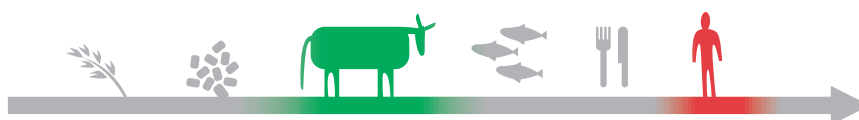


Evaluering av radioaktivitetsovervåking av sau i Norge



Evaluering av radioaktivitetsovervåking av sau i Norge

Innhold

Formål med prosjektet	2
Radioaktiv forurensning i Norge.....	2
Grenseverdier for radioaktivt cesium i Norge	3
Gjennomføring og datagrunnlag	4
Studieperiode og datagrunnlag	4
Data per region og flokk	5
Flokkstørrelser og andel dyr som ble målt.....	6
Variasjon innen en flokk.....	9
Estimering av antall dyr som bør måles	10
Modellering av nedfôring.....	12
Modellering av riktig antall uker nedfôring	14
Konklusjoner	16
Referanser	17

Forfattere

Malin E Jonsson, Veterinærinstituttet
 Silvia Salzano, Veterinærinstituttet
 Anja Bråthen Kristoffersen, Veterinærinstituttet
 Lavrans Skuterud, Statens Strålevern
 Marianne Hellandsjø, Mattilsynet
 Tor Wang, Mattilsynet
 André Høva, Mattilsynet
 Torild Agnalt Østmo, Mattilsynet

Oppdragsgiver

Mattilsynet nedsatte en arbeidsgruppe som inkluderte Veterinærinstituttet og Statens strålevern for å evaluere overvåking av radioaktivt cesium i sauekjøtt.

Takk til Aksel Bernhoft og Mona Torp, Veterinærinstituttet for bidrag.

ISSN 1890-3290

Design omslag: Reine Linjer
 Foto forside: Colourbox

© Veterinærinstituttet 2017

Formål med prosjektet

Mattilsynet nedsatte 2015 en arbeidsgruppe som inkluderte deltakere også fra Veterinærinstituttet og Statens strålevern. Gruppen skulle vurdere effektiviteten av dagens overvåking av forurensning av radioaktivt cesium i sauekjøtt. Det har skjedd gjennom å vurdere kriteriene for soneinndeling og evaluere rutinene for måling av levende dyr. Gruppen har hatt jevnlig møter høsten 2015 og våren 2016.

Arbeidsgruppen har:

- samlet og bearbeidet resultater fra all levendedyr-måling av sau i perioden 2010 - 2015.
- beskrevet måleresultatenes variasjon mellom utvalgte år, områder, flokker og beiteområder.
- samlet og bearbeidet historiske data fra levendedyr-måling av 16 saueflokker.
- evaluert rutinene for utvelgelse av dyr som skal måles fra et beiteområde/flokk.
- vurdert hva som skal være grunnlaget for fastsettelse av soneinndeling og nedføringstider.

Denne rapporten omfatter de delene av overvåkingen som Veterinærinstituttet spesifikt har arbeidet med, og skal brukes av Mattilsynet i gjennomgang av forvaltningen på området som en del av «[Strategien for forvaltning av radioaktivitet i fôr og næringsmidler](#) (1).



Rutinene for måling av radioaktivitet i sau ble gjennomgått. Foto: Colourbox

Radioaktiv forurensning i Norge

I Norge ble områder i Hedmark, Oppland, Trøndelag, Buskerud, Sogn og Nordland rammet av forurensningen fra Tsjernobyl i 1986. I disse områdene regnet det da luftmassene med radioaktive stoffer nådde frem, og det falt mer radioaktivitet ned på bakken i disse områdene enn andre steder i landet. I fjellområdene, der beitedyr går om sommeren, er dyrene fremdeles utsatt for forurensning. Radioaktivt cesium tas opp av dyret gjennom fôret og distribueres ut i vevet. Det er vanskelig å forutsi nivåene for konsentrasjoner av radioaktivt cesium i en saueflokk fra år til år fordi de beiter fritt over store områder og forekomsten av radioaktiv forurensning har store lokale variasjoner (2). Sopp tar lett opp radioaktivt cesium, og forekomsten av sopp varierer fra år til år. Inntak av sopp bidrar i stor grad til den totale konsentrasjonen av radioaktivitet i et dyr (3, 4).

Grenseverdier for radioaktivt cesium i Norge

Grenseverdier for radioaktivt cesium finnes i § 4 i [Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler](#) og samsvarer delvis med EUs grenseverdier mot tredjeland. Norge har særskilte nasjonale grenseverdier for radioaktivt cesium i tamrein, vilt og ferskvannsfisk.

Grenseverdiene er:

- Melk, melkeprodukter og barnemat: 370 Bq/kg
- Andre matvarer (inkludert annet kjøtt enn det som er nevnt under): 600 Bq/kg
- Kjøtt fra tamrein, vilt og ferskvannsfisk: 3 000 Bq/kg

Overvåking av radioaktivitet hos sau

Hvert år siden 1987 har norske sauer som beiter i nedfallsområder blitt overvåket for radioaktivitet (5). Ved hjelp av levendedyr-målinger blir saueflokkene hvert år vurdert etter hvor høy konsentrasjon av radioaktivt cesium de har når de tas inn fra utmarksbeite. Hvis medianverdien i flokken er under 600 Bq/kg kan flokken slaktes. Hvis medianen for cesium er over 600 Bq/kg må det settes inn tiltak for å senke konsentrasjonen før slakting.

Det tas i tillegg stikkprøvekontroller av slakteskrotter for å undersøke forekomst av radioaktivt cesium. Den biologiske halveringstiden for radioaktivt cesium er ca. 2 uker hos sau. Derfor er nedfôring et effektivt tiltak (5, 6). Nedfôring innebærer å fôre dyr med ikke-radioaktivt fôr i en periode for å redusere radioaktiviteten i kjøtt og melk. I fastsettelsen av nedfôringstid er det for sikkerhets skyld antatt en biologisk halveringstid på 3 uker. Tabell 1 viser hvordan nedfôringstider praktiseres i Hedmark og Oppland.

Tabell 1. Medianverdi og maksimumsverdi er veiledende for fastsettelsen av nedfôringstidens lengde hos sau i Hedmark og Oppland.

Median Bq/kg	Maksimumsverdi Bq/kg	Uker nedfôring
<600	<1200	0
<600	<1500	1
600-650	<1500	1
600-650	<2000	2
650-750	<2000	2
650-750	<2500	3
750-1000	<2500	3
750-1000	<3000	4
1000-1500	<3000	4
1000-1500	<4000	5
1500-1600	<4000	5
1500-1600	<5000	6
1600-2500	<5000	6
1600-2500	<7500	7
>2500		8

