

2141

NINA Rapport

## Hjortevilt 1991–2021

Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt

Erling J. Solberg, Vebjørn Veiberg, Olav Strand, Brage B. Hansen, Christer M. Rolandsen, Roy Andersen, Morten Heim, Mai I. Solem, Frode Holmstrøm, Aksel Granhus, Rune Eriksen, Siri Wølneberg Bøthun



©T.H. Ringsby

## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære 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 engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. 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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Hjortevilt 1991–2021

Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt

Erling J. Solberg  
Vebjørn Veiberg  
Olav Strand  
Brage B. Hansen  
Christer M. Rolandsen  
Roy Andersen  
Morten Heim  
Mai I. Solem  
Frode Holmstrøm  
Aksel Granhus  
Rune Eriksen  
Siri Wølneberg Bøthun

Solberg, E. J., Veiberg, V., Strand, O., Hansen, B. B., Rolandsen, C. M. Andersen, R., Heim, M., Solem, M. I., Holmstrøm, F., Granhus, A., Eriksen, R., Bøthun, S. W. 2022. Hjortevilt 1991–2021: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt - NINA Rapport 2141. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, september 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4930-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jørgen Rosvold

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Svein-Håkon Lorentsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2349|2022

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Helgelandselg © Thor Harald Ringsby

NØKKEWORD

Beitetilbud, beitetrykk, bestandsovervåking, elg, hjort, hjortevilt, hjorteviltforvaltning, Norge, rådyr, villrein

KEY WORDS

Browse abundance, Browsing pressure, Moose, Norway, Population monitoring, Red deer, Reindeer, Roe deer, Ungulate management

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Solberg, E.J., Veiberg, V., Strand, O., Hansen, B.B., Rolandsen, C.M. Andersen, R., Heim, M., Solem, M.I., Holmstrøm, F., Granhus, A., Eriksen, R. & Bøthun, S.W. 2022. Hjortevilt 1991–2021: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 2141. Norsk institutt for naturforskning.

Overvåkingsprogrammet for hjortevilt ble etablert av Miljødirektoratet i 1991 og har i hele løpeperioden vært drevet av NINA. Hovedformålet er at programmet skal fungere som et økologisk varslingsystem og gi grunnlag for å vurdere utviklingen i ville hjorteviltbestander og deres naturmiljø ved hjelp av data innsamlet fra utvalgte overvåkingsområder. I denne oppsummeringsrapporten viser vi hvordan de mest sentrale overvåkingsparameterne for elg, hjort og villrein har utviklet seg i løpet av hele programperioden (1991-2021), med spesielt fokus på utviklingen i siste kontraktperiode (2017-2021). I tillegg viser vi utviklingen i beitetilbud og beitetrykk på aktuelle tre- og andre plantearter i skog, og utviklingen i lavbeiteressursene på Hardangervidda og i Nordfjella villreinområde. I siste kontraktperiode har vi også gjennomført flere delprosjekter med relevans for hjorteviltovervåkingen. Disse omfatter 1) vurdering av overvåkingspotensialet i fallviltmaterialet som innsamles i norske kommuner, 2) utredning av mulige metoder for rådyr-overvåking, 3) vurdering av samgangen mellom Overvåkingsprogrammet for hjortevilt og Hjorteviltregisteret, 4) evaluering av slaktevektdata for elg og hjort i Hjorteviltregisteret, og 5) kvalitetsvurdering av sett dyr-data i Hjorteviltregisteret. Resultatene fra disse delprosjektene rapporteres i denne rapporten.

I overvåkingsområdene for elg har det i hele overvåkingsperioden vært stor variasjon i bestandstetthet og bestandskondisjon innen og mellom bestander. I siste kontraktperiode har bestandstettheten vært relativt stabil i Nordland, Agder og Vestfold og Telemark, mens den er redusert i Troms, Trøndelag, Oppland og Hedmark. Bestandstettheten, målt som antall felte dyr pr. km<sup>2</sup> i siste delperiode, er lavest i Troms, Vestfold og Telemark og Agder (0,15-0,25 elg felt pr. km<sup>2</sup>) og høyest i Trøndelag (0,40 elg felt pr. km<sup>2</sup>). I Nordland, Oppland og Hedmark er tettheten i en mellomstilling (0,25-0,35).

Til tross for stabil eller synkende bestandstetthet i de fleste områdene, er trenden i bestandskondisjon fortsatt negativ. Størst nedgang i hele overvåkingsperioden ser vi i de to sørlige bestandene. Her har slaktevektene sunket for alle kategorier dyr siden oppstarten av overvåkingen, og det samme gjelder for rekrutteringsratene i Agder. I de siste to-tre delperiodene er det også nedgang i vekt og rekrutteringsrater i Nordland, Trøndelag, Oppland og Hedmark. I Troms er det også negative tendenser, men langt mindre uttrykt enn i de andre overvåkingsområdene. I siste kontraktperiode var bestandskondisjon (slaktevekt og kalverekruttering) relativt stabil i overvåkingsområdet i Troms og Agder, mens det var en negativ utvikling i bestandskondisjon (slaktevekt og kalverekruttering) i Nordland, Trøndelag, Oppland, Hedmark og i Vestfold og Telemark.

Hjorten fortsetter å øke sitt utbredelsesområde og er nå sannsynligvis vår mest tallrike hjorteviltart. I 2021 ble det felt over 50 000 hjort. De tetteste hjortebestandene finnes fremdeles på Vestlandet og i sørlige deler av Trøndelag, men bestandsveksten i deler av Sør- og Østlandet fortsetter.

Hjorten overvåkes spesifikt i fem overvåkingsområder med ulik bestandshistorikk og bestandsstatus. Hjortebestandene i Innlandet og i Vestfold og Telemark kjennetegnes av moderat bestandsvekst de siste 10 årene, relativt balanserte kjønnsrater, høyt innslag av eldre hanndyr i uttaket, og ingen entydig vektreduksjon hos kalver og åringer.

I områdene lenger vest og nord er vekstbetingelsene dårligere og kroppsvektene lavere. Overvåkingsområdet Vestland sør har hatt svært høye tettheter av hjort gjennom flere tiår, noe som resulterte i synkende vekt fram til ca. 2010, da bestanden ble redusert. Ny bestandsvekst siden 2015 har ikke ført til ytterligere vektreduksjon, og kraftig økning i avskytingen de siste årene kan

ha stoppet bestandsveksten. Det er for tidlig å si om disse grepene også har resultert i en ny bestandsreduksjon.

Også i Trøndelag og Vestland nord har det vært vesentlig reduksjon i slaktevekter siden 1990-tallet. I siste kontraktperiode fortsatte den negative trenden i Vestland nord, i takt med fortsatt økende bestandstetthet. I Trøndelag ser det ut til at forvaltningen har lyktes med å gjennomføre en bestandsreduksjon, og vi registrerer ingen ytterligere negativ utvikling i slaktevekter. I begge bestander ser vi jevnere kjønns sammensetning i uttak og bestand, økt alder blant felte bukker, og økende andel kalv i jaktuttaket.

De ulike overvåkingsområdene for villrein viser store variasjoner i utviklingstrender, beiteressurser og utfordringer knyttet til menneskelig press på leveområdene. I forrige kontraktperiode ble det også påvist skrantesjuka (CWD) i Nordfjella villreinområde (i 2016), og det samme skjedde på Hardangervidda i 2020. Dette resulterte i en fullstendig sanering av bestanden i Nordfjella sone 1 i 2017-2018, og en stor økning i jaktkvotene på Hardangervidda (særlig bukkkvotene). Tiltaket på Hardangervidda er iverksatt for å øke tilgangen til prøvemateriale fra voksen bukk, hvor det er størst mulighet for å påvise CWD, samt for å redusere faren for spredning av sykdommen til andre bestander. På Hardangervidda har tiltaket så langt ført til sterkt redusert andel voksen bukk i bestanden, men kun en beskjeden reduksjon i bestandsstørrelse og kalvetilvekst.

I flere av de andre overvåkingsområdene ser vi tendenser til redusert kondisjon og lavere andel kalv pr. simle/ungdyr. Dette gjelder både i Forollhogna, Knutshø, Rondane og Snøhetta. I Setesdal-Ryfylke er datagrunnlaget relativt dårlig, men kalvetellingene viser økt mellomårsvariasjon i kalveandelen. I flere områder har endret avskyting av voksen bukk og kalv ført til betydelige endringer i bestandens kjønns- og alderssammensetning i siste kontraktperiode. I dag er prosentandelen bukker tre år og eldre omkring 10-20 % etter jakt i de fleste overvåkingsområdene.

For Svalbard har reinsdyrbestanden i Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen økt mer eller mindre eksponentielt siden 1990-tallet. Den store variasjonen i kalveproduksjon, overlevelse og bestandsstørrelse som har kjennetegnet svalbardreinen, har avtatt betraktelig i seinere år. Dette henger sammen med en gradvis økning i bærekapasiteten. Bestanden av rein på Svalbard kontrolleres ikke gjennom jakt, og varierer derfor naturlig som følge av samspillet mellom bestandstetthet og miljømessige forhold.

Basert på data fra Landsskogtakseringen har vi sett på utviklingen i beitetrykk og beitetilbud. Det høyeste beitetrykket på lauvtrær finner vi i dag i Oppland, Møre og Romsdal og Trøndelag. Oppland er også regionen med klart høyest beitetrykk på furu, etterfulgt av regionene Buskerud, Hedmark, Vestfold-Telemark og Østfold-Akershus. Den største økningen i beitetrykk ble registrert i Nord-Norge, Trøndelag og på Vestlandet.

I alle landsdeler har det også vært en økning i dekningsgraden av blåbærlyng. Med unntak av Finnmark, har det vært en nedgang i omfanget av ungskog i alle landsdeler. Ungskog inneholder generelt sett et langt høyere tilbud av beitetrær og andre beiteplanter sammenlignet med eldre skog. Nedgangen i andel ungskog tilsier en generell reduksjon i skogens beitetilbud for hjorteviltet. På kort sikt er skogbruket den viktigste driveren av utviklingen i beitetilbud. Siden 2009 har det vært en betydelig økning i skogavvirkning innen mange av landets fylker. Dette forventes å øke omfanget av unge suksesjonstrinn og følgelig øke beitetilgangen i de kommende årene.

Et prøveflatenettverk for lavbeitetaksering ble etablert på Hardangervidda i 2016, og siden i Nordfjella sone 1 i 2017 og sone 2 i 2018. Prøveflatene ble deretter retaksert etter to år i Nordfjella og etter fem år på Hardangervidda. Erfaringene er at lavdekning, lavhøyde og lavdybde varierer mye mellom delområder, men at parameterverdiene har endret seg lite over tid. Et unntak er lavhøyden og lavdybden i Nordfjella sone 2, som tilsynelatende økte mye fra 2018 til 2020. I Nordfjella sone 1 så vi ingen tilsvarende økning, til tross for at villreinbestanden ble utryddet fra området i løpet av vinteren 2018. Sannsynligvis påvirkes lavbeiteressursene vel så

mye av den romlige fordelingen av rein som av den absolutte bestandsstørrelsen, og både målefeil og værforhold kan ha påvirket de registrerte verdiene.

Resultatene fra de uavhengige delprosjektene viser 1) at antallet fallvilt av elg, hjort og rådyr øker i takt med bestandsstørrelsen, og at fordelingen i grove årsakskategorier gir relevant informasjon om hva som forårsaker at hjortevilt dør utenom jakt. Manglende data på hva som legges ned av innsats, i ulike kommuner og mellom år, for å finne og rapportere fallvilt gjør det likevel utfordrende å bruke materialet i overvåkingssammenheng. Deler av problemet kan løses ved å utarbeide en felles instruks og at det gjennomføres kursing av fallviltpersonell og viltforvaltere i kommunene. 2) Rådyrovervåking i Norge har et stort forbedringspotensial. I rapporten peker vi på noen forbedringsmuligheter, men utredningen vil ikke ferdigstilles før i neste programperiode. 3) Samgangen mellom Overvåkingsprogrammet og Hjorteviltregisteret har i perioder vært utfordrende, men fungerer i dag bra. 4) Slaktevektdata samlet inn for elg og hjort utenfor overvåkingskommunene er preget av varierende kvalitet, men ikke verre enn at det er mulig å 'rense' materialet rimelig bra med enkle prosedyrer. I Hjorteviltregisteret bør det historiske slaktevektmaterialet renses for duplikater og andre feil, og erfaringene påpekt i rapporten bør utnyttes til å unngå tilsvarende feil i framtida. En opplagt forbedring vil være å knytte et unikt ID-nummer til alle individer som registreres i Hjorteviltregisteret. 5) De fleste kommuner med elg- og hjortejakt registrerer nå sine sett dyr-data i Hjorteviltregisteret, og kvaliteten på materialet synes å være rimelig bra. Dette gjelder både det historiske og det nye datamaterialet. Men det er fortsatt forbedringsmuligheter. De fleste elgjaktkommunene ser nå ut til å bruke den nye sett dyr-instruksen, mens kun et fåtall av hjortejaktkommunene synes å gjøre det samme. Gitt at dette stemmer, er det mange hjortejaktkommuner som fortsatt har en jobb å gjøre med å få jaktlagene til å endre til ny instruks.

Erling J. Solberg, Vebjørn Veiberg, Olav Strand, Brage B. Hansen, Christer M. Rolandsen, Roy Andersen, Morten Heim, Mai I. Solem, Frode Holmstrøm, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. erling.solberg@nina.no

Aksel Granhus og Rune Eriksen, Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Postboks 115, 1431 Ås

Siri Wølneberg Bøthun, Sogn Naturforvaltning AS, Fresvikvegen 995, 6896 Fresvik

# Innhold

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Sammendrag</b> .....   | <b>3</b>  |
| <b>Innhold</b> .....  | <b>6</b>  |
| <b>Forord</b> .....   | <b>9</b>  |
| <b>1 Innledning</b> .....   | <b>10</b> |
| <b>2 Studieområde, materiale og metode</b> .....                          | <b>12</b> |
| 2.1 Overvåkingsområder i perioden 1991–2021.....                          | 12        |
| 2.1.1 Elg.....  | 12        |
| 2.1.2 Hjort.....  | 13        |
| 2.1.3 Villrein.....   | 13        |
| 2.2 Hvilke data samles inn?.....  | 14        |
| 2.2.1 Elg.....  | 14        |
| 2.2.2 Hjort.....  | 14        |
| 2.2.3 Villrein.....   | 14        |
| 2.2.4 Fellingsdata, påkjørselsdata og jegerobservasjonsdata.....          | 15        |
| 2.2.5 Klimadata.....  | 15        |
| 2.3 Alder og kjønn.....   | 16        |
| 2.4 Statistiske analyser og vurdering av trender og utviklingstrekk.....  | 17        |
| <b>3 Utviklingen i bestandsovervåkingsområdene</b> .....                  | <b>18</b> |
| 3.1 Antall hjortevilt felt og drept i trafikken i perioden 1970-2021..... | 18        |
| 3.2 Utviklingen i overvåkingsområdene – elg.....                          | 20        |
| 3.2.1 Datatilgang i perioden 1991-2021.....                               | 20        |
| 3.2.2 Troms.....  | 22        |
| 3.2.3 Nordland.....   | 25        |
| 3.2.4 Trøndelag.....  | 28        |
| 3.2.5 Oppland.....  | 31        |
| 3.2.6 Hedmark.....  | 34        |
| 3.2.7 Vestfold og Telemark.....   | 37        |
| 3.2.8 Agder.....  | 40        |
| 3.2.9 Utvikling i sett elg-indeksler på landsnivå.....                    | 43        |
| 3.3 Utviklingen i overvåkingsområdene – hjort.....                        | 46        |
| 3.3.1 Datatilgang i perioden 2017-2021.....                               | 46        |
| 3.3.2 Trøndelag.....  | 47        |
| 3.3.3 Vestland nord.....  | 49        |
| 3.3.4 Vestland sør.....   | 52        |
| 3.3.5 Innlandet.....  | 55        |
| 3.3.6 Vestfold og Telemark.....   | 58        |
| 3.4 Utviklingen i overvåkingsområdene – villrein.....                     | 61        |
| 3.4.1 Datatilgang i perioden 2017–2021.....                               | 61        |
| 3.4.2 Forollhogna.....  | 64        |
| 3.4.3 Knutshø.....  | 68        |
| 3.4.4 Rondane.....  | 72        |
| 3.4.5 Hardangervidda.....   | 79        |
| 3.4.6 Setesdal-Ryfylke.....   | 83        |
| 3.4.7 Snøhetta.....   | 87        |
| 3.4.8 Svalbard.....   | 92        |
| <b>4 Beiteressursovervåking i elg- og hjorteområdene</b> .....            | <b>94</b> |
| 4.1 Overvåkingsdesign.....  | 94        |
| 4.1.1 Beitetilbud og beitetrykk i 9. takst (2005-2009).....               | 95        |



