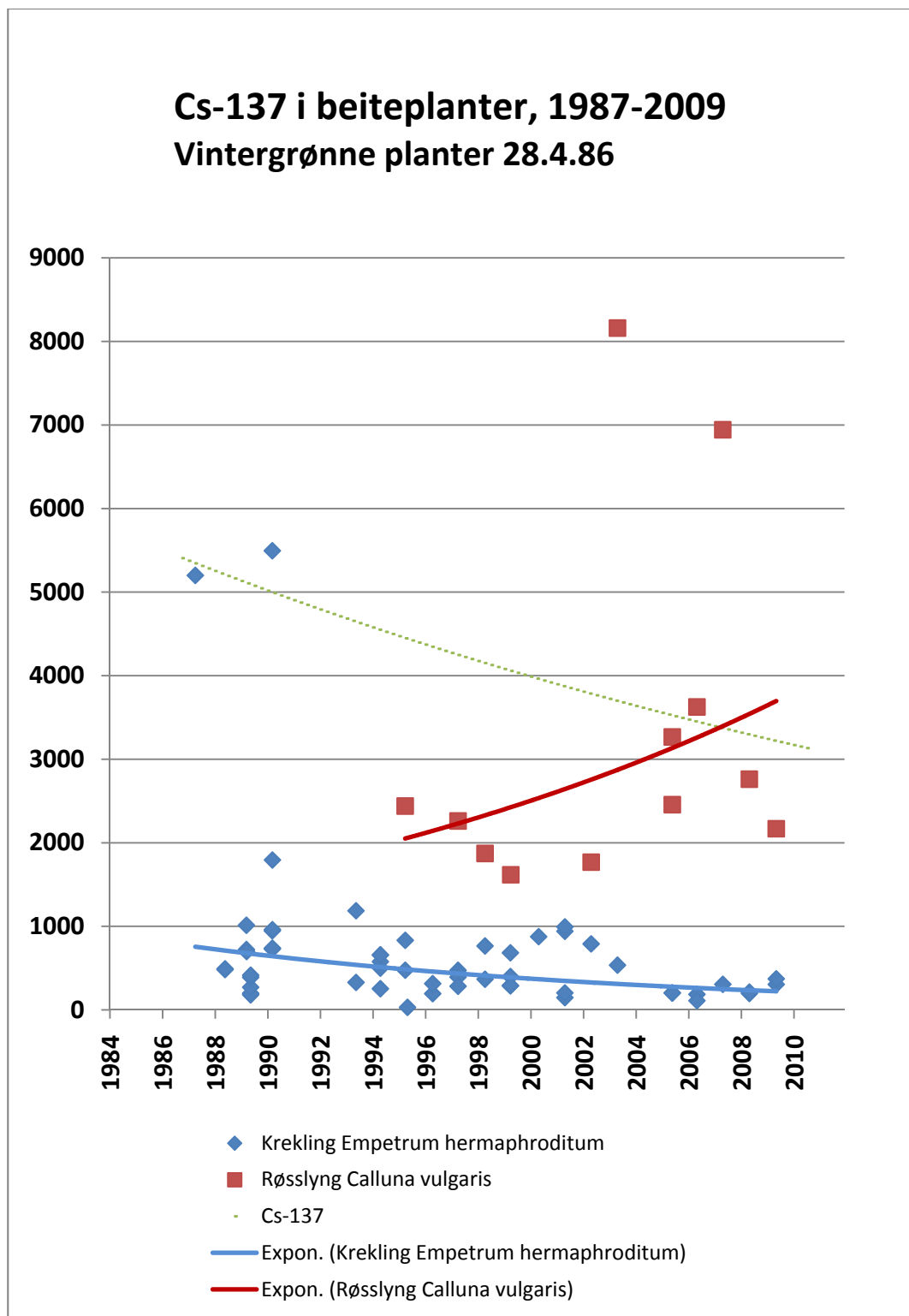
Figur 3.4. Endringen av Cs-137-aktiviteten i lavarter samlet på et prøvetakingsfelt 4 km sør for Kongsvold fjeldstue i perioden 1987-2009. Rekkefølgen reflekterer artenes økende krav til beskyttelse mot vindslitasje og tørke. Den øverste sorte kurven viser forløpet av fysisk nedbryting av Cs-137. Denne nukliden har en halveringstid på 30,1 år.