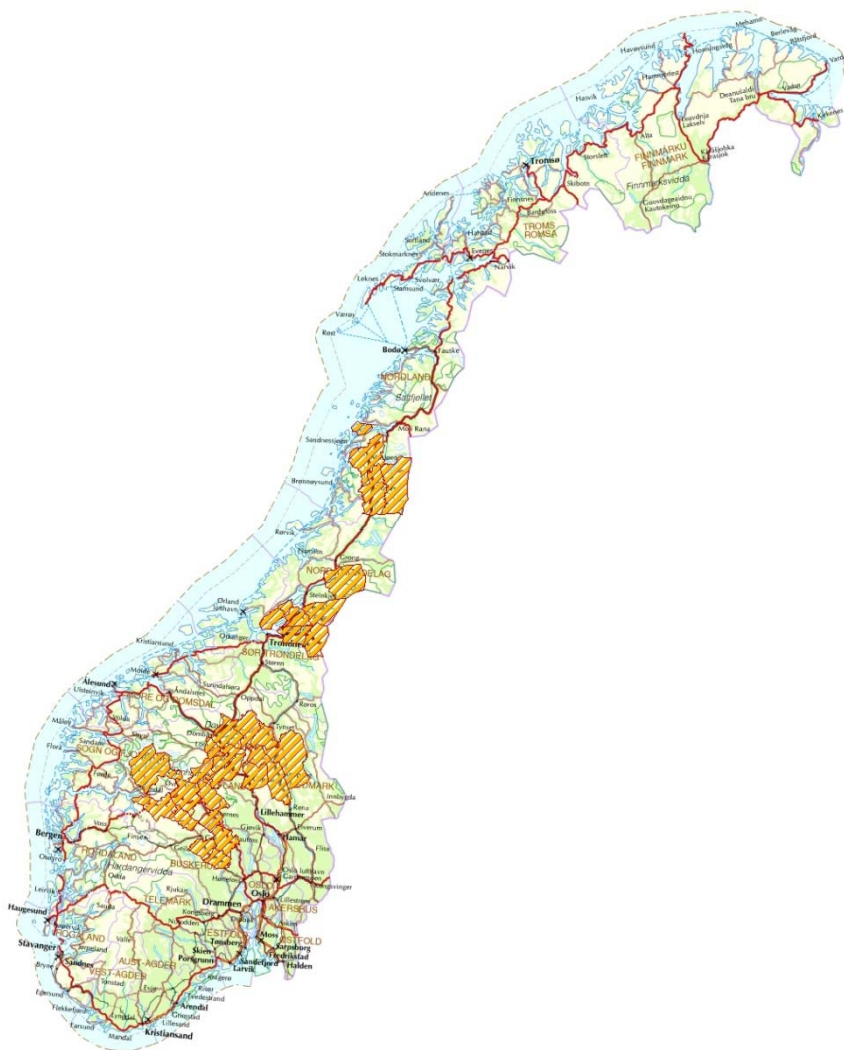
Gjennomføring og datagrunnlag

Studieperiode og datagrunnlag

For å ta hensyn til den store årsvariasjonen man ser i forekomst av radioaktivt cesium i sau, ble data fra levendedyr-målingene i perioden 2010 til 2015 inkludert.

Følgende områder er inkludert: Hallingdal, Valdres, Nord-Gudbrandsdalen, Sunnfjord og Sogn, Østerdalen, Nord-Trøndelag og Nordland (Figur 1). Områdene varierte noe mellom år på grunn av tilgjengelighet av data.

Data fra levendedyr-målingene har blitt samlet inn og lagret på forskjellige format (papir, pdf-filer, word-filer) Veterinærinstituttet har bearbeidet alle slike data til et enhetlig datasett.



Figur 1. Kommuner der sau ble overvåket for radioaktivitet i perioden 2010-2015.

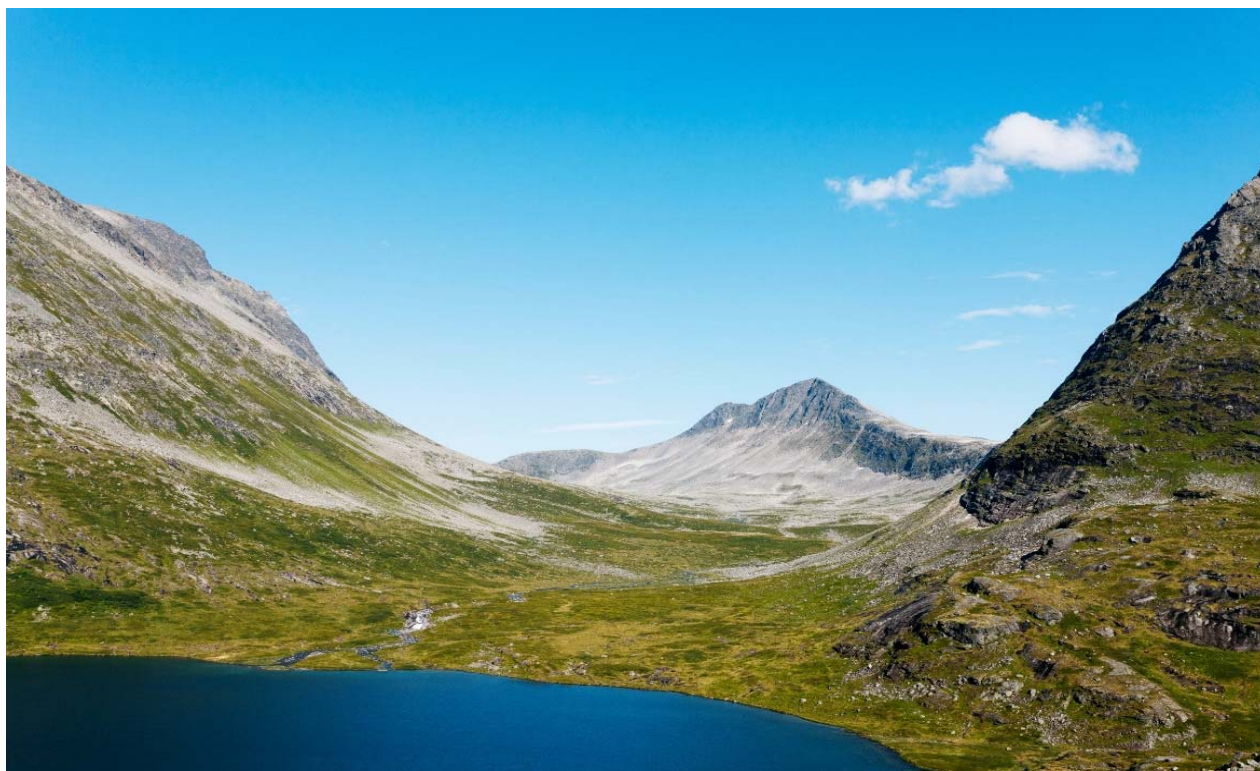
Data per region og flokk

Totalt ble måleresultater fra levendedyr-målingene fra 1,599 flokker/beiteområder i perioden 2010 - 2015 inkludert. Dataene inkluderer medianverdi, høyeste målte verdi, laveste målte verdi, måledato, flokkstørrelse og beitelag/beiteområde. For 983 flokker var også måleresultatene på individnivå tilgjengelig.

I de fleste områdene ble alle flokker målt, mens i Hallingdal ble 2-10 flokker utpekt som referanseflokker for området og målt. Disse flokkene ble brukt som grunnlag for eventuell nedfôring for alle flokkene innen et beiteområde.

Tabell 2. Antall flokker inkludert i studien fordelt på ulike år og regioner.