|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 4.1.2    | Beitetilbud og beitetrykk i 10. (2010-2014), 11. (2015-2019) og 12. takst (2020-2024).....                                       | 96         |
| 4.1.3    | Beitetilbudet i feltsjiktet .....  | 97         |
| 4.1.4    | Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark.....  | 97         |
| 4.1.5    | Andre variabler.....   | 97         |
| 4.2      | Resultater.....  | 101        |
| 4.2.1    | Variasjon i beitetilbud og beitetrykk i 9., 10. og 11. takst .....   | 101        |
| 4.2.2    | Variasjon i beitetilbud og beitetrykk mellom år .....  | 104        |
| 4.2.3    | Variasjon i antallet rekrutterte beietrær .....  | 107        |
| 4.2.4    | Regionale endringer i skogstruktur og beitetilbud fra 7. til 11. takst .....   | 109        |
| 4.2.5    | Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark.....  | 111        |
| 4.3      | Oppsummering og veien videre .....   | 112        |
| <b>5</b> | <b>Lavbeitetaksering på Hardangervidda og i Nordfjella.....</b>  | <b>115</b> |
| 5.1      | Studieområder, studiedesign og analyser .....  | 115        |
| 5.1.1    | Hardangervidda .....   | 115        |
| 5.1.2    | Nordfjella .....   | 117        |
| 5.1.3    | Målemetode .....   | 120        |
| 5.1.4    | Målefeil og replikerbarhet .....   | 121        |
| 5.1.5    | Analyser og forventninger.....   | 122        |
| 5.2      | Resultat.....  | 123        |
| 5.2.1    | Lavarter .....   | 123        |
| 5.2.2    | Hardangervidda, 2016-2021 .....  | 123        |
| 5.2.3    | Nordfjella sone 1, 2017-2019 .....   | 125        |
| 5.2.4    | Nordfjella sone 2, 2018-2020 .....   | 126        |
| 5.2.5    | Gjenfunn av prøveflater og tap av beiteskjermingskurver .....  | 128        |
| 5.3      | Diskusjon .....  | 129        |
| <b>6</b> | <b>Fallvilt av elg, hjort og rådyr i perioden 1971-2021.....</b>   | <b>132</b> |
| 6.1      | Materiale og metode .....  | 133        |
| 6.1.1    | SSB-data 1971-2020 .....   | 133        |
| 6.1.2    | Data registrert i Hjorteviltregisteret .....   | 133        |
| 6.1.3    | Dataanalyser og presentasjon.....  | 133        |
| 6.2      | Resultater.....  | 134        |
| 6.2.1    | Utviklingen i antall fallvilt over tid, fordelt på art og årsak .....  | 135        |
| 6.2.2    | Geografiske forskjeller .....  | 137        |
| 6.2.3    | Effekten av bestandstetthet, vinterforhold og forvaltningsvedtak på antallet registrerte fallvilt omkommet av andre årsaker..... | 140        |
| 6.2.4    | Fallviltdata fra Hjorteviltregisteret .....  | 143        |
| 6.2.5    | Diagnoser for fallvilt med årsak 'Sykdom og skade'.....  | 148        |
| 6.2.6    | Geografisk variasjon .....   | 151        |
| 6.3      | Generelle vurderinger og veien videre .....  | 153        |
| <b>7</b> | <b>Rådyrovervåking – et stort forbedringspotensial.....</b>  | <b>157</b> |
| 7.1      | Mulige overvåkingsparametere for rådyr.....  | 158        |
| 7.1.1    | Vekt og størrelse.....   | 158        |
| 7.1.2    | Aldersfordeling .....  | 158        |
| 7.1.3    | Fallvilt, konflikter og muligheter .....   | 159        |
| 7.1.4    | Sett og felt rådyr.....  | 159        |
| 7.2      | Veien videre.....  | 162        |
| <b>8</b> | <b>Samgangen mellom overvåkingsprogrammet for hjortevilt og Hjorteviltregisteret..</b>   | <b>164</b> |
| 8.1      | Historisk utvikling .....  | 164        |
| 8.2      | Utfordrende dobbeltregistreringer .....  | 165        |
| 8.2.1    | Løsningsforslag.....   | 166        |
| 8.3      | Bedret informasjonsflyt .....  | 166        |

|           |   |            |
|-----------|---|------------|
| 8.4       | Nedlasting av data .....  | 167        |
| <b>9</b>  | <b>Evaluering av slaktevektdata for elg og hjort i Hjorteviltregisteret .....</b> | <b>168</b> |
| 9.1       | Historien om Hjorteviltregisteret .....   | 168        |
| 9.1.1     | Utvidet krav til bruk av Hjorteviltregisteret .....                               | 168        |
| 9.1.2     | Jegerne og jaktlagene blir viktigere bidragsytere .....                           | 169        |
| 9.1.3     | Mange brukere gir flere utfordringer .....  | 169        |
| 9.2       | Evaluering av historiske slaktevektdata for elg og hjort .....                    | 170        |
| 9.2.1     | Manglende veid vekt, kjønn, alderskategori, kommune og fellingsdato .....         | 170        |
| 9.2.2     | Identifisering og fjerning av duplikater .....                                    | 173        |
| 9.2.3     | Identifisering og fjerning av usannsynlige vekter .....                           | 175        |
| 9.2.4     | Forekomst av unøyaktig veide vekter .....   | 176        |
| 9.2.5     | Andre datautfordringer: rapporteringsgrad .....                                   | 176        |
| 9.2.6     | Utvikling i datamengde over tid .....   | 179        |
| 9.2.7     | Samvariasjon innen versus utenfor overvåkingsregioner .....                       | 181        |
| 9.2.8     | Samvariasjon mellom nabokommuner .....  | 183        |
| 9.3       | Evaluering av slaktevekter i Hjorteviltregisteret – oppsummering .....            | 185        |
| <b>10</b> | <b>Kvalitetsvurdering av sett dyr-data .....</b>                                  | <b>187</b> |
| 10.1      | Dataomfang .....  | 188        |
| 10.1.1    | Sett elg-data .....   | 188        |
| 10.1.2    | Sett hjort-data .....   | 191        |
| 10.2      | Uregelmessigheter i sett dyr-data .....   | 193        |
| 10.2.1    | Sett elg-data .....   | 194        |
| 10.2.2    | Sett hjort-data .....   | 196        |
| 10.3      | Omlægging til ny sett dyr-instruks .....  | 197        |
| 10.3.1    | Endringer i sett elg-instruks .....   | 198        |
| 10.3.2    | Endringer i sett hjort-instruks .....   | 199        |
| 10.4      | Diskusjon .....   | 201        |
| <b>11</b> | <b>Samlet vurdering og vegen videre .....</b>                                     | <b>203</b> |
| 11.1      | Mulige mekanismer .....   | 204        |
| 11.1.1    | Hva med skjeve kjønnsrater? .....   | 207        |
| 11.2      | Vegen videre .....  | 208        |
| <b>12</b> | <b>Referanser .....</b>   | <b>210</b> |
| <b>13</b> | <b>Vedlegg .....</b>  | <b>214</b> |
| 13.1      | Variasjon i ulike værvariabler .....  | 214        |
| 13.2      | Sett elg og felt elg på kommune- og landsdelsnivå .....                           | 218        |
| 13.3      | Andel fallvilt registrert i ulike årsakskategorier .....                          | 221        |
| 13.4      | Prediksjoner fra modellanalyser .....   | 222        |
| 13.5      | Rapporteringsskilder for sett elg-data i Hjorteviltregisteret .....               | 222        |
| 13.6      | Sett hjort og felt hjort på kommune-, fylke- og landsdelsnivå .....               | 223        |

## Forord

Overvåkingsprogrammet for hjortevilt har vært gjennomført av NINA på oppdrag fra Miljødirektoratet, siden 1991. De siste 15 årene er oppdraget gitt som femårskontrakter, med krav om en oppsummeringsrapport ved kontraktperiodens slutt. I herværende rapport oppsummerer vi utviklingstrendene i hele overvåkingsperioden, 1991-2021, med spesielt fokus på utviklingen i siste kontraktperioden, 2017-2021.

Vi takker Miljødirektoratet for muligheten til å gjennomføre oppdraget, samt velviljen utvist med hensyn til praktiske endringer undervegs. I tillegg takker vi alle jegerne som hvert år samvittighetsfullt bidrar med data til programmet, og alle rettighetshavere, kommuneansatte, privatpersoner, og medlemmer i villreinutvalg og villreinnemnder som hvert år nedlegger betydelig arbeidsinnsats i overvåkingen av villrein, elg og hjort. I siste kontraktperiode har vi også hatt stor nytte av samarbeidet med Faun naturforvaltning, som har forestått tannsnitting og aldersanalyser av elg fra Agder og Vestfold og Telemark, og med Erling Ness som har tilrettelagt elgmaterialet i Hedmark.

Avslutningsvis retter vi en spesiell takk til Martin Håker fra Grane i Nordland og Leiv Trygve Varanes fra Kvinnherad i Vestland som i 2022 har valgt å avslutte den mest aktive delen av sitt samarbeid med NINA. Begge personene har vært viktige regionale samarbeidspartnere for Overvåkingsprogrammet siden starten i henholdsvis Nordland og Vestland sør. Deres medvirkning har vært et viktig bidrag for å sikre god oppslutning fra jegerne og eksemplarisk kvalitet på datamaterialet. Når begge nå velger å sende stafettpinnen videre til yngre krefter, ønsker vi å få uttrykke en stor takk for innsatsen. Det kan også nevnes at Martin, i samarbeid med Hans Haagenrud, var med å etablere overvåkingen av elgbestanden i Vefsn, Grane og Hattfjelldal i 1967. Metodikken de utviklet ble senere standarden for elgovervåkingen i Overvåkingsprogrammet.

Trondheim, september 2022.

Erling J. Solberg

# 1 Innledning

Elg, hjort og villrein er blant de viktigste viltressursene i Norge og er gjenstand for stor interesse blant rettighetshavere, jegere, viltforvaltere og forskere. For å betjene denne interessen har det i lang tid vært gjennomført overvåking av hjorteviltbestandenes tilstand og utvikling i Norge. Det hele startet med systematisk innsamling av jaktstatistikk fra hjortevilt (og andre arter) i 1889, og siden 1950-tallet er det utført overvåking av tetthet, struktur og kondisjon i ulike hjorteviltbestander. Denne type overvåking ble mer vanlig på 1970- og 1980-tallet og kulminerte med etableringen av det nasjonale overvåkingsprogrammet for hjortevilt i 1991. Programmet ble etablert av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet), mens NINA fikk i oppdrag å utføre den praktiske driften. I perioden 1991-2006 ble overvåkingen i sin helhet gjennomført av NINA basert på årlige kontrakter. Deretter ble det innført 5-årige kontraktperioder og NINA ble igjen tildelt driftsansvaret for perioden 2007-2011, 2012-2016 og 2017-2021 etter anbudskonkurranse. Siste kontraktperiode ble avsluttet 31. mai 2022. I herværende rapport oppsummerer vi resultatene fra hele overvåkingsperioden 1991-2021 med hovedfokus på utviklingen i den siste femårsperioden.

Ved opprettelsen av programmet var hensikten at det skulle fungere som et økologisk varslings-system som kunne gi grunnlag for å vurdere utviklingen i ville hjorteviltbestander og deres naturmiljø ved hjelp av enkle data innsamlet fra en rekke representative overvåkingsområder (Solberg et al. 2006). Det ble spesielt påpekt behovet for å kunne varsle om endringer i kondisjon (vekt) og reproduksjon som følge av varierende tetthet og klima (Jaren 1992). I tillegg var det ønskelig å benytte overvåkingsmaterialet som inngangsdata i bestandsmodeller, som basisdata for forvaltningsplaner (Jaren 1992), samt som en basis for å evaluere forvaltningstiltak og avdekke forskningsbehov (Jaren 1992, Solberg et al. 2006).

For å dekke disse behovene ble det opprettet til sammen 17 overvåkingsområder for elg, hjort og villrein. Siden er det gjennomført visse justeringer av grensene for de ulike overvåkingsområdene og i tillegg ble to nye hjorteovervåkingsområder opprettet i 2012 (se **kap. 2.1.1**). I disse områdene følges den løpende utviklingen i bestandskondisjon, og delvis også i bestandstetthet og bestandsstruktur. Med bestandskondisjon mener vi her bestandens tilstand eller livskraft slik den framstår ved å vurdere kjønns- og aldersspesifikke kroppsvekter, reproduksjonsrater og rekrutteringsrater i bestandene. Med bestandsstruktur mener vi kjønns- og aldersfordelingen i bestanden.

For å få kunnskap om utviklingen i bestandskondisjon samler vi inn data på kjønn, alder, slaktevekt og eggstokker (ovarier) fra dyr som felles i overvåkingsområdene. I tillegg benytter vi data fra kalvetellinger (eks. kalv pr. simle og ungdyr) og sett elg- og sett hjort-data rapportert av jegerne, for å følge utviklingen i andelen kalv som rekrutteres til bestandene. Informasjon om bestandsstrukturen får vi fra direkte tellinger i felt (eks. strukturtellinger av villrein) eller basert på sammensetningen av dyr observert av jegerne (sett elg- og sett hjort-data).

Vi gjennomfører ingen direkte tellinger som kan benyttes til å estimere den absolutte bestandstettheten av elg, hjort og villrein i de ulike overvåkingsområdene. På basis av kalv- og strukturtellinger (villrein) og rapporterte jegerobservasjoner (sett elg, sett hjort), kan vi likevel utlede indekser som reflekterer den relative utviklingen i bestandstetthet innenfor overvåkingsområder. I tillegg benytter vi antallet dyr felt som et grovt anslag på utviklingen i bestandstetthet over tid.

I rapporten viser vi utviklingen til de tre fokusartene på ulike geografiske nivå. Vi gir først en generell oversikt over utviklingen i antallet dyr skutt og døde i trafikken på nasjonalt nivå, samt en regional oversikt over utviklingen i avskyting, bestandstetthet og bestandsstruktur. Deretter gir vi en omfattende oversikt over utviklingen i bestandsparameterne innen de ulike overvåkingsområdene. Fordi de ulike artene overvåkes med delvis forskjellig metodikk, er disse resultatene vist i artsspesifikke kapitler.

I rapporten oppsummerer vi også utviklingen i beiteressursene til elg, hjort og villrein basert på data innsamlet i ulike delprosjekter. I samarbeid med Landsskogtakseringen ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO ([www.nibio.no](http://www.nibio.no))), overvåker vi elgen og hjortens beiteressurser på regionalt nivå (fylkesnivå). Dette er data som samles inn årlig fra et stort antall permanente prøveflater og der de samme flatene besøkes med fem års mellomrom. I tillegg etablerte vi i 2016 et nettverk av prøveflater for taksering av reinens vinterbeiteressurser (hovedsakelig lav) på Hardangervidda, og det samme ble gjennomført i Nordfjella villreinområde i 2017 og 2018. Disse flatene ble taksert på nytt i 2021 på Hardangervidda, og i 2019 og 2020 i Nordfjella, og resultatene er vist i rapporten.

Foruten den kontinuerlige overvåkingen, gjennomføres det varierende grad av forskning og utredning som en del av Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. I siste programperiode har denne aktiviteten vært betydelig og omfatter følgende fem arbeidspakker: 1) vurdering av fallviltdata til bruk i hjorteviltovervåkingen, 2) mulige metoder for rådyrovervåking, 3) vurdering av samgangen mellom Overvåkingsprogrammet og Hjorteviltregisteret, 4) evaluering av slaktevektdata i Hjorteviltregisteret, og 5) kvalitetsvurdering av sett dyr-data i Hjorteviltregisteret.