Cs-137 i beiteplanter, Storflya, 1987-2009

Planter i uten løv 28.4.86



Figur 3.5. Endringen av Cs-137-aktiviteten i lavarter samlet på et prøvetakingsfelt nær Berge-dalsbekken Nord-Rondane i perioden 1987-2009. 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 beitearter samlet på et prøvetakingsfelt nær Bergedalsbekken Nord-Rondane i perioden 1987-2009. 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.

Dyra er felt spredt over et stort område og kan ha fått ulik eksponering. Variasjonen i forurensningen i Snøhetta villreinområde framgår av lav samlet i 1987 og 2008 (Tabell 3.2). I 2008 ble

prøver av lavarten kvitkrull samlet fra rabber spredt fra Osbu dam, Sunndal i vest til nær Grønnbakken gård, Oppdal i øst (Tabell 3.2). Arten vokser litt lavt nede på rabber og oppstik-kende 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 i levende kvitkrull fra vest til øst i Snøhetta villreinområde. For målingene av materialet fra 2008 er variasjonskoeffisienten angitt som prosent.

Kommune	Lokalitet	1987	2008	Var. koeff.
		Cs-137 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	
Sunndal	Grønvollsteinen i Skarvdalen		466	9,26 %
Sunndal	Håkedalsbandet		181	16,29 %
Lesja	Trælen	7 233	136	21,54 %
Lesja	Flyen	22 416	283	15,65 %
Lesja	Bukonhø		60	49,82 %
Lesja	Skarfjellet		256	13,37 %
Lesja	Nosi		375	9,98 %
Oppdal	Storbekken	20 905	608	8,09 %

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 veksling 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.

Det ble samlet inn prøver fra både elg og hjort i Oppland og Vest-Agder. Det mest påfallende med dette materialet, var at verdiene for hjort fra Oppland kom ut forholdsvis mye høyere enn tilsvarende for elg. Dette kan skyldes forskjellen i fellingstidspunkt. De fleste hjortene fra regionen var felt i september, mens alle elgene ble felt i desember og januar. I tillegg ble hjortematerialet innhentet fra et større område (Nord-Fron, Vågå, Lom og Sel) enn elgmaterialet (Nord-Fron, se Appendiks 2 og 3). De to prøvene av hjort fra Nord-Fron ble tatt fra dyr skutt i november. Disse hadde tilsvarende lave nivåer som funnet hos elg fra samme område. Årsaken kan ligge i sesongmessige forskjeller i tilgangen på cesiumholdige beitevekster. Sopp er kjent for å inneholde høyere cesiumnivåer enn karplanter fra samme område, og sopp kan utgjøre en viktig beitevekst i år med stor forekomst. 2009 var et godt soppår i mange områder av landet. Det er derfor mulig at de forhøyede verdiene hos dyr skutt i september (i eller i nær etterkant av soppsesongen) kan være forårsaket av at dyra hadde spist en del sopp. Elgene var skutt lenge etter at soppsesongen var slutt. Det er derfor forventet at disse i mindre grad er påvirket av cesiumnivåene i beitevekster flere måneder tidligere. En senere innsamling av supplerende elg-

materiale fra samme region bør derfor inkludere de samme kommunene som det nå er innhentet hjortemateriale fra, og prøvene bør være fra dyr skutt på samme årstid.