Region	Antall inkluderte flokker (antall flokker med individdata)					
	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Valdres	67 (63)	71 (69)	64 (63)	57 (56)	53 (53)	45 (-)
Nord-Gudbrandsdalen	181 (-)	111 (-)	74 (-)	55 (-)	166 (29)	87 (-)
Østerdalen	59 (-)	43 (-)	39 (-)	37 (36)	37 (37)	33 (-)
Hallingdal	10 (10)	8 (8)	4 (4)	4 (4)	2 (2)	-
Sunnfjord-Sogn	-	19 (19)	16 (16)	6 (6)	7 (6)	-
Nord-Trøndelag	17 (-)	14 (-)	17 (-)	12 (-)	13 (-)	15 (-)
Nordland	34 (34)	26 (26)	26 (26)	24 (24)	25 (25)	21 (-)



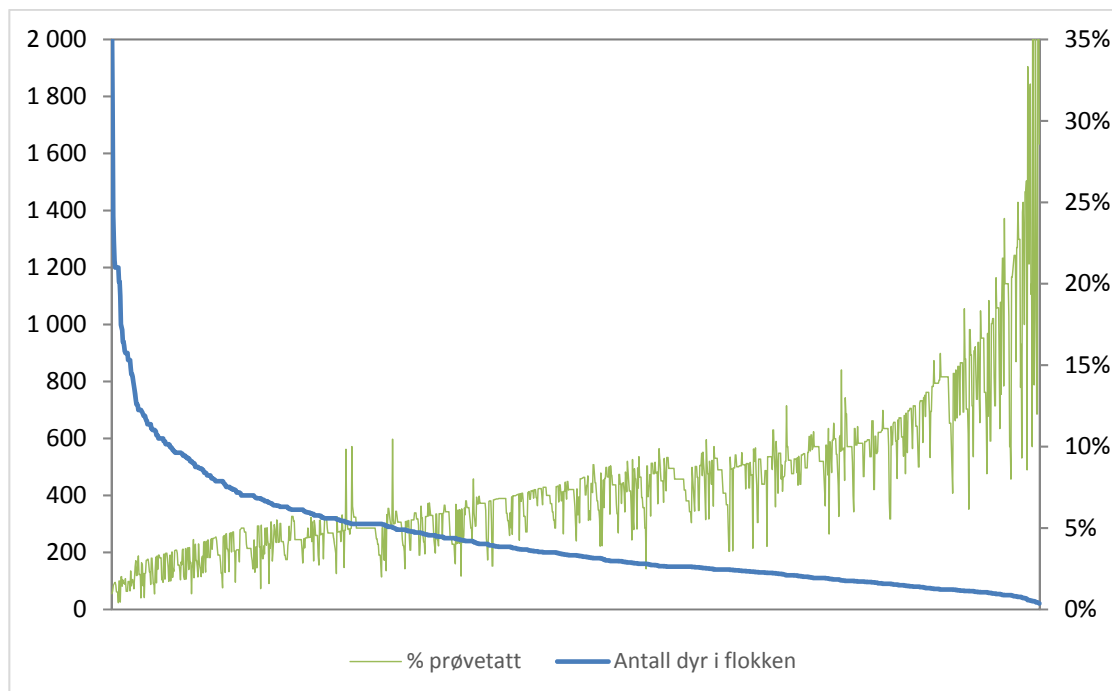
I flere områder var det i 2010, 2011 og 2014 relativt høye forekomster av radioaktivitet i levende sau.
Foto: Colourbox

Flokkstørrelser og andel dyr som ble målt

For 1,449 av de målte flokkene var antall dyr sanket på høsten registrert. Fra Nord-Trøndelag og Sunnfjord-Sogn manglet denne opplysningen. Gjennomsnittlig antall sankede var ca. 250 dyr (variasjon fra < 10 til > 2000).

I 1,151 (72 %) flokker ble mellom 10 og 15 sauer målt. Det var ingen betydelige forskjeller i antall målte dyr mellom regioner. I 240 (15 %) flokker var det færre enn 10 dyr som ble målt, det minste antallet var 3 dyr.

Antall målte dyr var til en viss grad avhengig av flokkstørrelsen (korrelasjonskoeffisient 0,47) (Figur 2). Det innebærer at i de største flokkene ble kun en liten andel (<5 %) av flokken målt, mens i små flokker ble en større prosentandel av flokken målt. Dette tilsier at måleresultatene i de største flokkene har en større usikkerhet enn i de mindre.



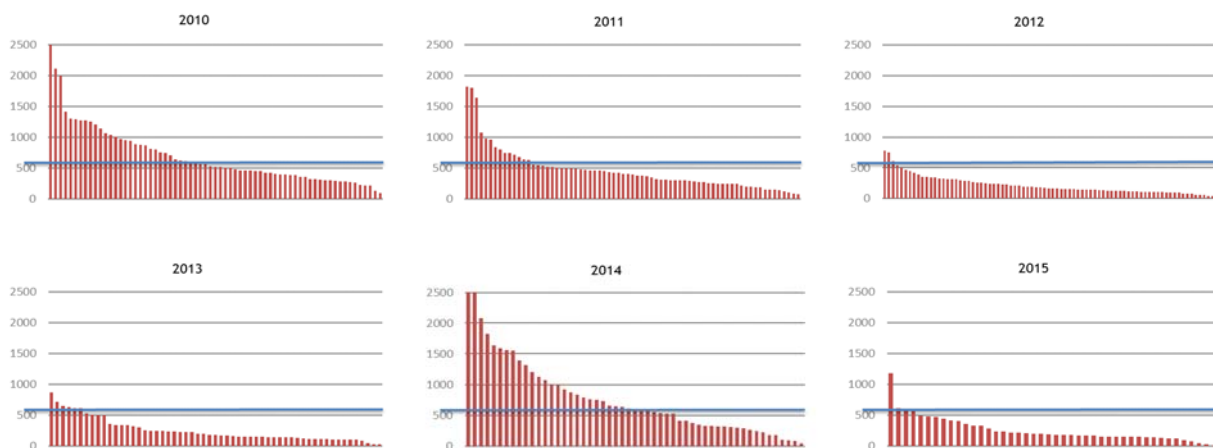
Figur 2. Sammenheng mellom antall sankede dyr (blå linje, venstre akse) og % målte dyr i en flokk (grønn linje, høyre akse).

Resultater fra målinger

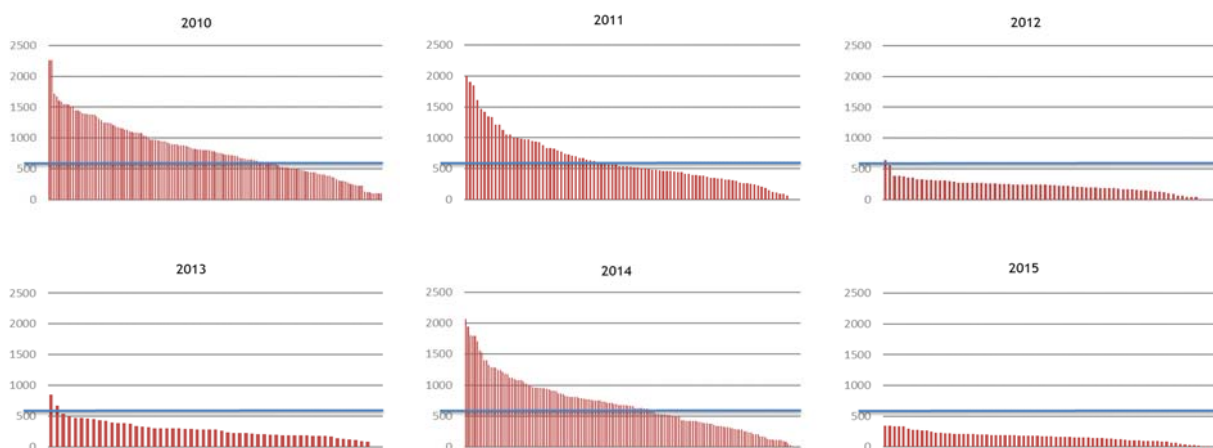
Årlige resultater fra utvalgte områder er presentert i Figur 3.

For de fleste områdene var det i 2010, 2011 og 2014 relativt høye forekomster av radioaktivitet i levende sau. I 2014 hadde 173 (57 %) av totalt 303 målte flokker medianverdi ≥ 600 Bq/kg. For totalt 199 av flokkene ble det fattet vedtak om nedfôring. Spesielt i Østerdalen var medianverdiene i 2014 høyere enn i tidligere år, 81 % av medianverdiene og 94 % av maksimumsverdiene var over grenseverdien. I Valdres og Nord-Gudbrandsdalen var ca. 50 % av flokkene over grenseverdien. Også i Hallingdal og i Sunnfjord og Sogn var forekomsten høy i 2014.