Resultatene fra de ulike utredningene er presentert i hvert sitt delkapittel i rapporten og de viktigste funnene er diskutert mer utfyllende. Vi har prøvd å gjøre resultatene så lite tekniske som mulig og har langt på veg prøvd og unngå komplekse statistiske beskrivelser. Dette gjelder også ved vurderinger av trender og utviklingstrekk i overvåkingsområdene. I de fleste områdene er det nå innsamlet data i mer enn 30 år og utviklingstrendene framgår relativt tydelig i grafikken som presenteres. Avslutningsvis gjør vi en samlet vurdering av resultatene fra alle delelementene i siste programperiode, og påpeker mulige forklaringer på den utviklingen som observeres. Dette inkluderer en vurdering av forventet utvikling i bestandstetthet og bestandskondisjon de neste 5-10 årene.

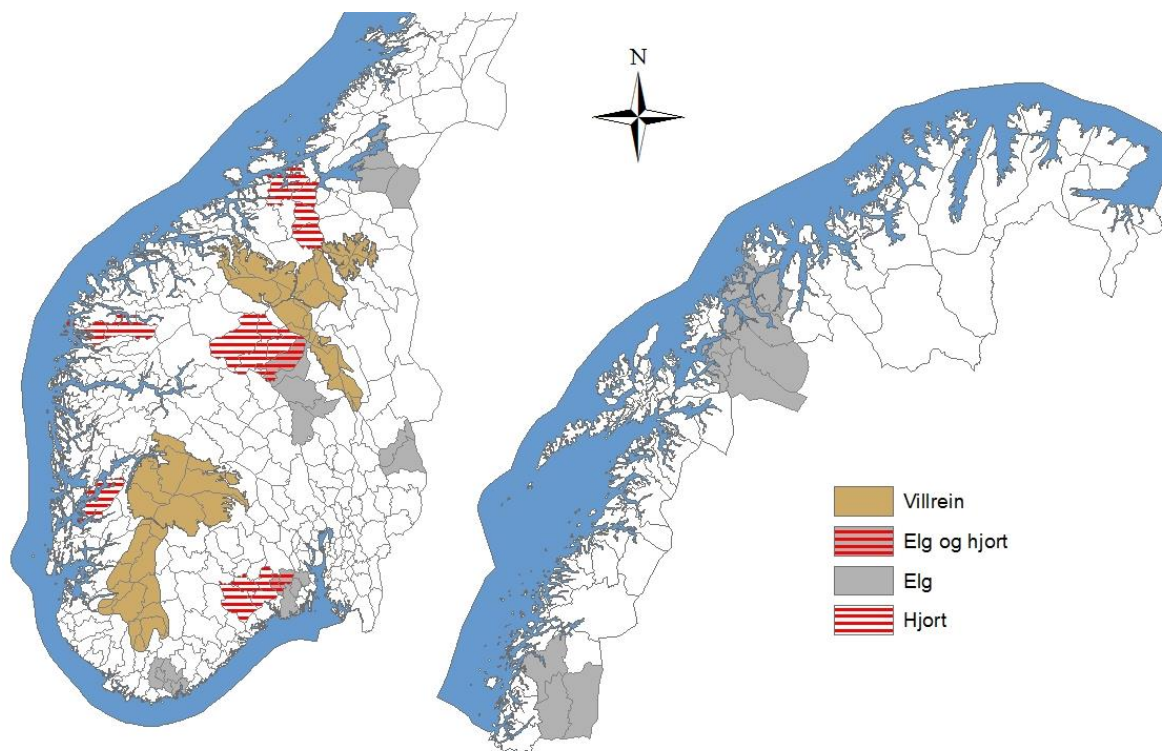


*Elgen er en av fokusartene i overvåkingsprogrammet for hjortevilt (Foto: Thor Harald Ringsby).*

## 2 Studieområde, materiale og metode

### 2.1 Overvåkingsområder i perioden 1991–2021

Siden starten av programmet har overvåkingen foregått i syv regioner for elg, tre regioner for hjort og i syv regioner for villrein, men med en viss utskifting av kommunene som inngår i de forskjellige elg- og hjorteregionene. I 2012 ble overvåkingsprogrammet utvidet med to nye overvåkingsområder for hjort, ett i Innlandet og ett i Vestfold og Telemark (**Figur 2.1.1**). Dette var for å følge utviklingen i den relativt nyetablerte hjortebestanden på Østlandet. Begge de nye områdene overlapper delvis med overvåkingsområdene for elg.



**Figur 2.1.1.** Lokalisering og utstrekning av overvåkingsområdene (regionene) for elg (grå), hjort (rød) og villrein (brun) i starten av kontraktperioden 2017–2022. I tillegg overvåkes villreinstammen i Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen på Svalbard (**Figur 2.1.2**).

#### 2.1.1 Elg

I inneværende kontraktperiode (2017–2022) omfatter elgovervåkingen følgende kommuner: Troms (Bardu, Målselv, Balsfjord, Lavangen, Salangen, Dyrøy, Sørreisa, Senja (fastlandsdelen av tidligere Lenvik) og Tromsø), Nordland (Vefsn, Grane og Hattfjelldal), Trøndelag (Meråker, Stjørdal, Levanger, Frosta, Verdal og Inderøy (kun tidligere Inderøy kommune)), Innlandet – Oppland (Nordre Land, Lillehammer, Gausdal, Sør-Fron og Nord-Fron), Innlandet – Hedmark (Åsnes og Våler), Vestfold og Telemark (Larvik, Sandefjord, Tønsberg og Siljan) og Agder (Vennesla, Lindesnes (i tidligere Marnardal kommune), Kristiansand (hovedsakelig i tidligere Songdalen kommune), og deler av Lyngdal). De siste årene har vi bare sporadisk mottatt jaktmateriale fra Verdal i Trøndelag og Nordre Land i Innlandet

Elgbestanden i alle områdene har vært overvåket siden oppstarten i 1991 med unntak for dagens kommuner i Agder, der overvåkingen først startet i 1997. I forbindelse med siste års kommunesammenslåing har det likevel vært noen mindre justeringer av grensene: Overvåkingskommunen

Andebu ble slått sammen med Sandefjord og Stokke til nye Sandefjord i 2017. Hele Sandefjord kommune har siden vært del av Overvåkingsprogrammet. Overvåkingskommunen Ramnes ble en del av Re kommune i 2002, som siden ble en del av Tønsberg kommune i 2020. Hele Tønsberg er nå en del av Overvåkingsprogrammet. For andre kommuner berørt av kommunesammenslåing, overvåkes bestanden i den dele som opprinnelig var overvåkingskommune (eks. Lenvik, Marnardal, Songdalen).

## 2.1.2 Hjort

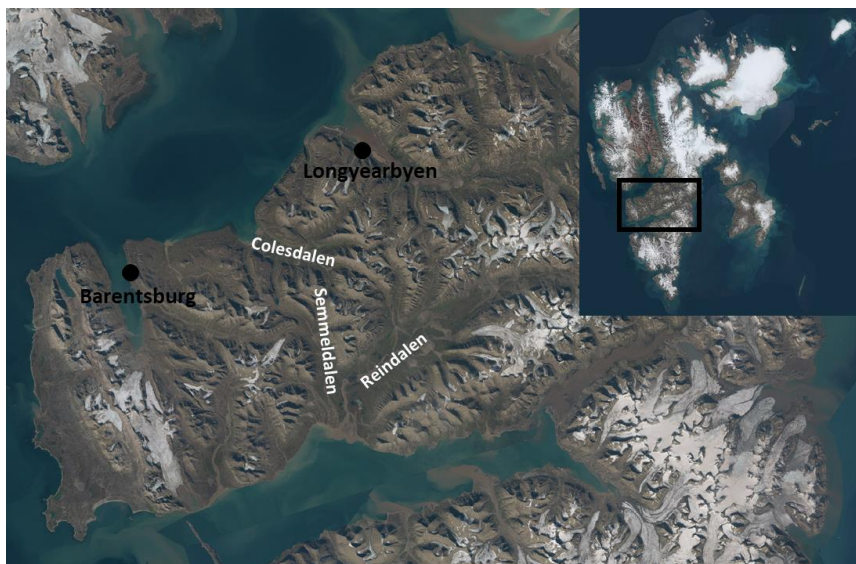
Siden 2012 har bestandsovervåkingen av hjort omfattet fem regioner: Vestland sør (Kvinnherad kommune), Vestland nord (Gloppen og Kinn kommune), Trøndelag (Rennebu, Orkland og Heim kommune), Innlandet (Lom, Vågå, Sel og Nord-Fron kommune) og Vestfold og Telemark (Larvik, Skien, Siljan, Nome og Drangedal kommune) (**Figur 2.1.1**). Som følge av fylkessammenslåinger, har alle overvåkingsregionene fått nye navn. I tillegg har kommunereformens endringer hatt innvirkning på flere av overvåkingskommunene.

Om en eksisterende overvåkingskommune har blitt slått sammen med en annen ikke-overvåkingskommune, har vi valgt å inkludere alle delene av den nye kommunen i overvåkingsprogrammet. For overvåkingsområdene for hjort har det i løpet av siste kontraktsperiode skjedd følgende endringer:

- ❖ Trøndelag:
  - Opprettelse av Heim kommune i 2020. Sammenslåing av hele Halså og Hemne kommune, samt deler av Snillfjord kommune. Begge de to sistnevnte kommunene har vært med i overvåkingsprogrammet siden oppstarten.
  - Opprettelse av Orkland kommune i 2020. Sammenslåing av hele Meldal, Orkdal og Agdenes kommune, samt deler av Snillfjord kommune. Med unntak av Agdenes, har alle disse kommunene vært del av overvåkingsprogrammet siden starten. Agdenes var også med fra 1991-2012, men ble tatt ut av overvåkingsprogrammet etter dette.
  - En liten del av gamle Snillfjord kommune ble overført til Hitra i 2020. Jaktfeltene tilhørende disse områdene ble ikke videreført som overvåkingsområder.
- ❖ Vestland nord:
  - Opprettelse av Kinn kommune i 2020. Sammenslåing av Flora og Vågsøy kommune er en noe underlig konstellasjon. På fastlandet er de to gamle kommunene adskilt av Bremanger kommune. Av denne årsak ble det derfor besluttet å ikke inkludere valdene i gamle Vågsøy kommune som overvåkingsområder selv etter kommunesammenslåingen. Dette var også de viltansvarlige i kommunen enig i. Nå kan det også se ut til at Kinn kommune blir splittet tilbake til sine gamle kommuner fra og med 2024.
- ❖ Vestfold og Telemark:
  - Opprettelse av nye Larvik kommune i 2018. Sammenslåing av Larvik og Lardal kommune. Sistnevnte har vært med i overvåkingsprogrammet for hjort siden 2012. Begge de gamle kommunene har også inngått som innsamlingsområder for overvåkingsarbeidet for elg.

## 2.1.3 Villrein

For villrein inngår områdene Forollhogna, Knutshø, Snøhetta, Rondane, Hardangervidda og Setesdal-Ryfylkeheiene (Setesdal Vesthei) (**Figur 2.1.1**). I tillegg overvåkes villreinstammen i Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen på Svalbard (**Figur 2.1.2**). Det har ikke vært endringer i utformingen av overvåkingsregionene for villrein siden oppstarten av programmet.



**Figur 2.1.2** Overvåkingsområdet for villrein på Svalbard omfatter dalførene Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen, sør for Longyearbyen.

## 2.2 Hvilke data samles inn?

### 2.2.1 Elg

I overvåkingsområdene for elg samles det inn underkjever fra skutte dyr og eggstokker (ovarier) fra elgkyr ett år og eldre. I tillegg registreres det data på kjønn, alderskategori (kalv, åring, voksen), gevirtakker, laktasjon, lokalitet (kommune, vald og jaktfelt) og dato skutt, samt at slaktet veies lokalt som standard slaktevekt (Langvatn 1977). Fra kjeven trekkes det framtenner som siden blir snittet og avlest for alder (Reimers & Nordby 1968, Hamlin et al. 2000, Rolandsen et al. 2008). Denne prosedyren for aldersbestemmelse blir benyttet på eldre dyr for både elg, hjort og villrein. Eggstokkene prepareres, snittes og avleses for ovulasjon (eggløsning) og antall kalver produsert (Langvatn 1992a, b). Alle prøver analyseres på laboratoriet ved NINA i Trondheim. Et unntak er tenner fra Agder og Vestfold og Telemark som har vært snittet og avlest av Faun naturforvaltning siden 2007 i Agder og siden 2014 i Vestfold og Telemark. I overvåkingsperioden har det vært varierende innsamling av eggstokker og oksekjever mellom år og områder (se **kap. 3.1.1**).

### 2.2.2 Hjort

Innen alle overvåkingskommuner for hjort blir det samlet inn underkjever og individdata fra begge kjønn og alle alderskategorier. Individdataene omfatter informasjon om kjønn, jegerens alderskategorisering av dyrene (kalv, ettåring, eldre), fellingslokalitet (vald, jaktfelt), fellingsdato, antall gevirtakker, laktasjonsstatus og kalver i følge med mordyr, samt standard slaktevekt.

All aldersbestemmelse og gjennomgang av overvåkingsmaterialet skjer ved NINA i Trondheim. Kalver, ettåringer og 95 % av toåringene aldersbestemmes ut fra tannskiftemønster. Fra de resterende toåringene og alle eldre individer trekkes det framtenner for aldersbestemmelse ved avlesing av tannsnitt.

### 2.2.3 Villrein

Innenfor overvåkingsområdene gjennomføre vi kalvetellinger (antall kalv pr. 100 simler) og strukturtellinger (kjønns- og aldersstruktur i stammen). Kalv- og strukturtellinger gjennomføres i samtlige overvåkingsområder med unntak av Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen på Svalbard der det kun gjøres strukturtellinger. Kalvetellinger gjennomføres i perioden juni–juli, mens strukturtellinger i hovedsak gjennomføres under brunsten i oktober. På Svalbard gjennomføres strukturtellingene i juli–august.



I tillegg til strukturtellingen registrerer vi på Svalbard også antallet døde dyr. Underkjevne fra disse samles inn for aldersbestemmelse. Med unntak for Svalbard, samles det inn slaktevekter og underkjevever fra skutte dyr i flere av overvåkingsområdene. Aldersbestemmelsen gjøres ved laboratoriet ved NINA i Trondheim.

## 2.2.4 Fellingsdata, påkjørselsdata og jegerobservasjonsdata

I tillegg til data på kondisjon og demografi fra overvåkingsområdene, rapporterer vi utviklingen i antall hjortevilt sett og felt under jakta, og drept av bil og tog i overvåkingsperioden. Data på antallet dyr felt og trafikkdrept er innhentet fra Statistisk sentralbyrå (SSB, [www.ssb.no](http://www.ssb.no)), mens sett dyr-data er innhentet fra Hjorteviltregisteret ([www.hjorteviltregisteret.no](http://www.hjorteviltregisteret.no)). Sett dyr-data er kun tilgjengelig for elg og hjort. Inkludert i sett dyr-materialet fra Hjorteviltregisteret inngår også antallet dyr felt på dager med registrert jaktinnsats.

Fra sett elg-materialet har vi beregnet seks indekser: Antall elg sett pr. jegerdag (en indeks på bestandstetthet), antall elg felt pr. jegerdag, antall sett ku pr. okse, andel kalvkyr av alle vokse kyr (andel kalvkyr), andel kalvkyr med tvillingkalv (tvillingraten) og antall kalv pr. ku. Tilsvarende beregnet vi følgende indekser fra sett hjort-materialet: Antall hjort sett pr. jegerdag, antall hjort felt pr. jegerdag, og antall koller sett pr. bukk (en indeks for kjønnsraten blant dyr ett år og eldre). Vi brukte da kun sett hjort-data innsamlet under utmarksjakt.

I 2018 ble det gjort endringer i instruksen for sett dyr-registrering. Ved tidligere instruks skulle alle elg og hjort som med sikkerhet var observert av jaktlaget tidligere samme dag, kanselleres. En slik kansellering av dobbeltobservasjoner ble fjernet i instruksen som ble gjeldene fra 2018. Dette medfører at flere observasjoner blir registrert når data samles inn etter ny instruks, og antallet dyr sett pr. jegerdag vil bli høyere enn tidligere.