I Vest-Agder var nivåene for hjort og elg ganske sammenfallende med medianverdier på henholdsvis 102 og 116 Bq/kg. Variasjonsspennet var noe større i materialet fra elg, men så var da også antallet elgprøver nesten firedobbelte i forhold til antall prøver fra hjort. Det er ennå for tidlig å konkludere med hvorvidt det er systematiske forskjeller i cesiumnivåene funnet hos elg og hjort. Vi håper at en videreføring av innsamlingen fra disse artene også i 2010 vil bidra til å belyse dette spørsmålet bedre.

Beitedyr får i seg radioaktivt cesium gjennom føden, og de målte nivåene gjenspeiler det akkumulerte inntaket i løpet av de siste dager. Hos rein varierer den biologiske halveringstiden for cesium fra 7 dager om sommeren til 20 dager om vinteren (Skuterud mfl. 2009).

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 cesium.

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 2009 var på 1361, 1033 og 626 Bq/kg for henholdsvis villrein, hjort og elg. Konsumenter av kjøtt med disse ekstremverdiene kan spise vel 58, 77 og 127 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

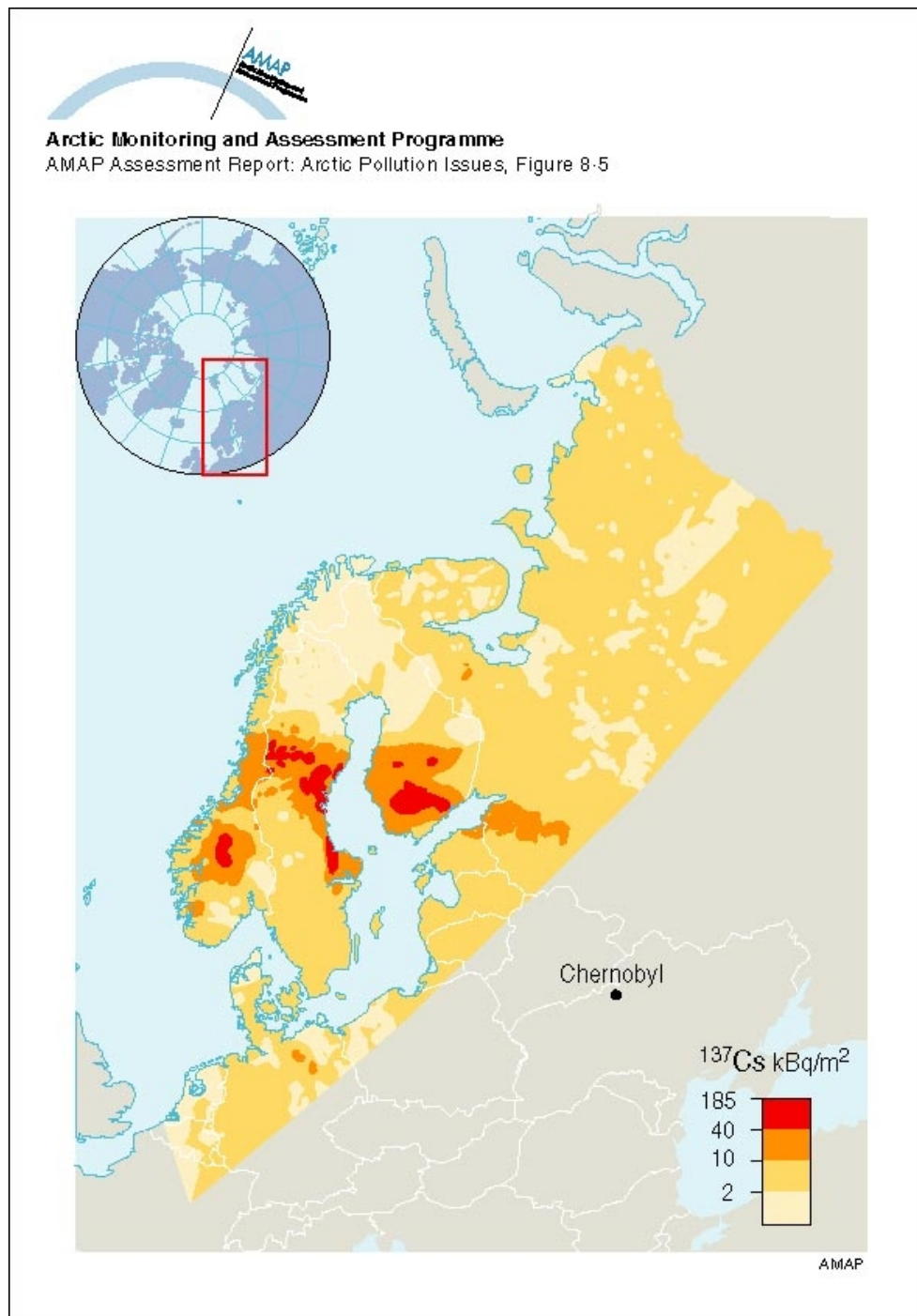
- AMAP. 1998. AMAP assessment report: Arctic pollution issues. Wilson, S. J., Murray, J. L. & Huntington, H. P., red. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway.
- Andersson, I., Lönsjö, H. & Rosén, K. 2001. Long-term studies on transfer of Cs-137 from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. - *Journal of Environmental Radioactivity* 52: 45-66.
- 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.
- Bystrzejska-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.
- 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. 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.
- 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.
- 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. Overvåkning av radioaktiv forurensning i næringsmidler og det terrestre miljø 1986 - 1998. StrålevernRapport 2001: 1. Statens strålevern, Østerås. 78 s.