I 2013 var det generelt lav konsentrasjon av radioaktivitet i sau, men i Nord-Trøndelag og Nordland var det likevel relativt mange flokker over grenseverdien også dette året. Områdene i Oppland, Hallingdal og Østerdalen har en ganske lik utvikling fra år til år, mens i Nord-Trøndelag og Nordland er det en noe annen utvikling. En mulig forklaring er at forekomsten av spiselig sopp i beitet i stor grad bestemmer konsentrasjonen av radioaktivitet i beitende sau.



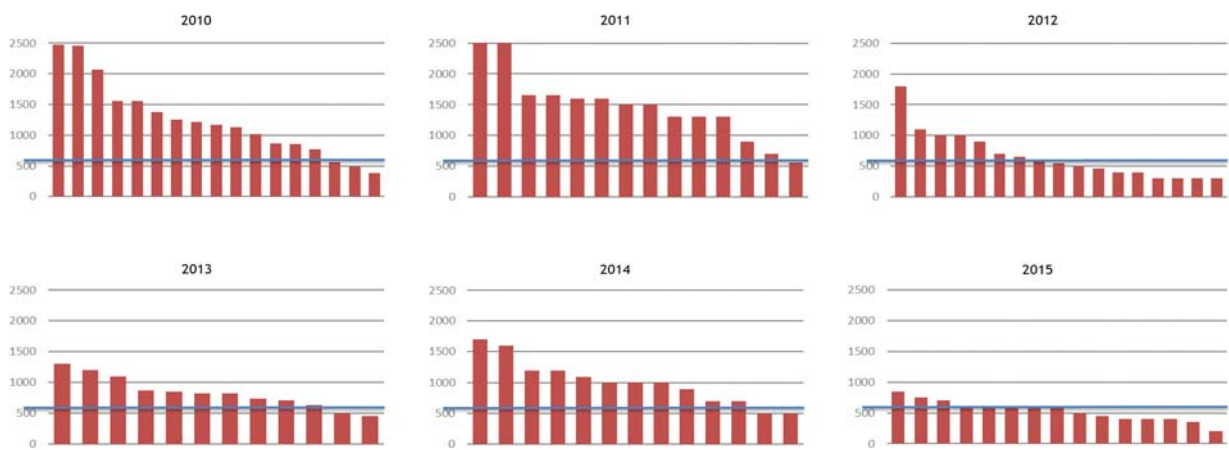
Figur 3a. Distribusjon av medianverdier i saueflokker (røde søyler) i Valdres, Oppland 2010-2015. Flokkene er hvert år sortert fra høyest til lavest. Grenseverdien (600 Bq/kg) er angitt som blå linje.



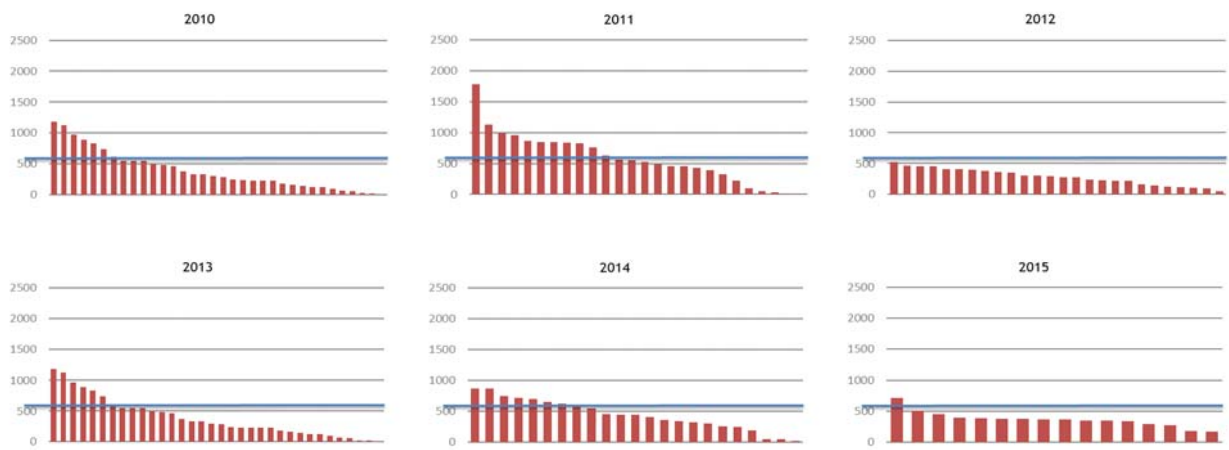
Figur 3b. Distribusjon av medianverdier i saueflokker (røde søyler) i Nord-Gudbrandsdalen, Oppland 2010-2015. Flokkene er hvert år sortert fra høyest til lavest. Grenseverdien (600 Bq/kg) er angitt som blå linje.



Figur 3c. Distribusjon av medianverdier i saueflokker (røde søyler) i Østerdalen, Hedmark 2010-2015. Flokkene er hvert år sortert fra høyest til lavest. Grenseverdien (600 Bq/kg) er angitt som blå linje.



Figur 3d. Distribusjon av medianverdier i saueflokker (røde søyler) i Nord-Trøndelag 2010-2015. Flokkene er hvert år sortert fra høyest til lavest. Grenseverdien (600 Bq/kg) er angitt som blå linje.

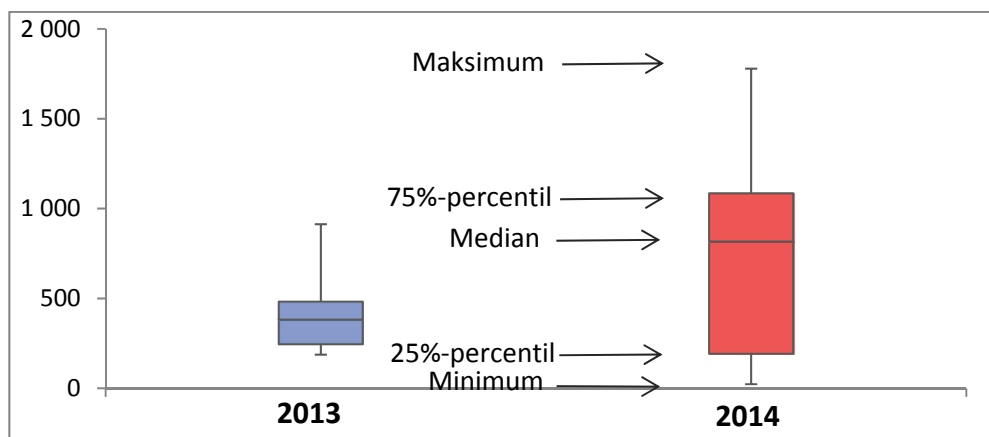


Figur 3e. Distribusjon av medianverdier i saueflokker (røde søyler) i Nordland 2010-2015. Flokkene er hvert år sortert fra høyest til lavest. Grenseverdien (600 Bq/kg) er angitt som blå linje.