Selv om den nye instruksen er å anse som bedre enn den gamle instruksen (Solberg et al. 2019), er det et problem at antallet sett dyr pr. jegerdag fra 2018 ikke er sammenlignbar med indeksverdiene fra årene før. Før det er opparbeidet tilstrekkelig lange tidsrekker med data innsamlet etter ny instruks kan deler av problemet løses ved også å analysere utviklingen i antall dyr felt pr. jegerdag. Denne indeksen er ikke påvirket av endringer i sett dyr-instruksen, og har i tidligere studier vist seg å være en vel så presis indeks på bestandsutviklingen som antallet dyr sett pr. jegerdag (Solberg et al. 2014, 2019a). Av den grunn viser vi for alle regionene også utviklingen i antallet dyr felt pr. jegerdag.

## 2.2.5 Klimadata

I enkelte analyser benyttet vi værvariabler som mulige forklaringsfaktorer. Disse er beregnet på bakgrunn av værmodeller som estimerer gjennomsnittlig daglig temperatur, nedbør og snødybde innenfor en 1 x 1 km kartoppløsning i hele landet (Saloranta 2012, 2016, Lussana et al. 2019). Modelldata estimeres basert på værobservasjoner fra et stort nettverk av meteorologiske stasjoner kombinert med ulike statistiske interpolasjonsmetoder. Fra daglige data på km<sup>2</sup>-nivå beregnet vi først gjennomsnittlig daglige verdier på kommunenivå og deretter gjennomsnitt og sumverdier (nedbør) innenfor måned eller sesong. I kommuner med utmarksareal både over og under skoggrensa, beregnet vi en verdi for hvert av høydelagene. I analysene benyttet vi kun data fra områder under tregrensa.

Følgende variabler ble benyttet i analysene:

**Vintersnødybde:** Gjennomsnittlig daglig snødybde fra 1. desember til 30. april.

**Maisnødybde:** Gjennomsnittlig daglig snødybde i mai.

**Snødager:** Antall dager med > 1 cm snø fra 1. oktober til 31. mai.

**Vintertemperatur:** Gjennomsnittlig daglig temperatur fra 1. desember til 30. april.

**Vårtemperatur:** Gjennomsnittlig daglig temperatur fra 1. mai til 30. juni.

**Sommertemperatur:** Gjennomsnittlig daglig temperatur fra 1. juli til 31. august.

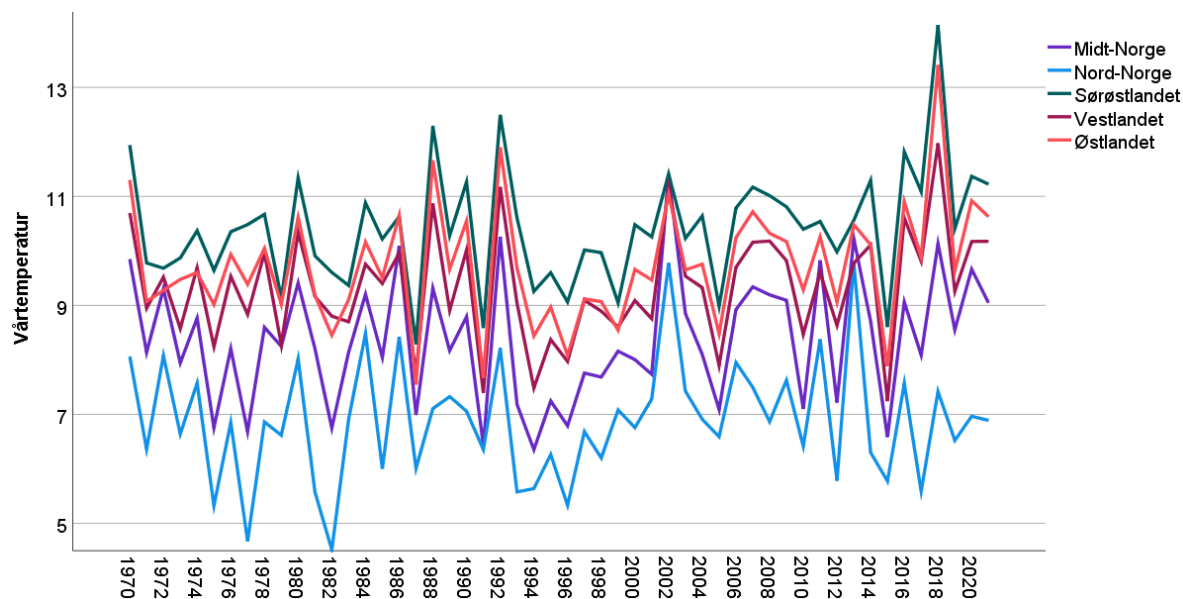
**Vekstsesong:** Antall dager med > 6 grader C i perioden 1. april – 31. oktober

**Vårnedbør:** Gjennomsnittlig daglig nedbør fra 1. mai til 30. juni.

**Sommernedbør:** Gjennomsnittlig daglig nedbør fra 1. juli til 31. august.

For vintersnødybde, snødager og vintertemperatur, som inkluderer data fra to kalenderår, ble verdien lagt til kalenderåret i januar.

I mange kommuner var det en nær positiv korrelasjon ( $r > 0,50$ ) mellom vintersnødybde og maisnødybde, og mellom vintersnødybde og antall snødager. Vi valgte derfor å droppe maisnødybde og antall snødager fra enkelte analyser. Korrelasjonene mellom de andre variablene var relativt lave innenfor den enkelte kommune.



**Figur 2.2.1.** Variasjonen i gjennomsnittlig vårtemperatur på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Vårtemperatur er gjennomsnittlig daglig temperatur i mai og juni. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.

Som eksempel på variasjonen i værforholdene viser vi den gjennomsnittlige vårtemperaturen i ulike deler av landet i perioden 1970-2021 (**Figur 2.2.1**). Temperaturen på vår og forsommer er viktig for plantenes vekst og utvikling og dermed plantenes næringsinnhold (fordøyelighet). I år med en kjølig vår og forsommer er plantene spesielt næringsrike og lettfordøyelige for hjortedyra, mens det motsatte er tilfelle i år med en varm og tørr vår (Bø & Hjeljord 1991). I løpet av de siste 30 årene har det vært enkelte år med en kjølig vår og forsommer (eks. 1991, 1994, 2005 og 2015), men ikke så ofte som årene med en varm vår (eks. 1992, 2002, 2013, 2014, 2016, 2018, 2020). Det siste gjelder spesielt på Sørøstlandet der særlig de siste 6 årene har vært preget av en varm vår og forsommer. I Nord-Norge er temperaturene generelt lave og mindre preget av temperaturøkningen vi ser i sør. I **kap. 13.1** viser vi variasjonen i en rekke andre klimavariabler i studieperioden.

## 2.3 Alder og kjønn

Alder angis i hele år. Kalv er individer som er yngre enn ett år (alder 0), mens åringsdyr og ungdyr er mellom ett og to år (alder 1). Voksne dyr er to år eller eldre. Et unntak gjelder for sett dyr-data, hvor dyrets alder kun angis som kalv eller voksne. I dette tilfelle er voksne dyr ett år og eldre individer. Vi bruker begrepet aldersgruppe, alderskategori eller aldersklasse når aldersfordelingen består av ett eller flere nivå med gruppert alder (eks. 2 år+, 5-10 år).

Kjønn angis som hann eller hunn, eller med artsspesifikke benevnelser. Elgokse, hjortebukk, reinsbukk og rådyrbukk er benevnelsen for hanndyr av elg, hjort, villrein og rådyr, mens elgku, hjortekolle (eller hind), reinsimle og rådyrgeit er tilsvarende for hunndyr. Disse benevnelserne kan også brukes på kalv (eks. oksekalv, simlekalv). Spissbukk er åringsbukk av hjort, og en fullvoksen hjortebukk kalles ofte kronhjort.

## 2.4 Statistiske analyser og vurdering av trender og utviklingstrekk

Til hjelp i tolkningen av variasjoner og trender i bestandstetthet, bestandskondisjon og bestandsstruktur i overvåkingsregionene, har vi benyttet ulike statistiske analyseverktøy. Det meste av statistikken og beskrivelsen er utelatt fra teksten for å gjøre den så lite teknisk som mulig. I teksten referer vi til trender og tendenser i utviklingen, og viser til grafikken for å underbygge vurderingene. En trend er en statistisk signifikant (sikker) økning eller nedgang innenfor en gitt tidsperiode, mens en tendens er en observert endring som ikke er statistisk signifikant. Sistnevnte er ofte fordi det ennå ikke foreligger tilstrekkelig antall år med data (lav utvalgsstørrelse) eller fordi det er for mye variasjon til at vi med statistisk sikkerhet kan si at det foreligger en trend. Korrelasjoner referert til i teksten er alltid statistisk signifikante, med mindre det motsatte presieres.

I **kap. 4, 5, 6, 9 og 10** benytter vi også mer avanserte statistiske modeller i analysene. Dette er i hovedsak generaliserte lineære modeller (generalized linear model) eller blandede lineære modeller (mixed linear models) som tilpasses ulike datasett (normalfordelte, Poissonfordelte og binomisk fordelte data) og modellstrukturer (fixed og random faktor og kovariat). De statistiske analysene er utført i statistikkprogrammet SPSS (IBM SPSS versjon 27) og R (versjon 4.1.2). Grafikken er laget i de samme to programmene, og i SigmaPlot (versjon 13.0).



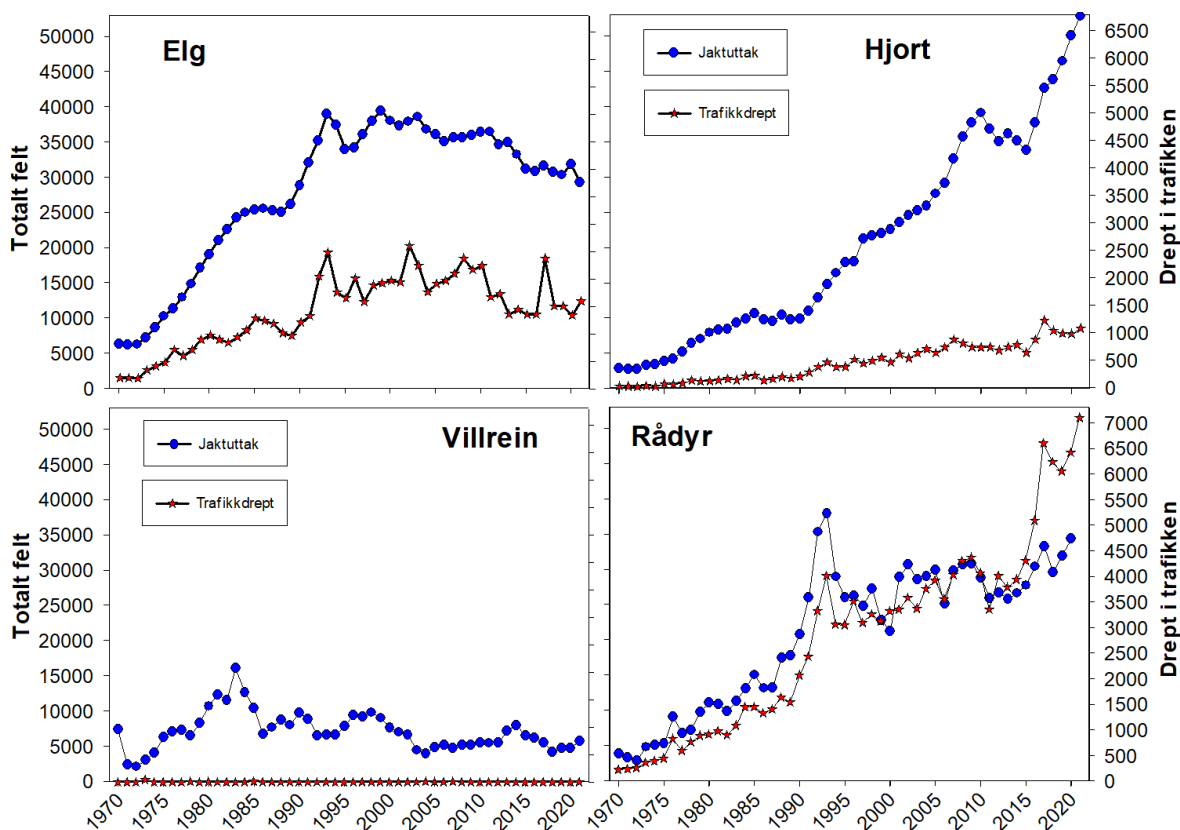
Mange hjortedyr i Norge dør i trafikkuulykker, og kollisjon med bil er sannsynligvis den viktigste enkeltårsaken til at hjortevilt ender opp som fallvilt (Foto: Thor H. Ringsby).

## 3 Utviklingen i bestandsovervåkingsområdene

### 3.1 Antall hjortevilt felt og drept i trafikken i perioden 1970-2021

Aldri før er det registrert skutt så mange individer av elg, hjort og villrein som de siste tre årene (**Figur 3.1.1**). I siste overvåkingsperiode (2017-2021) har samlet avskyting variert mellom 78 642 (2018) og 87 734 (2021). Dette er høyere enn i de foregående fem årene da samlet avskyting varierte rundt 75 000. Økningen skyldes den kraftige økningen i antall felte hjort, mens antallet felte elg har sunket i siste femårsperioden. I 2021 ble det felt 29 276 elg, 52 806 hjort og 5652 villrein. Antallet felte hjort på landsbasis har økt med hele 24 % siste fem år.

Hovedinntrykket fra jaktstatistikken er at den norske elgbestanden er svakt redusert i siste overvåkingsperiode (2017-2021), mens hjortebestanden har økt. Den samme trenden reflekteres i antallet elg som påkjøres av bil og tog (**Figur 3.1.1**), men bildet forstyrres litt av den høye trafikkdødeligheten i den snørike vinteren i 2017/2018. For hjortens del finner vi ingen økning i antallet trafikkdrepte og det er derfor usikkert hvor godt antallet felte hjort reflekterer bestandsutviklingen. Årlig antall felte villrein har variert rundt 5000 dyr de siste fem årene, hvilket er omkring 1500 dyr færre enn i forrige femårsperiode (**Figur 3.1.1**).



**Figur 3.1.1.** Antall hjortevilt felt (venstre y-akse for alle figurene) og drept av bil og tog (høyre y-akse) i Norge i perioden 1970–2021 fordelt på art. Data fra SSB ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)) og kommunale viltneemnder (antall rådyr felt i perioden 1984–2000). Årstallet antyder første året i jaktåret (eks. 2005 er for jaktåret 2005–2006).

Nedgangen i antallet felte elg de siste fem årene skyldes hovedsakelig redusert bestandsstørrelse på Østlandet og i Trøndelag (**kap 13.2**). Særlig stor er nedgangen i de østlige delene av Østlandet der bestandene inntil nylig var relativt høye. Også i Midt-Norge har bestandstettheten lenge vært høy, men de siste fem årene er det en tydelig nedgang. Motsatt ser vi en svak økning i avskytingen i Nord-Norge og på Sørlandet (Agder og Telemark), men fra ulike utgangspunkt. I

Nord-Norge har det vært bestandsøkning de siste 30 årene, mens økningen på Sørlandet kommer etter nærmere 25 år med bestandsnedgang (**kap. 13.2**). I alle landsdelene har det vært en negativ utvikling i kalverekruteringen de siste fem årene, med en spesielt markant nedgang i 2018 i Trøndelag og Sør-Norge (**kap. 13.2**).

For hjorten har det vært en generell økning i avskytingstallene i alle fylker med registrerte fellinger siste fem år (**kap. 13.6**). Nær halvparten av alle hjort blir felt i Vestland fylke (25 657 felte hjort i 2021), og det er også i dette fylket at økningen i antallet fellinger har vært størst. Parallelt med økningen i antallet felte hjort, har det skjedd en gradvis økning i andelen kalv og en nedgang i andelen eldre hanndyr i jaktuttaket. I 2021 representerte kalvene 30 % av totaluttaket mot 25 % i 2015. En større andel kalv i uttaket betyr at flere individer kan høstes fra en gitt bestandsstørrelse fordi gjennomsnittsalderen i bestanden øker (Solberg et al. 2021). Bestanden har derfor neppe økt like mye som jaktuttaket.