- 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. Oversikt over materiale innsamlet fra elg 2009. ID: Innsenders nummer. Nivå av radioaktivt cesium er gitt som Bq/kg i våtvekt. 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
148738	Oppland	Nord-Fron			05.12.2009	27	2	1	97
148740	Oppland	Nord-Fron			08.12.2009	17	1	2	143
148739	Oppland	Nord-Fron			16.12.2009	43	2	1	122
148743	Oppland	Nord-Fron			12.01.2010	54	1	0	54
148742	Oppland	Nord-Fron			18.01.2010	42	2	0	58
148741	Oppland	Nord-Fron			18.01.2010	23	2	6	164
148737	Oppland	Nord-Fron			28.01.2010	23	2	0	51
148746	Oppland	Nord-Fron			28.01.2010	37	2	0	56
148748	Oppland	Nord-Fron			28.01.2010	20	2	2	155
148744	Oppland	Nord-Fron			28.01.2010	18	2	9	145
53534	Lardal/Siljan	Lardal	0728V0002	0728J0004	22.10.2009	21	2	5	181
53575	Lardal/Siljan	Lardal	0728V0002	0728J0011	01.11.2009	26	2	3	156
53517	Lardal/Siljan	Lardal	0728V0001	0728J0002	01.11.2009	43	2	16	198
52270	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	16.10.2009	34	2	1	93
50078	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	20.10.2009	26	2	3	159
50289	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	20.10.2009	46	2	2	125
52573	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	21.10.2009	41	2	2	142
52284	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	22.10.2009	15	2	5	160
52574	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	23.10.2009	31	2	1	100
52294	Lardal/Siljan	Siljan	0811V0008	0811J0039	22.11.2009	29	2	8	161
163445	Vest-Agder	Audnedal	Konsmo vest	Brastad	09.10.2009	72	2	ad	180
1027001	Vest-Agder	Audnedal	Stedjan		17.10.2009	78	2	ad	130
53276	Vest-Agder	Audnedal		20	17.10.2009	60	2	8	
163450	Vest-Agder	Audnedal	Konsmo vest	Viblemo	18.10.2009	105	2	6	180
163440	Vest-Agder	Lindesnes	Austheia	Røksland	09.10.2009	69	2	3	152
163431	Vest-Agder	Lindesnes	Vestheia	Foss	10.10.2009	83	2	1	138
163439	Vest-Agder	Lindesnes	Austheia	Røksland	10.10.2009	213	2	4	180
163438	Vest-Agder	Lindesnes	Austheia	Røksland	10.10.2009	153	2	14	172
163433	Vest-Agder	Lindesnes	Vestheia		11.10.2009	197	2	6	175