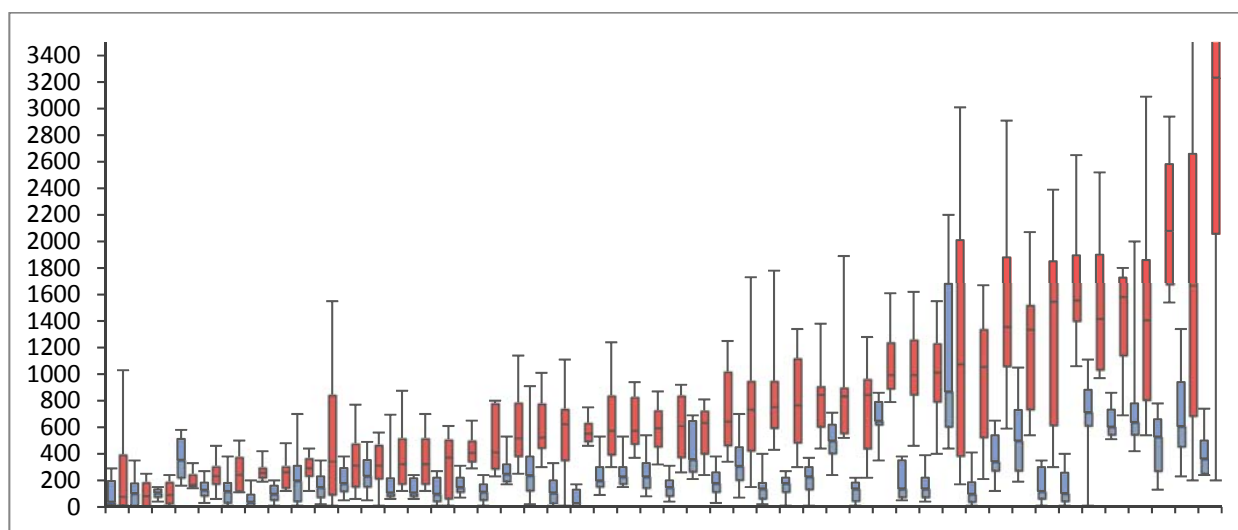
Variasjon innen en flokk

Måleverdiene varierte mellom år, mellom flokker/beiteområder og mellom individuelle dyr i en flokk. I noen flokker/beiteområder var det stor variasjon i måleresultatene fra ett dyr til et annet. En flokk med stor variasjon ett år, kunne ha liten variasjon et annet år. Dette illustrerer at det er vanskelig å si noe om variasjonen i en flokk på forhånd, noe som betyr at det er viktig å måle tilstrekkelig mange dyr for å finne den «korrekte» medianverdien for flokken.

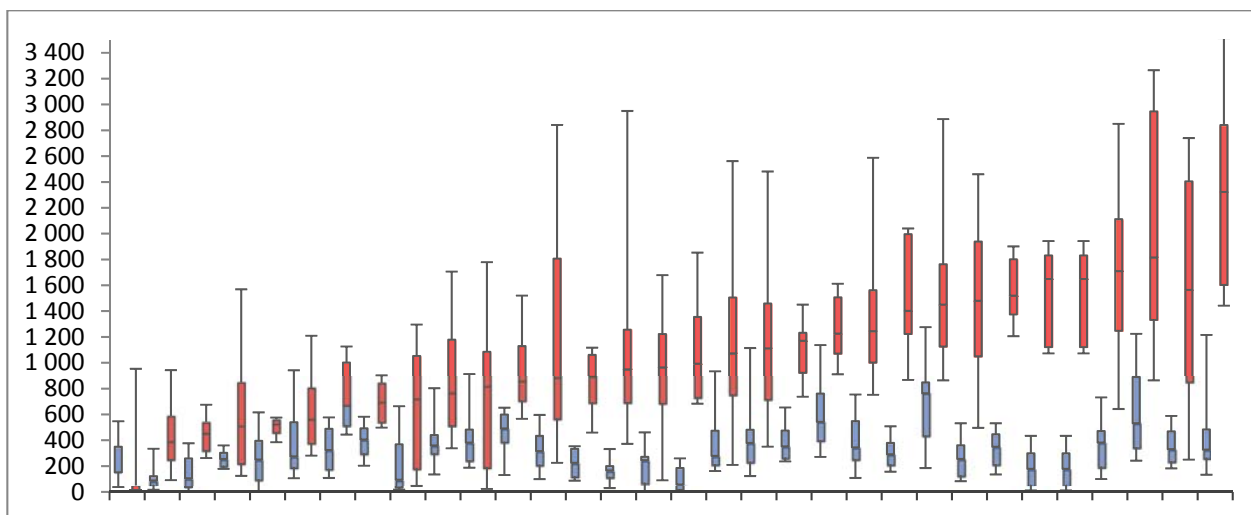
Variasjonen innen en flokk er illustrert i Figur 5 og 6 med boxplot. Figur 4 viser hvordan boxplot skal leses. Figur 5 og 6 viser at det for noen flokker er meget stor forskjell mellom laveste og høyeste verdi og at det kan være liten sammenheng mellom variasjonen av verdier i en flokk fra et år til et annet.



Figur 4. Illustrasjon av boxplot der blå boks viser verdier for måleresultater i en flokk i 2013 og rød boks viser verdier i den samme flokken 2014. Diagrammet brukes for å vise spredningen i målte verdier.



Figur 5. Boxplot for 48 flokker i Oppland med verdier for 2013 (blå bokser) og 2014 (røde bokser). For hver flokk står boksene for 2013 og 2014 ved siden av hverandre. Data er sortert etter lavest til høyest median 2014.



Figur 6. Boxplot for 32 flokker i Østerdalen med verdier for 2013 (blå bokser) og 2014 (røde bokser). For hver flokk står boksene for 2013 og 2014 ved siden av hverandre. Data er sortert etter lavest til høyest median 2014.

Estimering av antall dyr som bør måles

Data i perioden 2010-2015 viste at 3-28 tilfeldig utvalgte dyr per flokk ble målt hvert år. Medianverdi, maksimumsverdi og minimumsverdi hos de målte dyrene ble gjort gjeldende for hele flokken (i Hallingdal ble disse verdiene i referanseflokkene gjort gjeldende for hele beiteområdet). Det er medianverdien og maksimumsverdien i en flokk som danner grunnlaget for om flokken skal nedfôres eller ikke og verdiene bestemmer også nedfôringsperiodens lengde.

For å sikre at flokker blir nedfôret i tilstrekkelig grad, slik at kjøttet ved slakting er under grenseverdien 600 Bq/kg, er det viktig at utvalget av dyr skjer på en så riktig måte som mulig, og speiler variasjonen av verdier i hele flokken. I en tidligere rapport (3) ble to besetninger studert og konklusjonen var at ved måling av 8-10 dyr i en flokk foreligger det en usikkerhet på 20 % ved bestemmelse av gjennomsnittet i flokken. Hvis en bruker den samme usikkerheten for medianen, betyr det at hvis den målte medianen er 600 Bq/kg, vil den i realiteten kunne være opp til 720.

I denne studien ville vi ytterligere undersøke hvor mange dyr per flokk som bør velges ut til måling. Derfor benyttet vi data fra 16 flokker hvor alle dyrene var målt individuelt (Tabell 3), til å teste ulike utvalgsstrategier.

Tabell 3. Antall dyr i 16 ulike flokker med median bestemt på basis av måling av alle dyr i flokken.

Flokk	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Antall dyr i flokken	132	93	58	140	184	73	33	36	37	66	27	40	28	239	88	20
Median	630	800	1843	920	610	860	460	256	107	1136	114	159	110	830	458	705

Følgende prosedyre ble fulgt: Et tilfeldig utvalg av dyr, for eksempel 10 dyr, ble gjort fra hver flokk. Deretter ble median og maksimums- og minimumsverdi for disse 10 dyrene beregnet og sammenlignet med verdiene for hele flokken.

Deretter ble et nytt tilfeldig utvalg av 10 dyr gjentatt 1000 ganger og median og maksimum og minimum ble bestemt hver gang ved hjelp av statistisk verktøy. Deretter ble et gjennomsnitt av median og minimum og maksimum beregnet basert på alle 1000 gangene og et konfidensintervall, dvs hvor stor feilmarginen var for alle målingene.

For å sammenligne ulike utvalgsstrategier ble totalt fem ulike strategier valgt:

- 10 dyr per flokk
- 20 dyr per flokk
- 30 dyr per flokk
- \sqrt{N} (kvadratroten av antall dyr i flokken)
- 10 % av antall dyr i flokken, dog minst 7 dyr og maksimalt 20 dyr

For å sammenligne riktig median med medianen estimert av et tilfeldig utvalg av dyr, ble det videre brukt tre ulike metoder for å vurdere hvor stor usikkerheten er hvis man baserer nedfôring på måling av et utvalg av dyr.