Det har vært en nedgang i antallet felte villrein siden toppen i 2014 (7 944 villrein). Den negative trenden har avtatt i løpet av siste kontraktperiode og er nå i ferd med å snu (**Figur 3.1.1**). Dette skyldes delvis økt avskyting for å bekjempe skrantesjuken i Nordfjella og på Hardangervidda. For å redusere bestanden ble jaktuttaket økt i Nordfjella i 2017, og i påfølgende vinter ble hele bestanden utryddet ved statlig felling. Sistnevnte omfattet et uttak på omkring 1700 dyr og inngår ikke i statistikken i **Figur 3.1.1**. På Hardangervidda ble det felt snaue 2000 rein i 2021, en økning på nesten 500 rein i forhold til året før. Økte jaktkvoter ble iverksatt etter at det i 2020 ble oppdaget skrantesjuka hos en felt bukk i dette området. Vi forventer fortsatt høyt uttak av rein, og da spesielt voksen bukk, på Hardangervidda i årene som kommer. For de andre villreinområdene er det stor mellomårsvariasjon og skiftende trender i jaktuttaket over tid. Flere områder (Forollhogna, Knutshø, Rondane sør) har i de seinere åra redusert totalkvotene og endret kvotesammensetningen for å motvirke negative trender i tetthet, kondisjon eller bestandssammensetning.

Antallet felte rådyr har vært økende de siste fem årene, med unntak av i 2018. Vinteren 2017/2018 var snørik og tøffere enn normalt for rådyra på Øst- og Sørlandet (**kap. 13.1**), og kan ha forårsaket det noe lavere jaktutbyttet i 2018. I samsvar med dette ble det også registrert langt flere rådyr påkjørt og drept i jaktåret 2017/2018 og 2018/2019 (**Figur 3.1.1**). Samtidig ser vi at det nå rapporteres vesentlig flere trafikkdrepte rådyr enn i tidligere år med samme fellingsresultat. Dette gjelder særlig etter 2016 da skrantesyke (CWD) ble oppdaget i Norge, og viltmyndighetene delvis ble pålagt å teste fallvilt for denne sykdommen. Det er derfor mulig at økningen i antall trafikkdrepte rådyr de siste fem årene også delvis skyldes en større bevissthet med hensyn til å registrere fallvilt i Hjorteviltregisteret og hos SSB.



*Svært mye av hjorteviltovervåkingen i Norge baserer seg på data innsamlet av jegere. Foto: Vebjørn Veiberg, NINA.*

## 3.2 Utviklingen i overvåkingsområdene – elg

### 3.2.1 Datatilgang i perioden 1991-2021

Siden 1991 er det samlet inn data på kjønn, alder, slaktevekt og fellingsdato fra i alt 83 522 elg felt under jakt (dvs. innenfor jaktseasonen) i dagens 33 overvåkingskommuner for elg. Dette er noen færre individer med data enn hva som foreligger fra samme kommuner i Hjorteviltregisteret, noe som skyldes dobbeltregistreringer av enkelte individ i Hjorteviltregisteret (duplikater). Årsaken kan være at jaktlagene, kommunen eller NINA har lagt inn data fra samme individ flere ganger, eller feil kan ha oppstått under oppgradering av Hjorteviltregisteret.

For å rense datamaterialet fjernet vi først individer uten registrert kommune, kjønn, alder eller slaktevekt, og individer med registrert fellingsdato utenfor ordinær jakttid. Deretter gjennomførte vi en duplikatanalyse der vi merket alle individer som hadde samme kjønn, alder og slaktevekt som andre individer registrert felt på samme dato i samme kommune. Dette er mulige duplikater. Vi sjekket så hvorvidt de aktuelle individene også matchet med hensyn til kjevelengde, gevirsstørrelse (antall gevirtakker), antall innsamlede eggstokker, reproduksjonsdata fra eggstokker, antallet kalver sett i følge med kua, merkelappnummer (eller innsenders nummer), og jaktfeltID. Dersom to eller flere individer matchet på alle disse parameterne, ble kun ett av dem beholdt i analysene. Det samme ble gjort dersom individene matchet med hensyn til kommune, dato, kjønn, alder og slaktevekt, men der en eller flere av de resterende parameterne ikke matchet fordi data manglet fra ett eller begge individene.

I denne prosessen kan det være at vi feilaktig har fjernet enkelte individer som grunnet tilfeldigheter ble felt på samme dato i samme jaktfelt, og som hadde samme kjønn, alder og slaktevekt. Dette gjelder særlig for kalv, ettersom kalvene utgjør den største aldersgruppen i jaktuttaket og fordi det ikke registreres gevirsstørrelse og reproduksjonsdata fra kalver. Det kan også være at vi feilaktig fjernet noen flere duplikater fra de første årene i overvåkingsperioden – fra perioden før standardisert jaktfeltID og valdID ble innført.

Det gjenværende materialet innbefattet data fra omkring 2700 individer pr. år, varierende mellom 3200 i 2018 til drøye 2000 i 2006. Data fra flest individer har vi fra overvåkingsregionen i Trøndelag (ca. 20 000) og færrest fra overvåkingsregionen i Hedmark (drøye 5000) og Agder (snaue 5000). I Hedmark og Nordland er det samlet inn data fra eldre okser i alle år, mens systematisk innsamling av data fra eldre okser kun har foregått i kortere perioder i andre overvåkingsregioner. Et unntak er Gausdal kommune i Oppland der data fra skutte, eldre okser er samlet inn hvert år. Også eggstokker har kun vært innsamlet i perioder. Fordelingen av data fra siste kontraktsperiode er vist i **Tabell 3.2.1**.

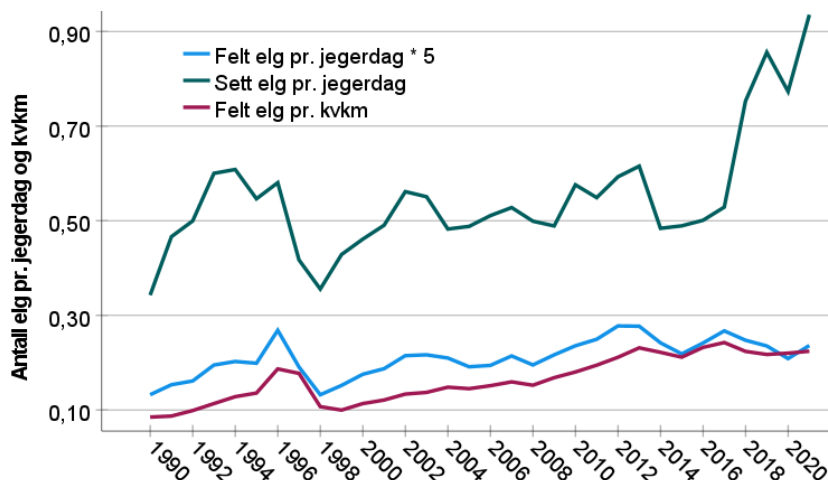
Foruten resultater basert på individdata, viser vi under utviklingen i bestandstetthet, bestandsstruktur og kalverekruttering i overvåkingsregionene basert på sett elg-data. Fra alle regionene er det tilgjengelig sett elg-data fra hvert år i overvåkingsperioden (1991-2021), og fra de fleste regionene er det også registrert antallet elg felt i jaktfelt med sett elg-data i denne perioden. I perioden 1991-2021 ble det registrert mer enn 1,3 millioner elgobservasjoner og 156 000 felte elg i de syv overvåkingsregionene, hvorav flest observasjoner i Troms (338 000) og Trøndelag (280 000) og færrest i Hedmark (126 000) og i Vestfold og Telemark (106 000). I **Tabell 3.2.1** viser vi antall elgobservasjoner registrert av jegerne (sett elg-data) pr. år og region i siste femårsperioden.

**Tabell 3.2.1.** Regionvis oversikt over antall elg med registrert fellingsdato, kjønn, alder og slaktevekt, fordelt på kategori og år i siste delperiode (2017-2021). Eggstokk viser antallet elgkyr med fullverdig diagnostisering av reproduksjonsstatus fra innsamlede eggstokker. I siste delperiode ble eggstokker kun innsamlet i Vestfold og Telemark. Sett elg-data refererer til totalt antall observasjoner av elg registrert i de aktuelle overvåkingskommunene i perioden.

| Region               | År   | Kalv        | Ungdyr      | Eldre hanndyr | Eldre hunddyr | Sum individ   | Eggstokk   | Sett elg-data  |
|----------------------|------|-------------|-------------|---------------|---------------|---------------|------------|----------------|
| Troms                | 2017 | 212         | 282         | 4             | 132           | 630           |            | 11 761         |
|                      | 2018 | 224         | 257         | 2             | 125           | 608           |            | 16 877         |
|                      | 2019 | 292         | 308         | 125           | 109           | 834           |            | 19 164         |
|                      | 2020 | 235         | 348         | 5             | 112           | 700           |            | 20 709         |
|                      | 2021 | 291         | 307         | 3             | 81            | 682           |            | 22 515         |
| Nordland             | 2017 | 177         | 174         | 148           | 90            | 589           |            | 6175           |
|                      | 2018 | 158         | 150         | 137           | 93            | 538           |            | 7043           |
|                      | 2019 | 197         | 185         | 138           | 99            | 619           |            | 7655           |
|                      | 2020 | 203         | 193         | 128           | 88            | 612           |            | 7470           |
|                      | 2021 | 191         | 175         | 151           | 89            | 606           |            | 6607           |
| Trøndelag            | 2017 | 323         | 202         | 10            | 170           | 705           |            | 9567           |
|                      | 2018 | 415         | 272         | 164           | 184           | 1035          |            | 11 457         |
|                      | 2019 | 316         | 184         | 6             | 130           | 636           |            | 11 124         |
|                      | 2020 | 330         | 200         | 1             | 104           | 635           |            | 11 772         |
|                      | 2021 | 292         | 154         | 2             | 103           | 551           |            | 9868           |
| Oppland              | 2017 | 167         | 219         | 53            | 47            | 486           |            | 5506           |
|                      | 2018 | 138         | 173         | 62            | 80            | 453           |            | 5492           |
|                      | 2019 | 189         | 197         | 49            | 66            | 501           |            | 5416           |
|                      | 2020 | 170         | 239         | 131           | 80            | 620           |            | 5895           |
|                      | 2021 | 157         | 193         | 98            | 105           | 553           |            | 5683           |
| Hedmark              | 2017 | 109         | 62          | 12            | 8             | 191           |            | 2932           |
|                      | 2018 | 131         | 88          | 7             | 6             | 232           |            | 2981           |
|                      | 2019 | 130         | 50          | 23            | 10            | 213           |            | 3340           |
|                      | 2020 | 122         | 64          | 16            | 11            | 213           |            | 3654           |
|                      | 2021 | 111         | 38          | 22            | 10            | 181           |            | 3240           |
| Vestfold og Telemark | 2017 | 100         | 45          | 60            | 37            | 242           | 19         | 2686           |
|                      | 2018 | 83          | 61          | 71            | 41            | 256           | 7          | 2987           |
|                      | 2019 | 96          | 50          | 85            | 41            | 272           | 22         | 3130           |
|                      | 2020 | 118         | 58          | 67            | 54            | 297           | 32         | 3038           |
|                      | 2021 | 98          | 50          | 48            | 50            | 246           | 34         | 2837           |
| Agder                | 2017 | 44          | 61          | 33            | 22            | 160           |            | 2203           |
|                      | 2018 | 57          | 60          | 11            | 34            | 162           |            | 2755           |
|                      | 2019 | 40          | 60          | 4             | 17            | 121           |            | 3025           |
|                      | 2020 | 43          | 49          | 45            | 37            | 174           |            | 3177           |
|                      | 2021 | 44          | 81          | 60            | 41            | 226           |            | 2940           |
| <b>SUM</b>           |      | <b>6003</b> | <b>5289</b> | <b>1981</b>   | <b>2506</b>   | <b>15 779</b> | <b>114</b> | <b>252 681</b> |

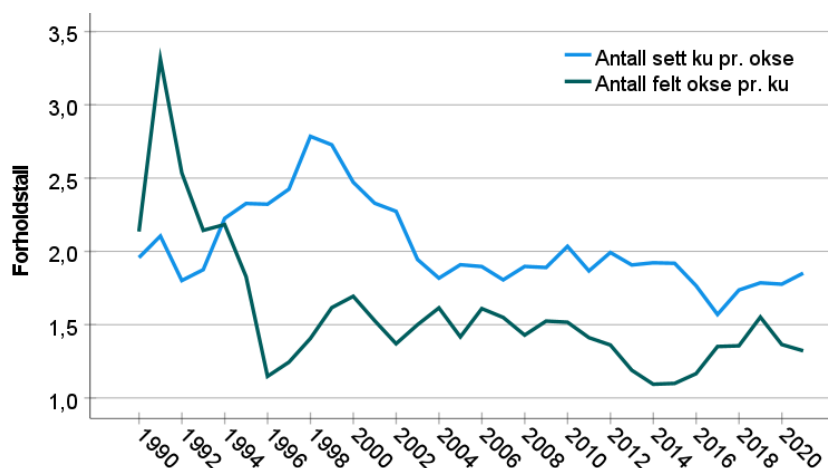
### 3.2.2 Troms

Elgbestanden i overvåkingsområdet i Troms økte i perioden 1998 til 2013, og har siden vist en svakt negativ trend (**Figur 3.2.1**). Nedgangen samsvarer med rekordhøy avskyting i 2013 og 2017 og er stort sett resultatet av forvaltningens ønsker. Basert på antallet elg felt pr. jegerdag, er dagens bestandstetthet på nivå med tettheten på midten av 1990-tallet, men avskytingen er høyere. Vi forventer derfor ytterligere bestandsnedgang dersom avskytingen opprettholdes. Antallet elg sett pr. jegerdag økte kraftig i årene etter 2018 da sett elg-instruksen ble endret (**Figur 3.2.1**). Dette var forventet ettersom mye av elgjakta i Troms gjennomføres i bjørkeskog og åpen furuskog.



**Figur 3.2.1.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og antall elg sett og felt pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1990-2021. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

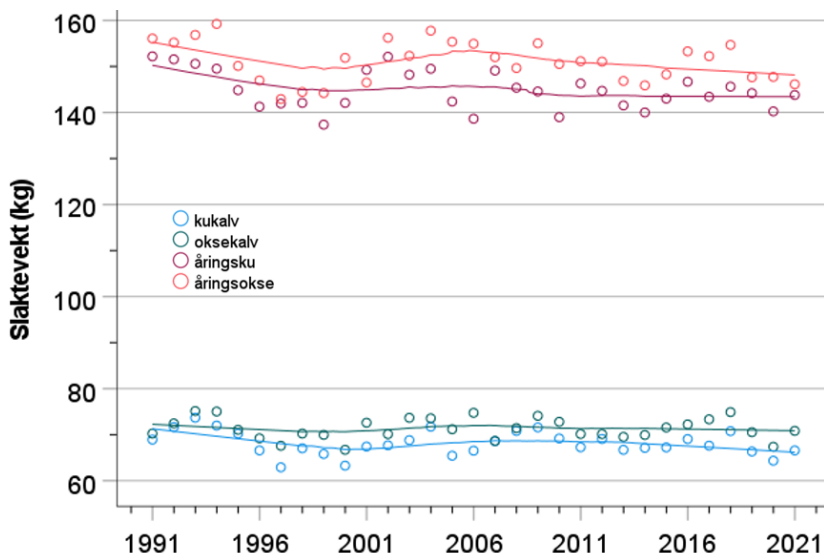
Bestandens kjønns sammensetning er som i andre deler av landet, dominert av hunndyr. I siste femårsperioden har det blitt sett mellom 1,6 og 1,8 ku pr. okse under jakta (**Figur 3.2.2**). Dette er noe under gjennomsnittet for landet som helhet (**Figur 3.2.51**) og langt lavere enn tilstanden i bestanden på slutten av 1990-tallet (**Figur 3.2.2**).