Appendiks 2 fortsetter

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
163434	Vest-Agder	Lindesnes	Vestheia	Ås Stiland	11.10.2009	191	2	6	160
163435	Vest-Agder	Lindesnes	Vestheia	Foss	17.10.2009	274	2	7	152
163432	Vest-Agder	Lindesnes	Vestheia		31.10.2009	98	2	10	192
163437	Vest-Agder	Lindesnes	Austheia	Goksem	01.11.2009	116	2	4	218
163436	Vest-Agder	Lindesnes	Austheia	Buhølen	15.11.2009	207	2	4	152
1032002	Vest-Agder	Lyngdal		Løland jaktlag	09.10.2009	144	2	4	178
1032003	Vest-Agder	Lyngdal		Løland jaktlag	09.10.2009	298	2	0	66
1032001	Vest-Agder	Lyngdal		Løland jaktlag	17.10.2009	344	2	8	177
163430	Vest-Agder	Lyngdal	Dragedalen	20	25.10.2009	81	2	6	200
163424	Vest-Agder	Lyngdal	Hommen		01.11.2009	85	2	3	160
55184	Stjørdal	Stjørdal			25.09.2009	32			
55185	Stjørdal	Stjørdal			25.09.2009	34			
55187	Stjørdal	Stjørdal			25.09.2009	22			
122063	Stjørdal	Stjørdal	1714V0005	1714J0045	10.10.2009	37	2	4	158
122058	Stjørdal	Stjørdal	1714V0000	1714J0000	10.10.2009	67	2	1	117
122057	Stjørdal	Stjørdal	1714V0005	1714J0045	11.10.2009	28	2	3	166
55181	Stjørdal	Stjørdal			17.10.2009	73			
53778	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0007	1824J0014	10.10.2009	142	2	7	193
53751	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0098	1824J0132	18.10.2009	209	2	2	55
152691	Vefsn/Grane	Vefsn	1824V0067	1824J0150	31.10.2009	20	2	4	150
166937	Vefsn/Grane	Vefsn/Grane				626			
132238	Vefsn/Grane	Grane	1825V0003	1825J0021	24.10.2009	354	1	3	173
132309	Vefsn/Grane	Grane	1825V0001	1825J0005	26.10.2009	251	2	2	150
132316	Vefsn/Grane	Grane	1825V0001	1825J0003	26.10.2009	226	2	1	
132310	Vefsn/Grane	Grane	1825V0001	1825J0005	27.10.2009	269	2	1	115
132224	Vefsn/Grane	Grane	1825V0003	1825J0142	27.10.2009	37	2	2	153
56659	Bardu/Målselv	Målselv	Trangen DPO	1924J0022	25.09.2009	20	2	1	150
56602	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0106	25.09.2009	11	2	3	243
56662	Bardu/Målselv	Målselv	Trangen DPO	1924J0022	28.09.2009	17	2	1	158
56533	Bardu/Målselv	Målselv	Dividalen	1924J0001	28.09.2009	16	2	ad	240