De tre metodene er her beskrevet.

Variasjonskoeffisient

Variasjonskoeffisienten beregnes gjennom formelen SD/\bar{x} der SD er standardavvik og \bar{x} er gjennomsnitt. Variasjonskoeffisienten viser hvor mye i % medianen varierer ved gjentatte trekninger fra forskjellige utvalgsstrategier.

Variasjonskoeffisienten ble regnet ut for alle utvalgsstrategiene og dette ble gjentatt 1000 ganger. For hver gjentakelse ble utvalgsstrategiene rangert fra 1-5 etter hvilken som hadde lavest variasjonskoeffisient (1), nest lavest (2) osv. For hver utvalgsstrategi ble et gjennomsnitt av alle rangeringene beregnet. Resultatene vises i Tabell 4 og viser at måling av 20 dyr eller 30 dyr per flokk er strategiene som har minst variasjon i resultatene. \sqrt{N} og 10 % av flokken er strategiene som gir høyest variasjon i resultatene. Det vil si at hvis antall dyr valgt til måling baseres på \sqrt{N} dyr eller 10 % av flokken vil medianen oftere ha en større usikkerhet ved seg enn medianen som er basert på måling av 20 eller 30 dyr.

Tabell 4. Variasjonskoeffisienten ble for hver av de 1000 simuleringene rangert for de ulike utvalgsstrategiene, der 1 var best, 2 nest best osv. Tabellen viser gjennomsnittet av alle rangeringene for de fem ulike utvalgsstrategiene.

Utvalgsstrategi	10 dyr	20 dyr	30 dyr	\sqrt{N}	10% (min 7, maks 20)
Variasjonskoeffisient	3,44	2,03	1,03	4,56	3,94

Modellering av nedfôring

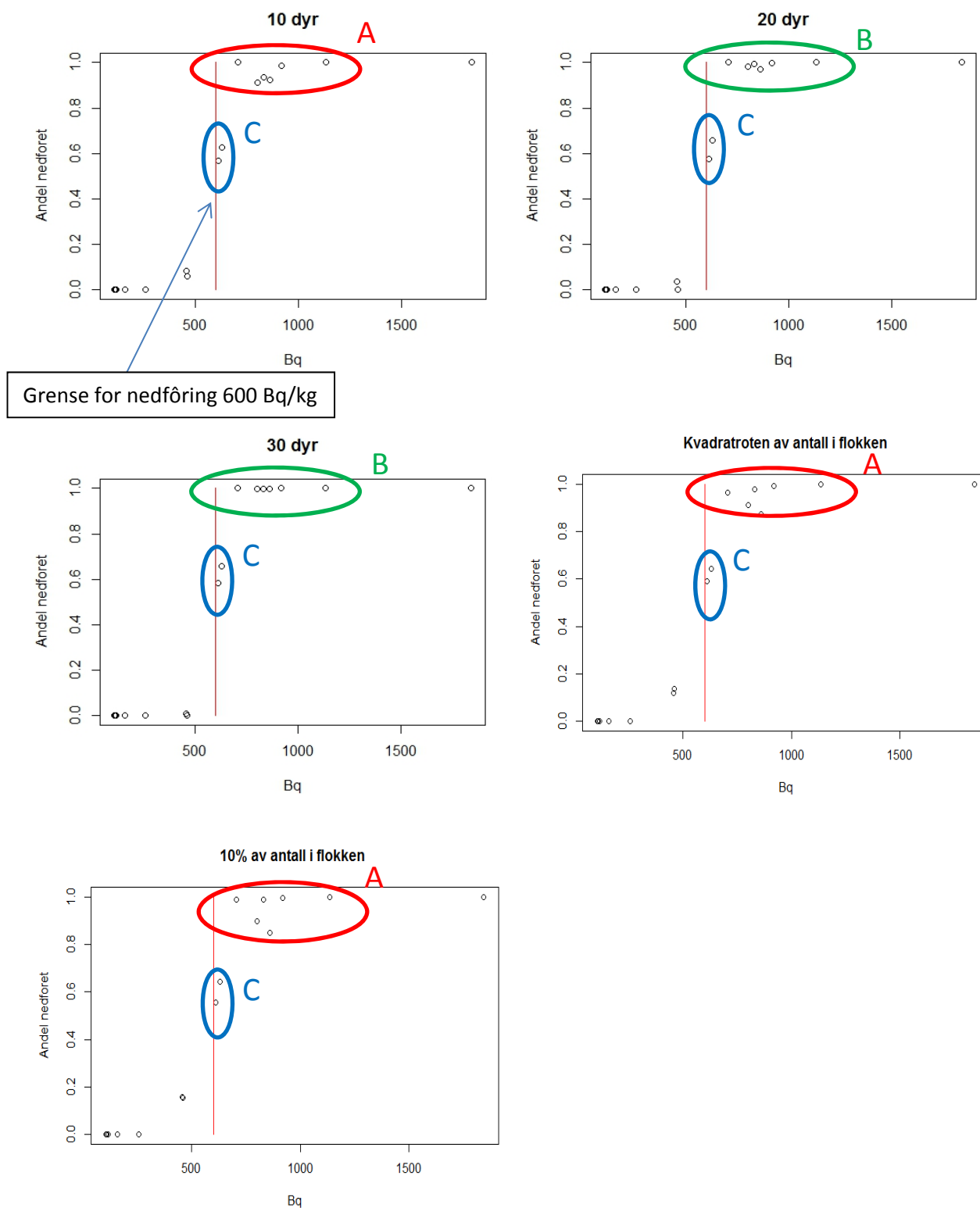
Hver av de 16 flokkene ble vurdert etter retningslinjene for nedfôring for Oppland og Hedmark (Tabell 1) og Tabell 5 angir dette resultatet.

Tabell 5. På grunnlag av måleverdiene fra alle dyr i en flokk ble det besluttet om flokken skulle nedfôres eller ikke (+/-).

Flokk	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Nedfôring	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+

For hver flokk ble verdier fra utvalgte dyr (henholdsvis 10 dyr, 20 dyr, 30 dyr, \sqrt{N} dyr, 10 % av dyra i flokken) trukket ut. Ut i fra måleverdiene til de utvalgte dyra ble nedfôring eller ikke besluttet. Dette ble gjentatt 1000 ganger og det ble beregnet hvor stor andel av gangene flokken ble besluttet nedfôret. Denne simuleringen ble gjentatt for alle utvalgsstrategiene. I Figur 7 vises et diagram for hver utvalgsstrategi. I hvert diagram er alle flokkene plottet inn med sin riktige medianverdi (Bq/kg) på x-aksen. På y-aksen vises andel simuleringer der utfallet ble nedfôring.

For flokker med en riktig medianverdi over 600 Bq/kg og trekning av 20 dyr eller 30 dyr fikk de ulike flokkene utfallet nedfôring i en stor andel av trekningene (B). Det vil si at for flokker med høy medianverdi, vil måling av 20 eller 30 dyr per flokk i høy grad medføre riktig beslutning i forhold til nedfôring. Hvis man i de samme flokkene med høy medianverdi trekker 10 dyr, \sqrt{N} eller 10 % av flokken (A) vil det være en større andel flokker som feilaktig ikke nedfôres. Flokker med en riktig medianverdi rundt grenseverdien 600 Bq/kg er problematiske da de har en del dyr som er over grenseverdien og en del dyr som er under. Det medfører at i disse flokkene, uansett utvalgsstrategi, blir det en stor andel feil beslutninger i henhold til nedfôring (C).