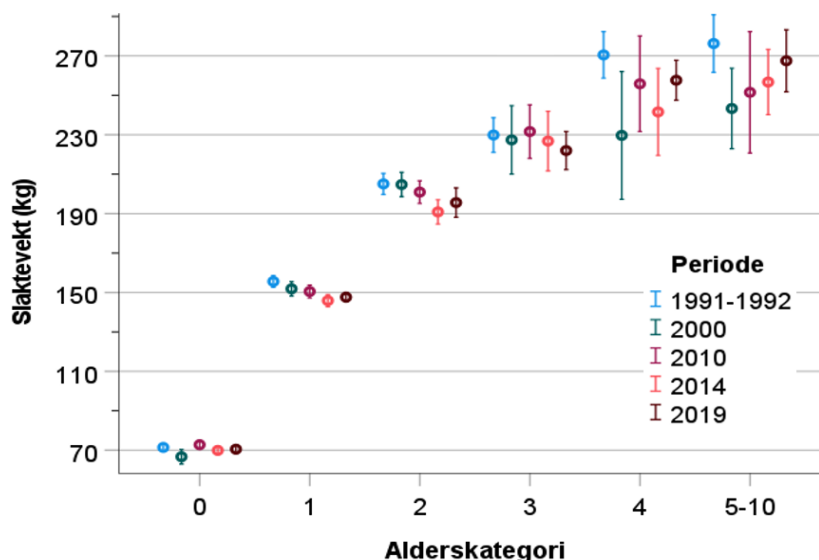
**Figur 3.2.2.** Antall sett ku pr. okse og antall felt okse pr. ku i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

Slaktevektene for kalv og åringsdyr er generelt sett høye i overvåkingsområdet i Troms og viser ingen utpreget negativ trend. I gjennomsnitt veide en oksekalv og åringsokse henholdsvis 71 og 151 kg i perioden 1991-2021, mens hunndyrene var noe mindre (**Figur 3.2.3**). Lavest var vektene i etterkant av bestandstoppene på 1990-tallet og 2010-tallet, og siste års utvikling går i samme retning (**Figur 3.2.3**). I gjennomsnitt veide en okse- og kukalv henholdsvis 71 og 67 kilo i siste femårsperiode.

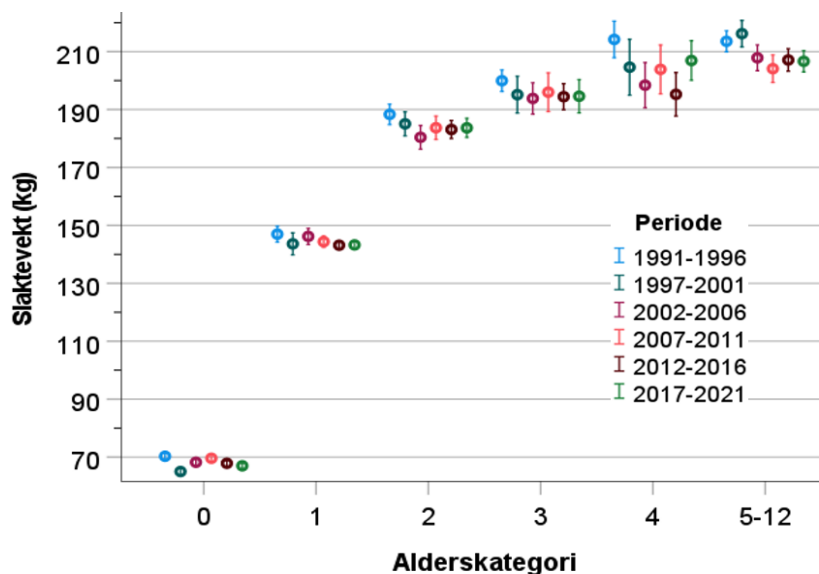




**Figur 3.2.3.** Utviklingen i gjennomsnittlig observert slaktevekt for kalv og åringsdyr i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1991-2021. Vektene er datojustert til 5. oktober. Trendlinjen er basert på ikke-parametriske (Lowess) regresjon.



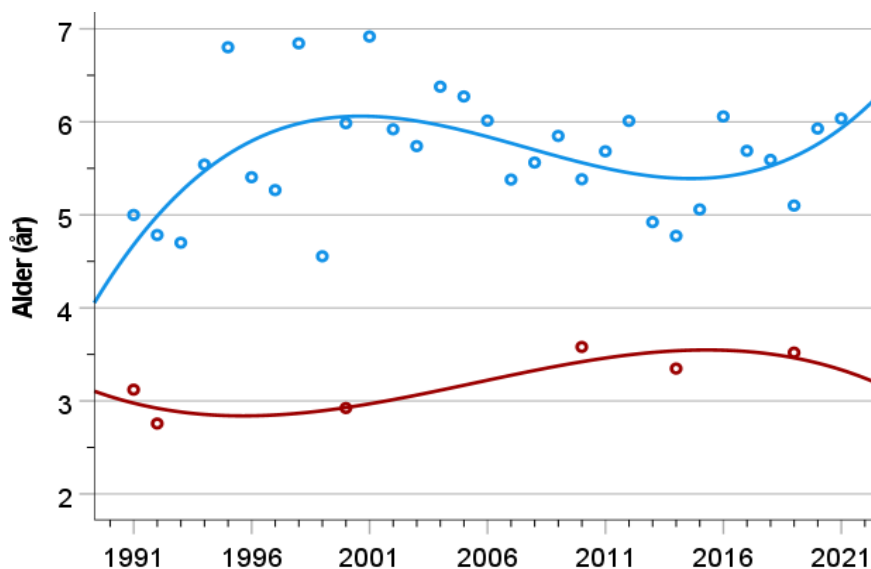
**Figur 3.2.4.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for hanndyr i overvåkingsområdet i Troms, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober. Aldersdata og slaktevekter for eldre okser er kun innsamlet i enkelte år i overvåkingsperioden.



**Figur 3.2.5.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for hunddyr i overvåkingsområdet i Troms, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.

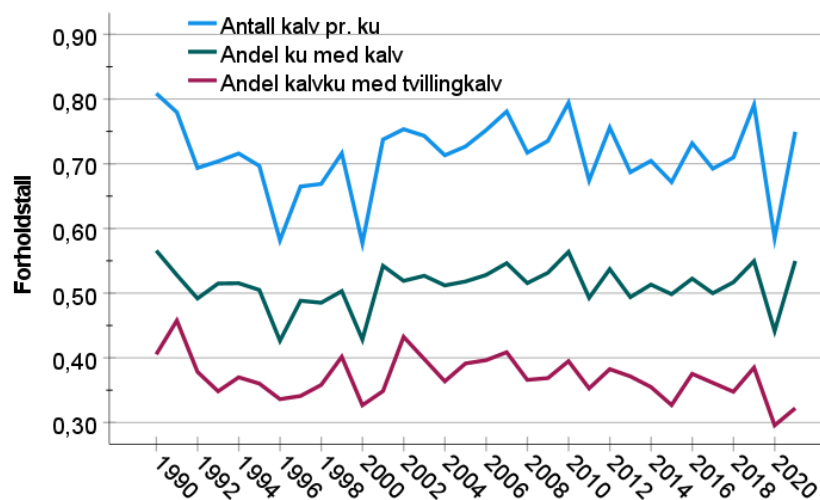
Slaktevekter for eldre dyr er preget av samme tilstand og utvikling (**Figur 3.2.4**). Elgbestanden i Troms er særmerket av svært store og velkondisjonerte individer, og slaktevektene viser kun en svak negativ trend gjennom overvåkingsperioden. I siste femårsperiode var det i beste fall en svak økning i både ku- og oksevektene (**Figur 3.2.4**, **Figur 3.2.5**).

I Troms har det vært en svak økning i gjennomsnittsalder hos skutte okser, mens kyrnes alder har vært mer varierende (**Figur 3.2.6**). De skutte kyrne økte i gjennomsnittsalder fra starten av 1990-tallet til tusenårsskiftet, men siden har trenden for det meste vært negativ. De siste 5 årene er det tendens til en ny økning i kvalder. Som forventet fra bestandens skjeve kjønnsrate, er skutte kyr i gjennomsnitt langt eldre (5,6 år) enn skutte okser (3,2 år).



**Figur 3.2.6.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser (røde symboler og linje) og kyr (blå symboler og linje) felt under jakta i Troms i perioden 1991-2021. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Trendlinjen er basert på polynomisk regresjon (kubisk).

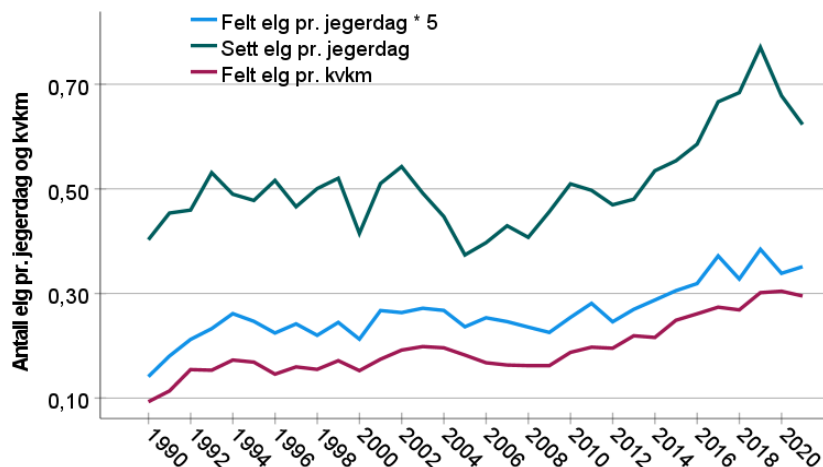
I likhet med vektene er kalverekruteringen i Troms høy, men med stor variasjon mellom år (**Figur 3.2.7**). De siste 10 årene har det vært en synkende trend, med en særlig markant nedgang i 2020. Dette året var særmerket av en lang og snørik vinter (**kap. 13.1**) og det samme var tilfelle i 1996 og 2000 da rekrutteringsratene var tilsvarende lave (**Figur 3.2.7**). I Troms ble det tidligere felt mye kalv (ca. 40 % kalv skutt pr. ku i 1991-1995), men trenden er synkende. I siste femårsperiode ble det kun felt drøye 30 % i løpet av jakta. Det observerte kalv pr. ku-forholdet er et gjennomsnitt fra hele jaktperioden og vil jevnt over være lavere når andelen felte kalv er høyt. Det er derfor grunn til å tro at kalverekruteringen er redusert noe mer enn hva vi ser i **Figur 3.2.7**.



**Figur 3.2.7.** Variasjon i sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i overvåkingsområdet i Troms i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observasjoner på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

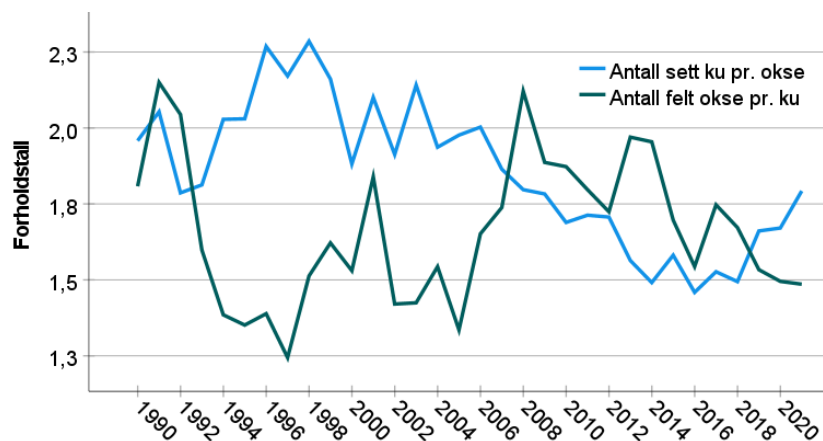
### 3.2.3 Nordland

I overvåkingsområdet i Nordland har bestandstettheten stort sett økt siden 2005, med en mulig utflating i siste femårsperiode (**Figur 3.2.8**). I samme periode har det vært en økning i avskytingen. Antallet elg sett og felt pr. jegerdag var på et historisk høyt nivå i 2019, mens antallet felte elg kulminerte i 2020. Antallet elg sett pr. jegerdag har økt lite siden endringene i sett elg-instruksen i 2018 (**Figur 3.2.8**) og vi er tvilende til om alle jaktlagene i regionen har endret til ny instruks.



**Figur 3.2.8.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og antall elg sett og felt pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1990-2021. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

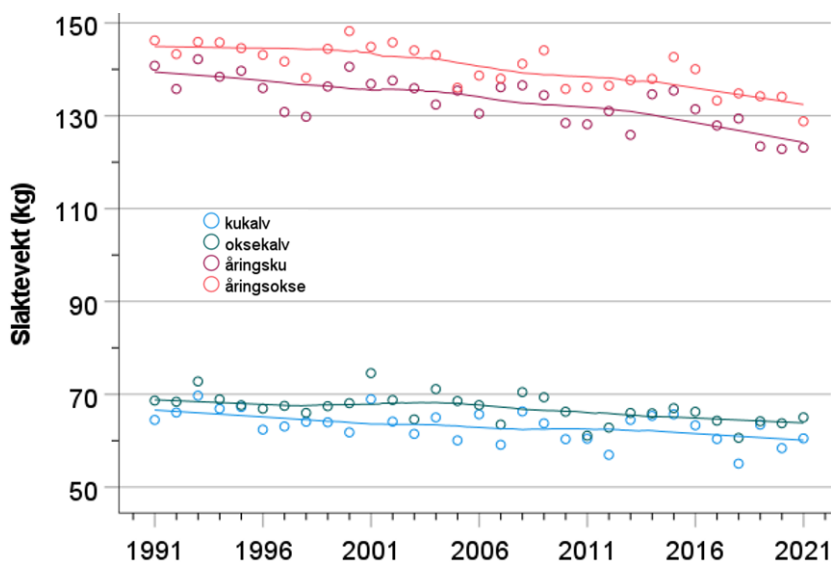
Kjønnfordelingen i bestanden er relativt moderat (**Figur 3.2.9**). De siste 15 årene er det sett færre enn 2 kyr pr. okse i løpet av jaktseasonen og i snitt under 1,7 ku pr. okse i siste femårsperiode. Dette er under verdiene for landet som helhet (**Figur 3.2.51**).



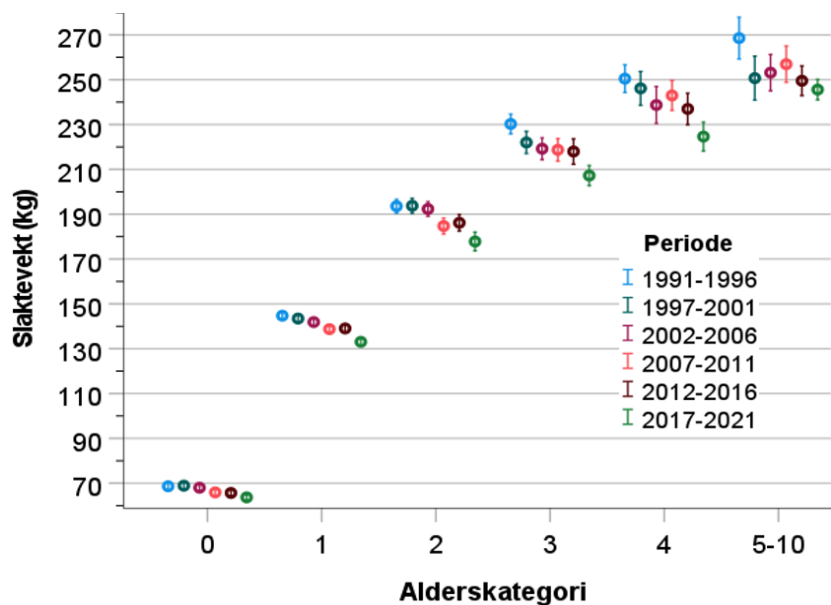
**Figur 3.2.9.** Antall sett ku pr. okse og antall felt okse pr. ku i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

Elgens slaktevekter i Nordland viser en negativ trend i overvåkingsperioden og var for kalv og ungdyr på sitt laveste i siste femårsperiode (**Figur 3.2.10**). I gjennomsnitt veide da en okse- og kupalv henholdsvis 64 og 60 kilo som slakt. Til sammenligning var gjennomsnittet fra hele overvåkingsperioden 67 kilo for oksekalv og 63 kg for kupalv (**Figur 3.2.10**). Kalvevektene var spesielt lave i 2018 (**Figur 3.2.10**), i etterkant av den tørre og varme sommeren dette året.