Appendiks 2 fortsetter

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
56518	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0054	29.09.2009	5	2	8	225
56522	Bardu/Målselv	Målselv	Dividalen	1924J0001	30.09.2009	20	2	3	193
56543	Bardu/Målselv	Bardu/Målselv	1924V0040	1924J0058	01.10.2009	18	2	1	127
56526	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0057	01.10.2009	18	2	1	145
56530	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0058	02.10.2009	17	2	1	140
56528	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0058	05.10.2009	9	2	17	163
56652	Bardu/Målselv	Målselv	Trangen DPO	1924J0020	10.10.2009	8	2	21	187
56540	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0057	11.10.2009	20	2	2	205
56537	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0099	13.10.2009	5	2	6	
56519	Bardu/Målselv	Bardu/Målselv	1924V0040	1924J0058	15.10.2009	13	2	1	136
56598	Bardu/Målselv	Målselv	Midtre Målselv DPO	1924J0106	17.10.2009	15	2	1	140
56596	Bardu/Målselv	Målselv	Trangen DPO	1924J0020	18.10.2009	8	2	8	160
56506	Bardu/Målselv	Målselv	Trangen DPO	1924J0018	24.10.2009	14	2	1	140
56656	Bardu/Målselv	Målselv	Trangen DPO	1924J0020	11.11.2009	10	2	1	148

Appendiks 3. Oversikt over materiale innsamlet fra hjort 2009. ID: Innsenders nummer. Alle prøver er fra hundyr. Nivå av radioaktivt cesium er gitt som Bq/kg i våtvekt. For individer med oppgitt alder ad (adult) er aldersbestemmelse ikke nøyaktig gjennomført.

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137 Bq/kg	Alder	Slaktevekt
72152	Oppland	Lom	Skaihø	Lia grunneigarlag	28.09.2009	278	ad	80
134813	Oppland	Lom	Bøverdalen	Sula-Driva	30.10.2009	6	1	53
170298	Oppland	Vågå	Vågå sør	6	10.09.2009	684	3	63
170149	Oppland	Vågå	Vågå/Sel Nord	Skjerbu	14.09.2009	20	1	42
170302	Oppland	Vågå	Rindhovda		29.09.2009	635	3	68
64831	Oppland	Nord-Fron		4	07.11.2009	56	15	50
64830	Oppland	Nord-Fron		4	11.11.2009	66	9	60
64788	Oppland	Sel		Mugmo	25.09.2009	1033	2	47
64790	Oppland	Sel	Heidal	Væggum	27.09.2009	352	2	82
64787	Oppland	Sel	Heidal	Rustmo	05.11.2009	126	1	46
64838	Vest-Agder	Audnedal	Konsmo vest	Brastad	14.10.2009	63	8	70
64836	Vest-Agder	Audnedal	Konsmo vest	Brastad	14.10.2009	76	1	52
64851	Vest-Agder	Lindesnes	Austheia	Røksland	08.10.2009	102	ad	60
64850	Vest-Agder	Lindesnes	Austheia	Goksem	10.10.2009	106	ad	60
64869	Vest-Agder	Lyngdal	Dragedalen	20	17.10.2009	125	1	55
64888	Suldal	Suldal			01.11.2009	47	7	60
64889	Suldal	Suldal			02.11.2009	72	4	56
64887	Suldal	Suldal			05.11.2009	55	5	50
65780	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0014	10.09.2009	9	3	55
65781	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0014	11.09.2009	32	2	48
65769	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	02.10.2009	92	17	69
58424	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	17.10.2009	35	1	46
58427	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0014	24.10.2009	5	9	62
58428	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	30.10.2009	61	2	50
58454	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0016	31.10.2009	196	2	52
58454	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0016	31.10.2009	196	2	52
58465	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	02.11.2009	108	14	58
58442	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	12.11.2009	103	2	48
65767	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	29.11.2009	47	2	53

Appendiks 3 fortsetter

ID	Region	Kommune	Jaktvald	Jaktfelt	Dato	Cs-137		
						Bq/kg	Alder	Slaktevekt
58466	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	29.11.2009	98	1	50
65755	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0016	30.11.2009	10	4	62
65760	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	02.12.2009	30	1	48
65765	Gloppen	Gloppen	1445V0002	1445J0017	16.12.2009	33	6	46

Appendiks 4. Nivåer av Cs-137 i nakkekjøtt av villrein skutt under regulær jakt i 2009. Åpne felter angir manglende data. Kjønn 1 = bukk, 2 = simle. Slaktevekt er dels basert på veid slakt, dels anslått. Alder er anslått for dyr eldre enn 1,5 år.