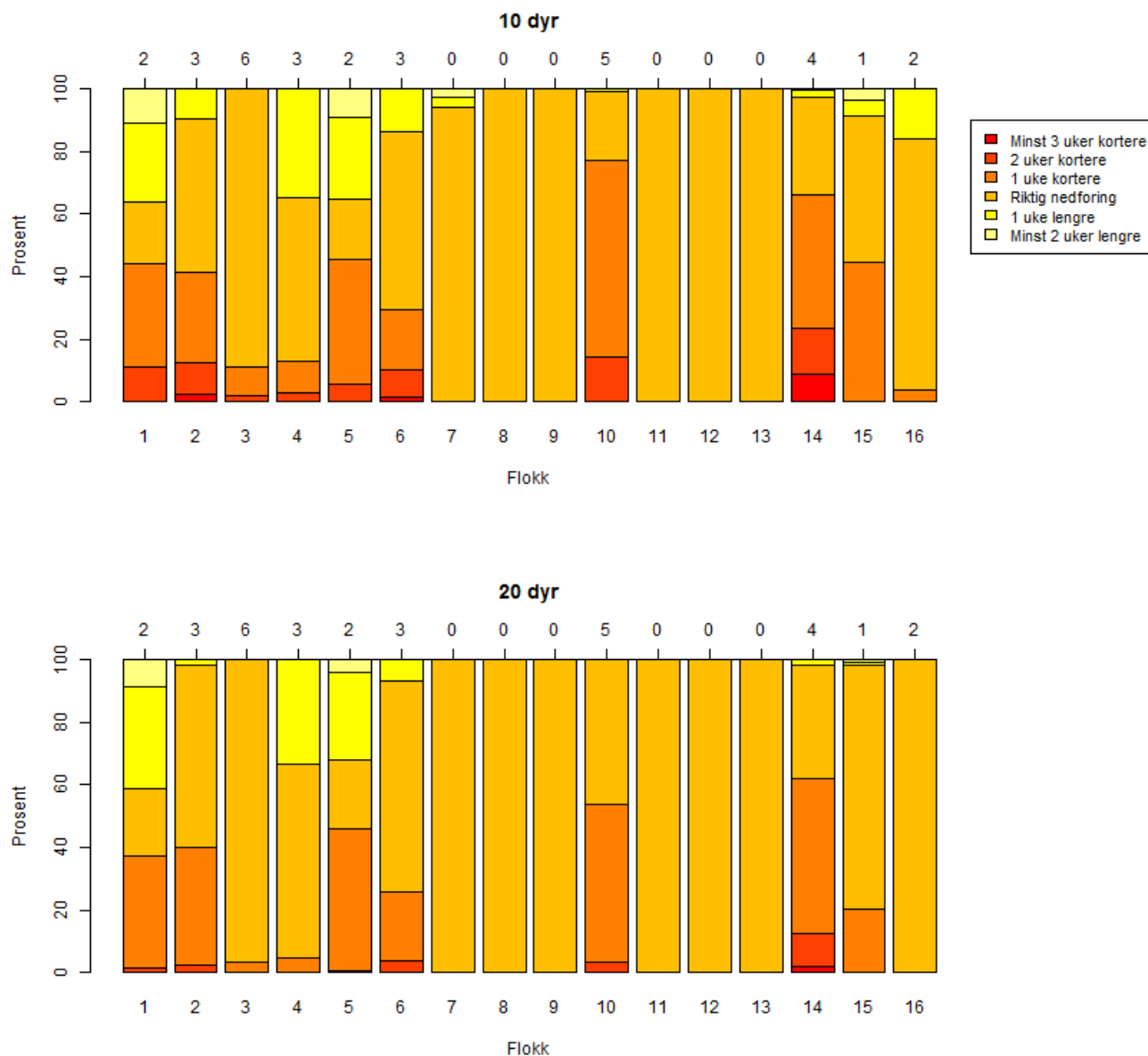


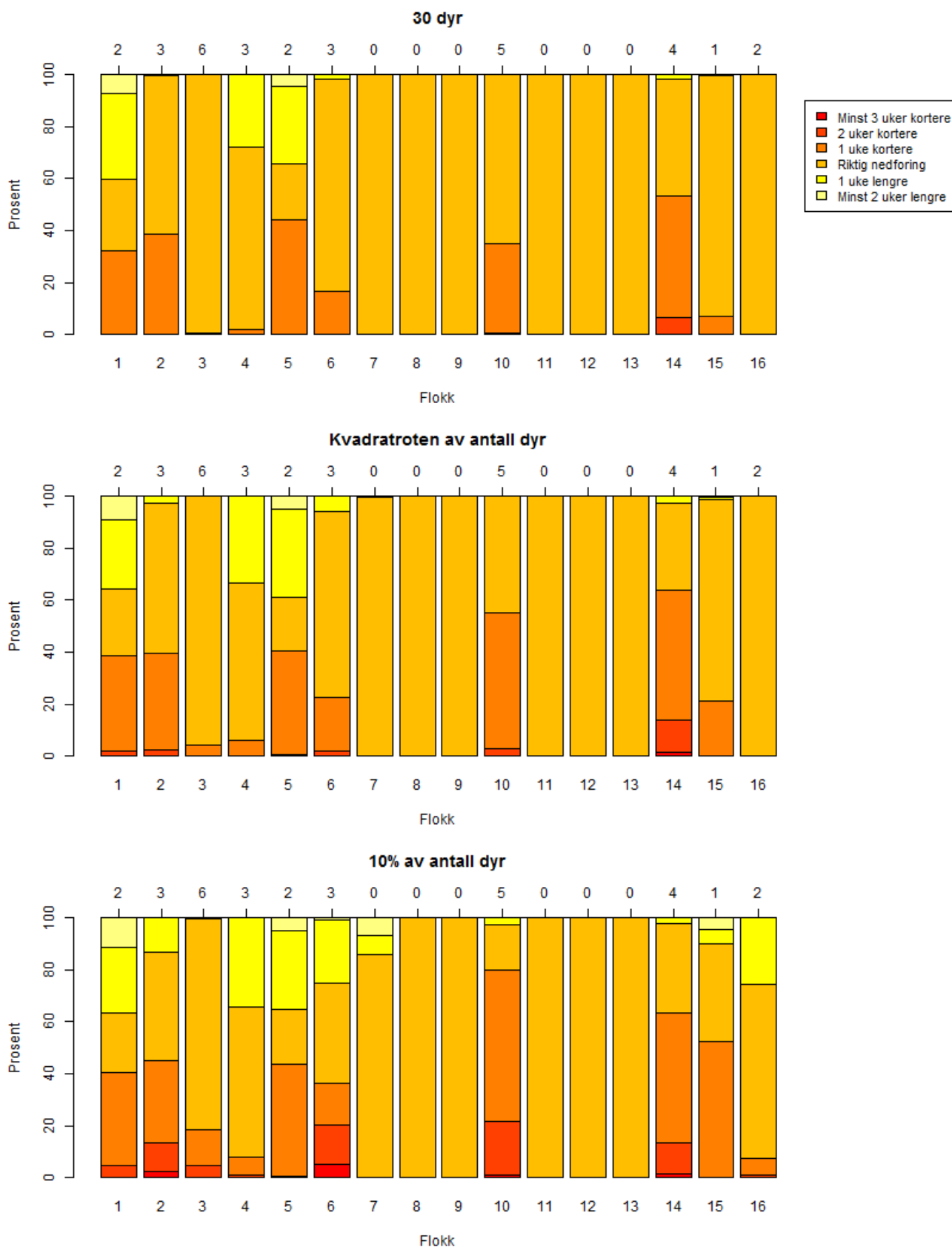
Figur 7. Utvalgsstrategiens betydning for beslutning om nedfôring. Et diagram per utvalgsstrategi. I alle diagrammene er alle flokker plottet inn. På x-aksen vises flokkenes riktige medianverdi basert på målingene av flokkene. På y-aksen vises andel ganger av 1000 simuleringer der konklusjonen ble at flokken skal nedfôres.