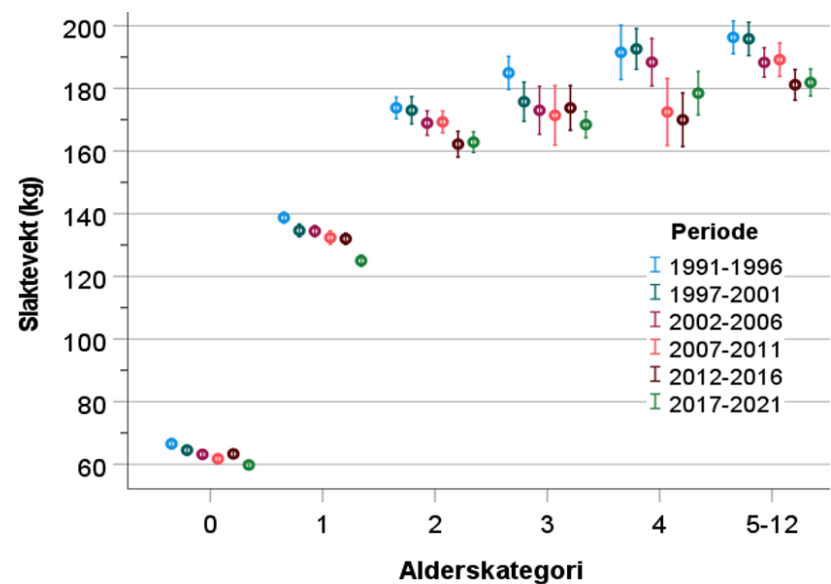
Også for eldre okser registrerte vi rekordlave vekter i siste femårsperiode (**Figur 3.2.11**), mens elgkyrne klarer seg noe bedre (**Figur 3.2.12**). Samlet sett har okser og kyr i overvåkingsområdet blitt snaue 10 % lettere i løpet av de siste 30 årene. Til tross for nedgangen, er slaktevektene i Nordland fortsatt høye i forhold til vektene lenger sør.



**Figur 3.2.10.** Utviklingen i gjennomsnittlig observert slaktevekt for kalv og åringsdyr i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1991-2021. Vektene er datojustert til 5. oktober. Trendlinjen er basert på ikke-parametrisk (Lowess) regresjon.

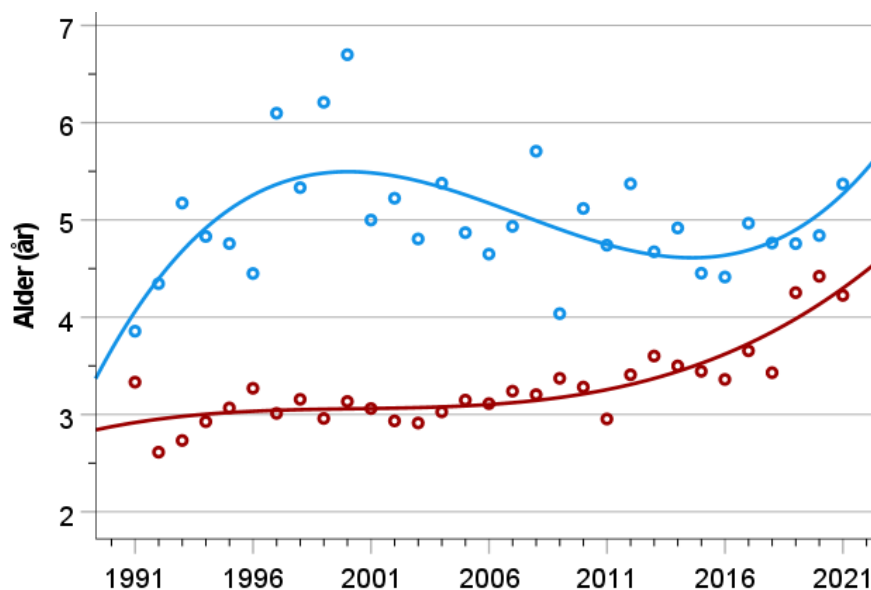


**Figur 3.2.11.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for hanndyr i overvåkingsområdet i Nordland, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.



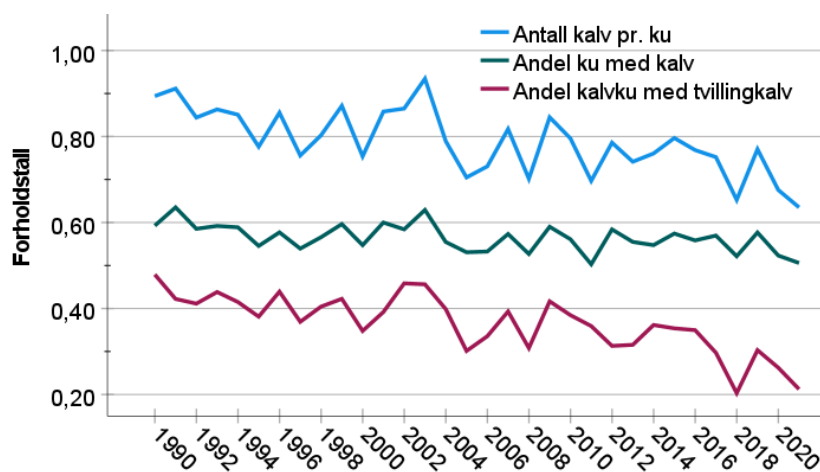
**Figur 3.2.12.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for hunndyr i overvåkingsområdet i Nordland, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.

I Nordland har det vært en økning i gjennomsnittsalder hos skutte okser til tross for synkende kjønnsrate (**Figur 3.2.13**). Blant kyrne var det en økning i gjennomsnittsalder fram til tusenårsskiftet, men siden har trenden vært negativ. De siste fem årene har kyrne vært svakt yngre enn det langsiktige gjennomsnittet (5,0 år), mens oksene har vært eldre enn snittet (3,3 år).



**Figur 3.2.13.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser (røde symboler og linje) og kyr (blå symboler og linje) felt under jakta i Nordland i perioden 1991-2021. Trendlinjen er basert på polynomisk regresjon (kubisk).

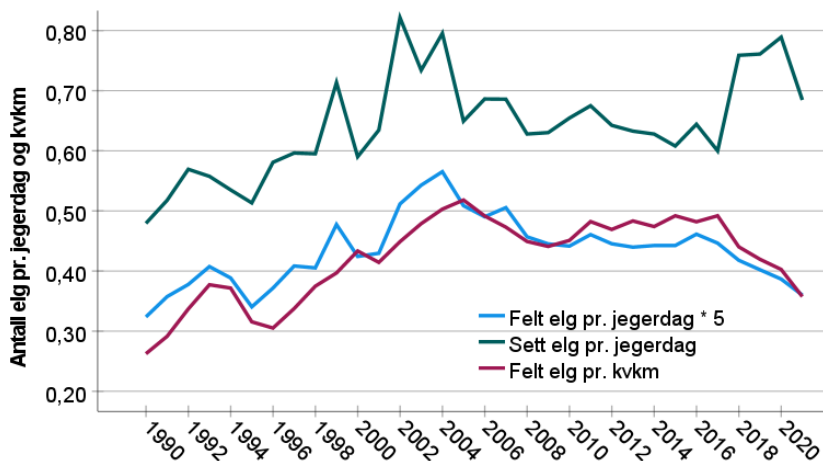
I likhet med vektene viser antallet sett kalv pr. ku en negativ utvikling. Dette skyldes hovedsakelig en nedgang i tvillingraten (**Figur 3.2.14**). I starten av overvåkingsperioden ble det jevnlig sett over 40 % kalvku med tvillingkalv, mens verdiene de siste fem årene har variert mellom 20 og 30 %. I samme periode har avskytingen av kalv økt (fra 10 % til snau 30 %), men uten at dette kan forklare hele nedgangen i den observerte kalverekruteringen. Dagens bestandstetthet er høy i forhold til tidligere og av den grunn forventer vi ingen snarlig økning i slaktevekter og rekrutteringsrater i overvåkingsområdet i Nordland. I takt med et stadig varmere klima er det mer sannsynlig at det motsatte vil skje. Den varme og tørre sommeren i 2018 ga seg utslag i svært lave rekrutteringsrater i Nordland og en tilsvarende bunn ble nådd i 2021 (**Figur 3.2.14**).



**Figur 3.2.14.** Variasjon i sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i overvåkingsområdet i Nordland i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observasjoner på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

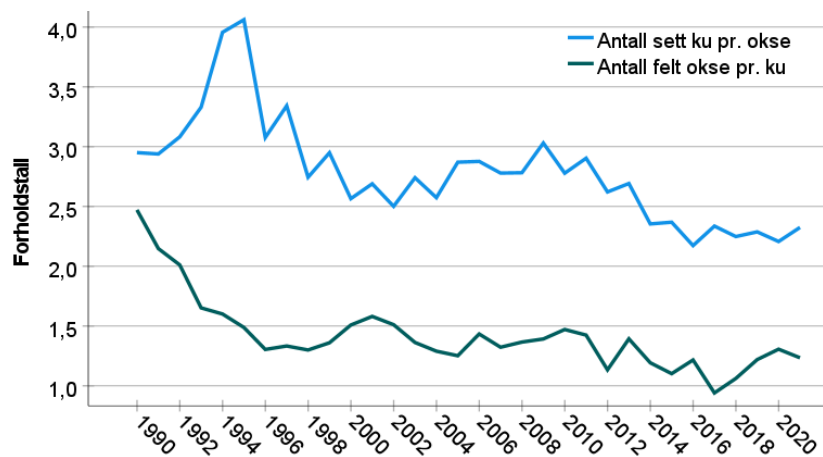
### 3.2.4 Trøndelag

Elgbestanden i Trøndelag er vesentlig redusert de siste fem årene (**Figur 3.2.15**), men er fortsatt høy i forhold til bestandstettheten vi finner i landet som helhet. De siste fem årene ble det i gjennomsnitt felt mer enn 0,4 elg pr. km<sup>2</sup> i Trøndelag, mens snittet i norske kommuner var under 0,3 elg felt pr. km<sup>2</sup>. Antallet sett elg pr. jegerdag økte mye i perioden 2017-2020 (**Figur 3.2.15**), i samsvar med forventningene etter instruksendring i 2018.



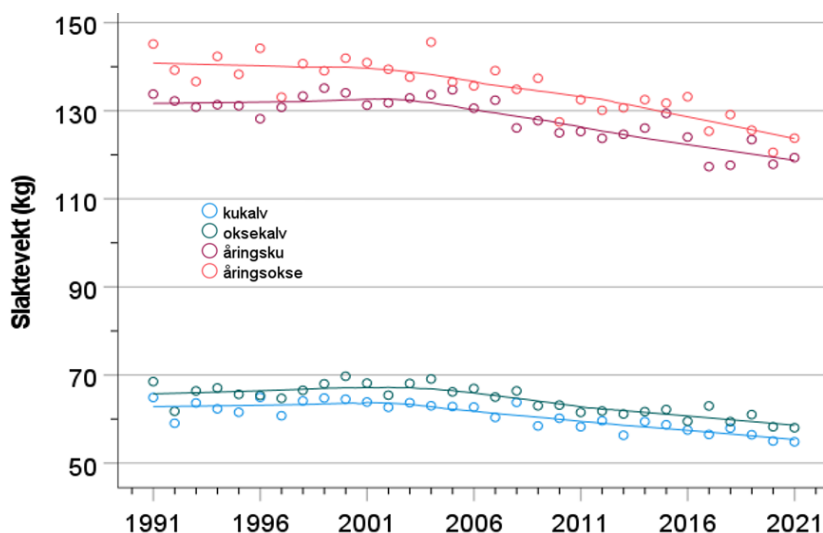
**Figur 3.2.15.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og antall elg sett og felt pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Trøndelag i perioden 1990-2021. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur. Indeksen er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

Elgbestandene i Trøndelag har lenge vært preget av svært skjeve kjønnsrater. På midten av 1990-tallet ble det registrert mer enn 3 ku sett pr. okse under jakta i overvåkingsområdet og i de samme årene ble det observert svært lave kalv pr. ku-rater (**Figur 3.2.16**). Det er derfor mulig at de lave rekrutteringsratene delvis var et resultat av redusert bedekningskapasitet. Siden den gang har okseandelen i overvåkingsbestanden økt og varierte i siste femårsperiode rundt et snitt på 2,3 sett ku pr. okse. Til sammenligning ble det i en gjennomsnittlig norsk elgkommune sett omkring 1,9 ku pr. okse i samme periode (**Figur 3.2.51**).

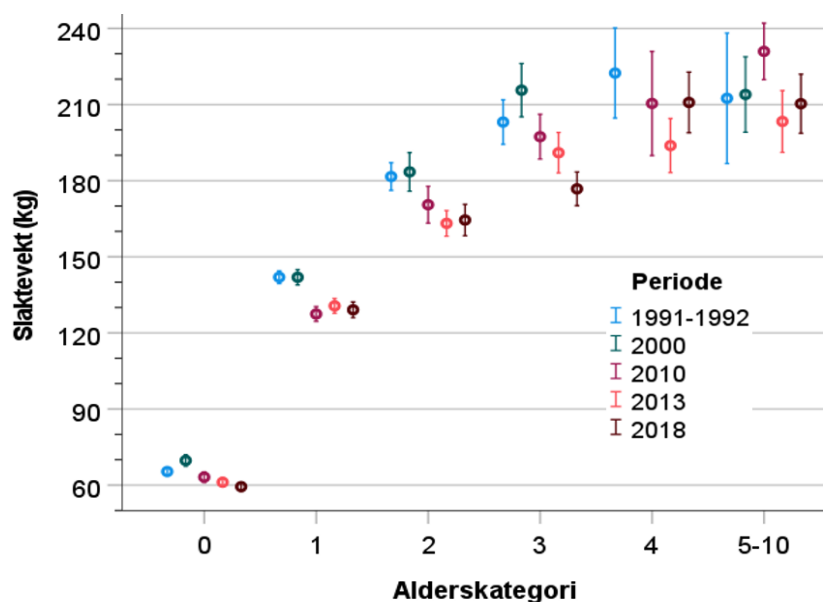


**Figur 3.2.16.** Antall sett ku pr. okse og antall felt okse pr. ku i overvåkingsområdet i Trøndelag i perioden 1990-2021. Indeksen er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

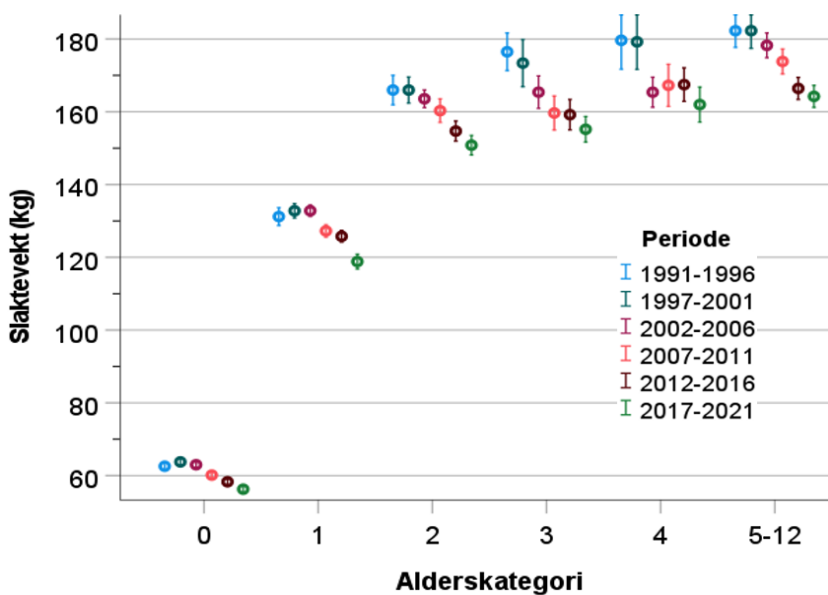
Slaktevekter for kalv og ungdyr i Trøndelag fortsetter å synke og var på rekordlave nivå i siste femårsperiode (**Figur 3.2.17**). Det meste av nedgangen har skjedd etter 2005 (**Figur 3.2.17**), og sammenfaller med den høye bestandstettheten i samme periode. I siste femårsperiode var gjennomsnittsvektene for kalv og ungdyr omkring 10 % lavere enn på 1990-tallet. I gjennomsnitt veide en oksekalv og åringsokse henholdsvis 64 og 135 kg i perioden 1991-2021, mens hunndyrene var noe mindre (**Figur 3.2.17**). I siste femårsperiode veide en gjennomsnittlig oksekalv 60 kg som slakt og en kukalv 56 kg.



**Figur 3.2.17.** Utviklingen i gjennomsnittlig observert slaktevekt for kalv og åringsdyr i overvåkingsområdet i Trøndelag i perioden 1991-2021. Vektene er datojustert til 5. oktober. Trendlinjen er basert på ikke-parametrisk (Lowess) regresjon.