Villreinområde	Kontrollkort-nummer	Fellingsdato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
Hardangervidda (Region 5101)	3454	20.08.2009	74	2	2	26
	3184	20.08.2009	98	2	4	29
	2707	20.08.2009	44	2	7	27
	3454	20.08.2009	197	2	2	26
	3385	21.08.2009	100	2		27
	3380	21.08.2009	43	2		24
		21.08.2009	68	2		31
	3386	22.08.2009	107	2	1	22
	2725	23.08.2009	86	2	3	
	3448	06.09.2009	362	1	1	26
	2937	06.09.2009	256	2	4	39
		10.09.2009	283	2	12	28
	3379	11.09.2009	310	2	15	29
	3410	19.09.2009	152	2		
		22.09.2009	263	2	8	30
	3412	23.09.2009	181	2	10	
Snøhetta (Region 5102)		22.08.2009	677	2	14	30
		05.09.2009	917	2	1	40
		05.09.2009	608	1	8	65
		05.09.2009	872	1	2	39
		05.09.2009	944	2	7	34
		06.09.2009	636	2	ad	31
		06.09.2009	69	1	7	60
		06.09.2009	1361	2	8	
		06.09.2009	521	2	2	34
		21.09.2009	123	2	4	
Setesdal- Ryfylke (Region 5103)		05.09.2009	94	2	9	32
		05.09.2009	76	2	1	27
		15.09.2009	159	1	5	94
		29.09.2009	104	1	1	27
		30.09.2009	96	2	5	34
Forollhogna (Region 5105)		25.08.2009	169	2	9	37
		27.08.2009	648	2	7	36
		29.08.2009	304	2	3	
		01.09.2009	198	2	0	15
		02.09.2009	188	2	2	39
		02.09.2009	381	2	1	35
		02.09.2009	567	2	6	42
		03.09.2009	463	2	4	37
		03.09.2009	327	2	3	

Appendiks 4 fortsetter

Villreinområde	Kontrollkort- nummer	Fellingsdato	Cs-137 Bq/kg	Kjønn	Alder	Slaktevekt
		03.09.2009	663	2	8	42
		11.09.2009	434	2	2	34
		12.09.2009	518	2	5	35
		12.09.2009	238	2	5	35
		12.09.2009	451	2	8	39
		12.09.2009	538	2	2	39
		13.09.2009	427	2	10	40
		13.09.2009	386	2	4	46
		13.09.2009	393	2	8	42
		16.09.2009	337	2	9	38
		17.09.2009	439	2	8	
		17.09.2009	567	2	10	39
		20.09.2009	340	2	2	34
Nord-Rondane (Region 5107)		22.08.2009	504	2	4	29
		22.08.2009	504	2	4	29
		23.08.2009	654	2	6	37
		23.08.2009	451	2	2	33
		24.08.2009	566	2	5	37
		29.08.2009	467	1	3	41
		06.09.2009	628	2	8	29
		13.09.2009	1087	2	7	
		13.09.2009	1161	2	3	
		14.09.2009	519	2	4	48
		19.09.2009	813	2	1	30
		19.09.2009	1118	2	6	32
		22.09.2009	1049	2	5	33
Nord-Ottadal (Region 5111)		20.08.2009	112	2	3	
		20.08.2009	89	2	3	
	1486	22.08.2009	271	2	7	
		23.08.2009	173	2	4	
		23.08.2009	204	2	6	
		25.08.2009	185	2		
		25.08.2009	151	2	5	
		25.08.2009	134	2	6	
		25.08.2009	267	2	7	
		01.09.2009	276	2	10	
		01.09.2009	172	1	1	36
	1969	03.09.2009	245	2	7	29
	1973	04.09.2009	351	2	8	
	1934	09.09.2009	195	2	5	

NINA Rapport 594

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2171-9



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