Her er strategiene som anses å være dårligst, dvs. de som oftere ender med å feilaktig beslutte om ikke nedfôring, markert som røde grupper (A). 20 dyr og 30 dyr er de strategiene som anses å være best og er markert med grønt (B). Gruppene markert som «C» inneholder flokker der medianen ligger svært nærme grenseverdien for nedfôring. Om disse blir besluttet nedfôret eller ikke vil være mer eller mindre tilfeldig og utvalgsstrategien har liten innvirkning på resultatet.

Modellering av riktig antall uker nedfôring

For å få mer detaljert informasjon over hvor effektiv en utvalgsstrategi er til å sette riktig tid for nedfôring, ble det vurdert hvor mange uker nedfôring en flokk skulle ha. Deretter ble prøvetaking simulert 1000 ganger for hver utvalgsstrategi og det ble sett på hvor mange uker nedfôring en flokk fikk for hver simulering. I Figur 8 er hver flokk plottet inn i diagrammer med de ulike utvalgsstrategiene med det riktige antall uker nedfôring basert på måling av alle dyr på den øvre x-aksen. På y-aksen vises prosent av gangene av de 1000 simuleringene flokken fikk: Minst 3 uker kortere nedfôring enn riktig nedfôring, 2 uker kortere, 1 uke kortere, riktig antall uker nedfôring, 1 uke lengre nedfôring og minst 2 uker lengre nedfôring plottet inn. Resultatene viser at ved utvalg av 10 dyr eller 10% av flokken blir det oftere bestemt for kort nedfôringstid enn ved utvalg av 20 eller 30 dyr.





Figur 8. Utvalgsstrategiens betydning for beslutningen om antall uker nedfôring. Et diagram per utvalgsstrategi. I alle diagrammene er alle flokker plottet inn. På den øvre x-aksen vises riktig antall uker nedfôring basert på målingene av alle dyr i flokken. På y-aksen vises prosent av simuleringene der flokken fikk lengre eller kortere nedfôring enn riktig nedfôring.

Konklusjoner

Hvert år siden 1987 har norske sauer som beiter i nedfallsområder blitt overvåket for radioaktivitet. I denne undersøkelsen er måleresultater fra 1599 saueflokker eller saubeiteområder i perioden 2010-2015 inkludert. Formålet var å vurdere effektiviteten av den nåværende overvåkingen av radioaktivt cesium i sauekjøtt og å evaluere utvalgsrutinene for måling av levende dyr.

Områdene i Oppland, Hallingdal og Østerdalen har sammenlignbare endringer i konsentrasjoner av radioaktivitet mellom år, mens Nord-Trøndelag og Nordland har et noe annerledes bilde. For de tre sørligste nedfallsområdene var det i 2010, 2011 og 2014 relativt høy konsentrasjon av radioaktivitet i sau. I Østerdalen var medianverdiene for 81 % av flokkene og maksimumsverdiene for 94 % av flokkene over grenseverdien i 2014. I Oppland (Valdres og Nord-Gudbrandsdalen) var 50 % av flokkene over grenseverdien i 2014.

I 2013 var det lav konsentrasjon av radioaktivitet i sau i de fleste områder. I Nord-Trøndelag og Nordland var det ikke samme lave nivå i 2013 som i de andre områdene, og resultatene var sammenlignbare i 2013 og 2014.

Tiltak i form av nedfôring blir satt i verk for å redusere radioaktiviteten i flokker som er over grenseverdien. Nedfôring innebærer fôring med ikke-radioaktivt fôr i en periode for å redusere radioaktiviteten i kjøtt.

Det er vanskelig å forutsi konsentrasjonene et spesielt år eller spredningen av verdier i en flokk.

For 2/3 av flokkene ble mellom 10 og 15 sauer målt. Antall målte dyr var kun til en viss grad påvirket av flokkstørrelsen. I de største flokkene ble i mange tilfeller mindre enn 5 % av flokken målt, noe som betyr en relativ stor usikkerhet i måleresultatene for de aller største flokkene.

For å få et brukbart estimat for median- og maksimumsverdi av radioaktivitet i flokken, er det viktig å måle et tilstrekkelig antall dyr. Måling av mellom 20 og 30 dyr pr flokk medfører stor sannsynlighet for at riktig beslutning tas om nedfôring.

Måling av 10 dyr, kvadratroten av antall dyr i flokken eller 10 % av antall dyr i flokken (minst 7 dyr, maksimalt 20 dyr) medfører en større usikkerhet for at beslutning om nedfôring blir tatt. Det er også større risiko for at for kort nedfôringstid blir besluttet.



Måling av mellom 20 og 30 dyr pr flokk medfører stor sannsynlighet for at riktig beslutning tas om nedfôring.

Foto: Colourbox

Referanser

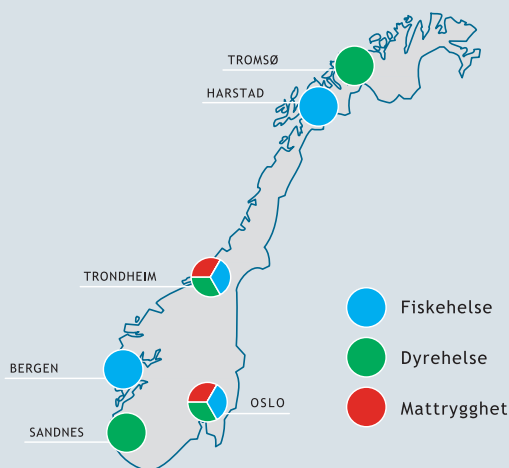
- 1 Statens strålevern og Mattilsynet. 2013. [Strategi for forvaltning av radioaktivitet i fôr og næringsmidler](#).
2. Gjelsvik R. Radioaktiv forurensning i sauekjøtt, ku- og geitemelk, 1988-2004. Rapport 2005:10. Statens strålevern.
3. Mehli H. 1996. Radiocaesium in grazing sheep - A statistical analysis of variability, survey methodology and long term behaviour. StrålevernRapport 1996:2
4. 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.
5. Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT) Arbeidsrapport 1. 2003. Evaluering av Lorakon.
6. Skuterud, L., Gaare, E., Steinnes, E., Hove, K. 2005. Physiological parameters that affect the transfer of radiocaesium to ruminants. Radiation and environmental biophysics, 44:1.

Faglig ambisiøs, fremtidsrettet og samspillende - for én helse!

Veterinærinstituttet er et nasjonalt forskningsinstitutt innen dyrehelse, fiskehelse, mattrygghet og fôrhygiene med uavhengig kunnskapsutvikling til myndighetene som primæroppgave.

Beredskap, diagnostikk, overvåking, referansefunksjoner, rådgivning og risikovurderinger er de viktigste virksomhetsområdene. Produkter og tjenester er resultater og rapporter fra forskning, analyser og diagnostikk, og utredninger og råd innen virksomhetsområdene. Veterinærinstituttet samarbeider med en rekke institusjoner i inn- og utland.

Veterinærinstituttet har hovedlaboratorium og administrasjon i Oslo, og regionale laboratorier i Sandnes, Bergen, Trondheim, Harstad og Tromsø.



Fiskehelse



Dyrehelse



Mattrygghet



Oslo
postmottak@vetinst.no

Trondheim
vit@vetinst.no

Sandnes
vis@vetinst.no

Bergen
post.vib@vetinst.no

Harstad
vih@vetinst.no

Tromsø
vitr@vetinst.no

www.vetinst.no



Veterinærinstituttet
Norwegian Veterinary Institute