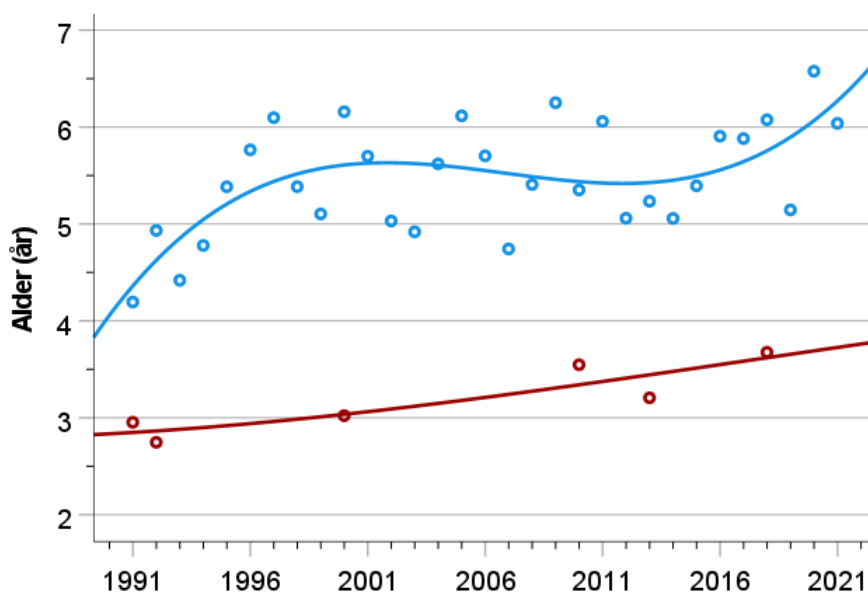
**Figur 3.2.18.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for hanndyr i overvåkingsområdet i Trøndelag, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober. Aldersdata og slaktevekter for eldre okser er kun innsamlet i enkelte år i overvåkingsperioden.



**Figur 3.2.19.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for hunndyr i overvåkingsområdet i Trøndelag, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.

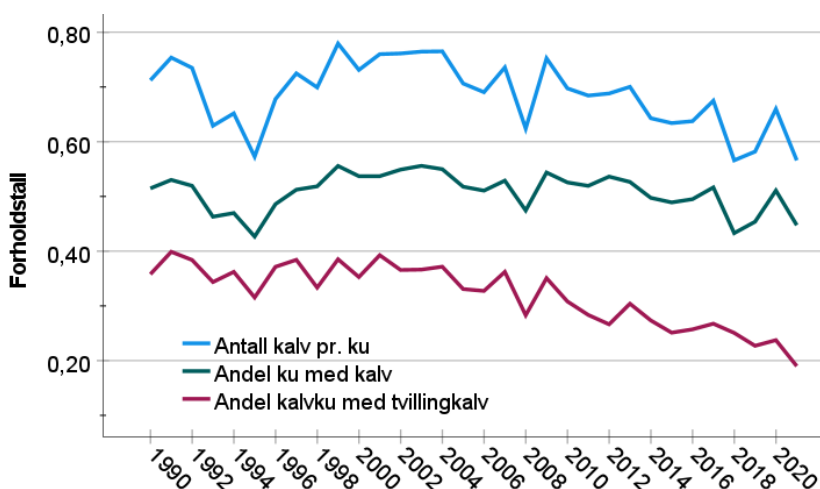
Også blant eldre dyr har det vært betydelig vektneidgang, og særlig de siste 15 årene (**Figur 3.2.18, Figur 3.2.19**). Siden 2000 har de aldersspesifikke ku- og oksevektene sunket med omkring 10 %, og for hunddyra var vektene lavest i siste femårsperiode (**Figur 3.2.19**).

I løpet av overvåkingsperioden har det vært en økning i gjennomsnittsalder for skutte okser og kyr (**Figur 3.2.20**). Økningen har vært størst blant elgkyr, og særlig på 1990-tallet. De siste 5 årene har kyrne stort sett vært eldre enn gjennomsnittet for hele perioden (5,5 år), og det samme gjelder for oksene (i gjennomsnitt 3,2 år).



**Figur 3.2.20.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser (røde symboler og linje) og kyr (blå symboler og linje) felt under jakta i Trøndelag i perioden 1991-2021. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Trendlinjen er basert på polynomisk regresjon (kubisk).

Rekrutteringsratene i Trøndelag har siden 2004 vist en negativ trend (**Figur 3.2.21**). Nedgangen i kalveproduksjon skyldes for det meste redusert tvillingproduksjon, men de siste årene har det også vært en nedgang i andelen ku med kalv. De lave kalv pr. ku-ratene på midten av 1990-tallet var muligens påvirket av lav okseandel og bedekningskapasitet. I overvåkingsområdet i Trøndelag har det i hele perioden vært et høyt uttak av kalv (rundt 45 %), med en svak nedgang de siste 5 årene (ca. 5 %). Det kan bety at nedgangen i kalverekruttering er noe større enn hva vi ser i **Figur 3.2.21**.



**Figur 3.2.21.** Variasjon i sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i overvåkingsområdet i Trøndelag i perioden 1990-2021. Indeksen er basert på summen av observasjoner på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

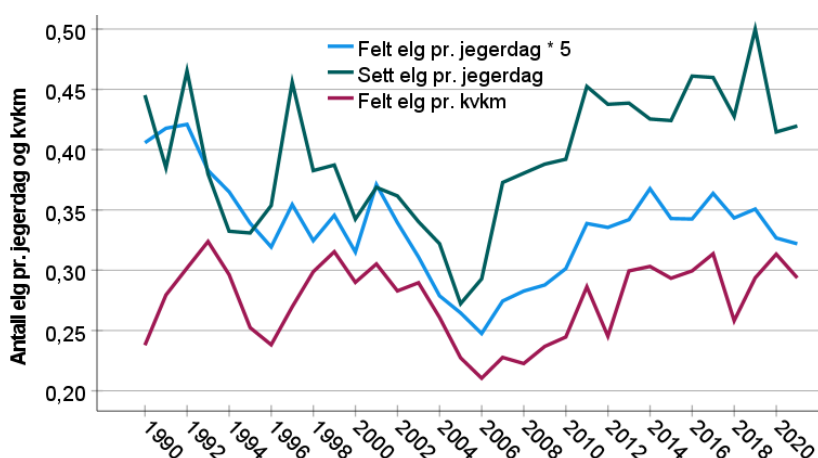
Overvåkingsområdet i Trøndelag opplever nå en rask, negativ utvikling i slaktevekter og kalverekruttering og vi forventer at denne utviklingen vil fortsette. Bestandstettheten i regionen er



fortsatt høy, og klimaendringer gjør seg stadig mer gjeldene. I likhet med resten av Sør-Norge (og særlig Nordland) var 2018-sommeren i Trøndelag svært varm og tørr (**Figur 2.2.1**), med påfølgende reduserte slaktevekter og rekrutteringsrater. Slike værforhold er forventet å opptre hyppigere i årene som kommer og kan føre til synkende bæreevnen for elg i regionen.

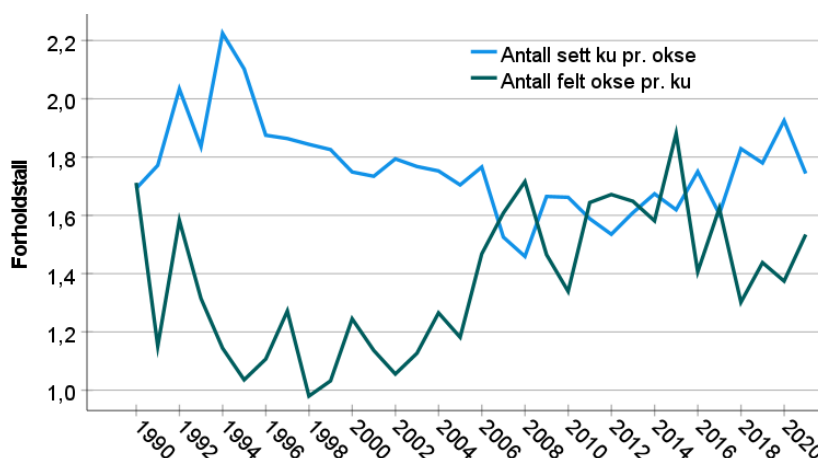
### 3.2.5 Oppland

I overvåkingsområdet i Oppland har bestandstettheten stort sett økt siden 2005, med en mulig svak reduksjon de siste to årene (**Figur 3.2.22**). Bestandsstørrelsen har likevel variert lite sammenlignet med de andre overvåkingsområdene, og bestandstettheten er fortsatt relativt moderat. Samtidig er overvåkingsområdet i Oppland preget av mye høytliggende areal, med lang vinter og kort vekstsesong. Antallet elg sett pr. jegerdag har økt lite etter at sett elg-instruksen ble endret i 2018 (**Figur 3.2.22**) og vi er derfor usikre på om alle jaktlagene registrerer sett elg-data etter ny instruks.



**Figur 3.2.22.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og antall elg sett og felt pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1990-2021. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

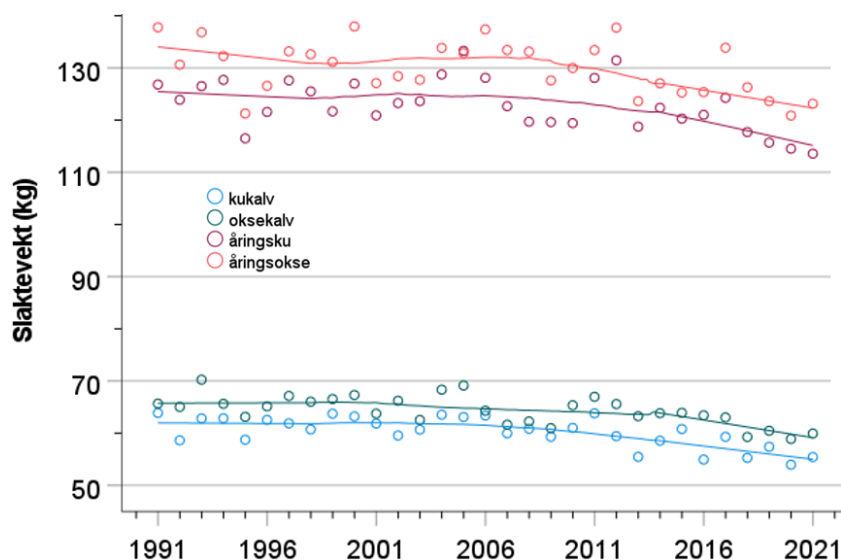
Også kjønnssammensetningen i bestanden har variert lite i overvåkingsperioden. De siste fem årene er det sett omkring 1,8 ku pr. okse i løpet av jaktseasonen, noe som er svakt under kjønnsraten observert på 1990-tallet (**Figur 3.2.23**). De siste 15 årene har det også vært relativt høy avskyting av okser i forhold til kyr uten at dette har hatt en sterk effekt på kjønnsraten i bestanden. Det kan skyldes at bestanden samtidig har vært i vekst, noe som vil endre seg hvis bestanden nå reduseres.



**Figur 3.2.23.** Antall sett ku pr. okse og antall felt okse pr. ku i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

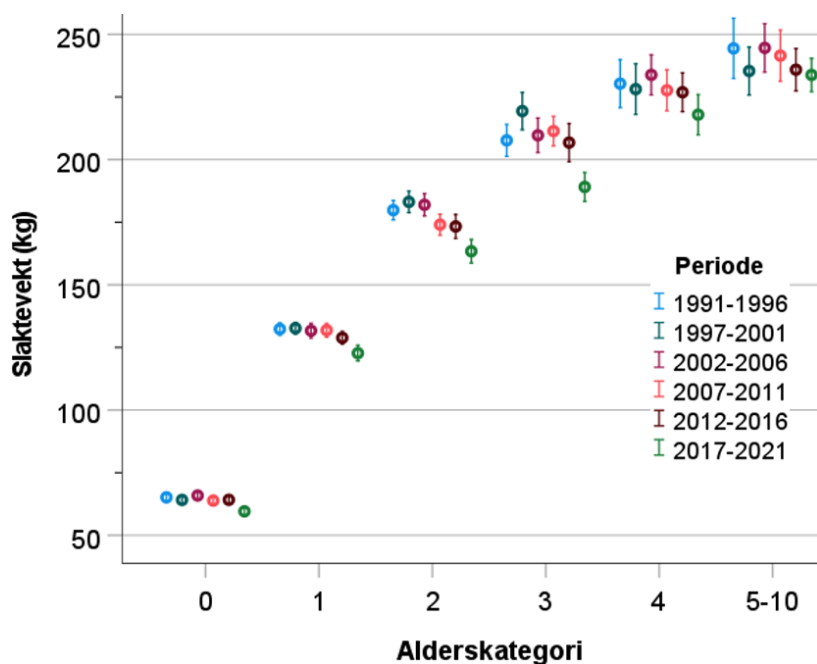
Den negative trenden i slaktevekter som ble påpekt i forrige oppsummeringsrapport (Solberg et al. 2017), fortsatte i siste femårsperiode (**Figur 3.2.24**). Nedgangen er spesielt markant etter 2012 og kan skyldes økende grad av næringsbegrensning i takt med økende bestandstetthet. I tillegg har de siste 10 årene vært preget av flere varme og tørre somre, hvorav 2018-sommeren var mest ekstrem. I gjennomsnitt var både kalv og ungdyrvektene lavere enn normalt dette året og muligens er også de lave vektene i påfølgende år senvirkninger av denne sommeren.

I gjennomsnitt veide en oksekalv og åringsokse henholdsvis 64 og 130 kg i perioden 1991-2021, mens hunndyrene var noe lettere (**Figur 3.2.24**). I siste femårsperiode veide en gjennomsnittlig oksekalv 60 kg som slakt og en kupalv 56 kg. Dette er på samme nivå som i Trøndelag.

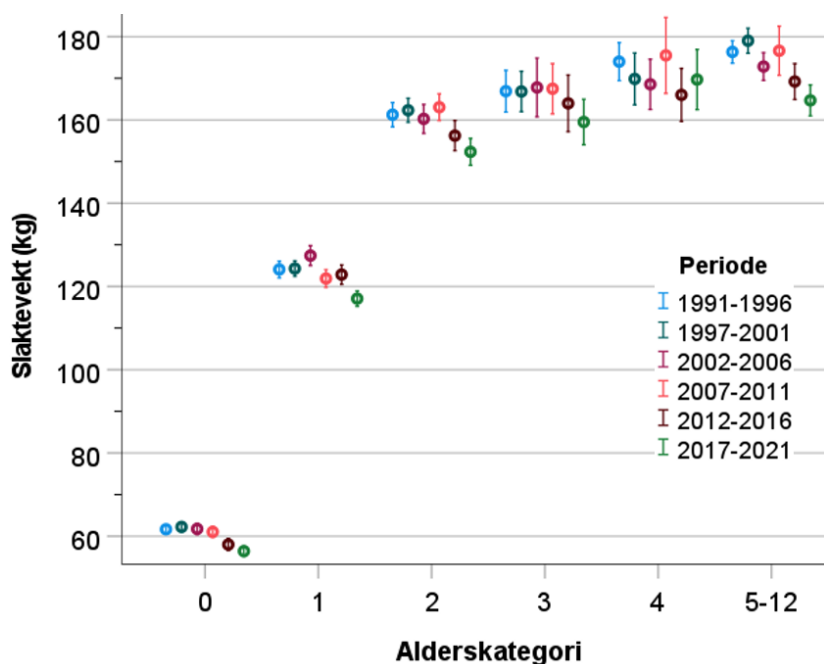


**Figur 3.2.24.** Utviklingen i gjennomsnittlig observert slaktevekt for kalv og åringdyr i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1991-2021. Vektene er datojustert til 5. oktober. Trendlinjen er basert på ikke-parametriske regresjon.

Eldre dyr følger mye av det samme mønsteret som kalv og åringdyr (**Figur 3.2.25** og **Figur 3.2.26**). Spesielt i siste femårsperiode har vektene falt relativt mye, med unntak for de aller eldste oksene. I bestanden som helhet er dagens vekter omkring 5-7 % lavere enn på starten av 1990-tallet. Oksene blir jevnt over tyngre i Oppland enn i Trøndelag til tross for tilnærmet like kalv og åringvekter.

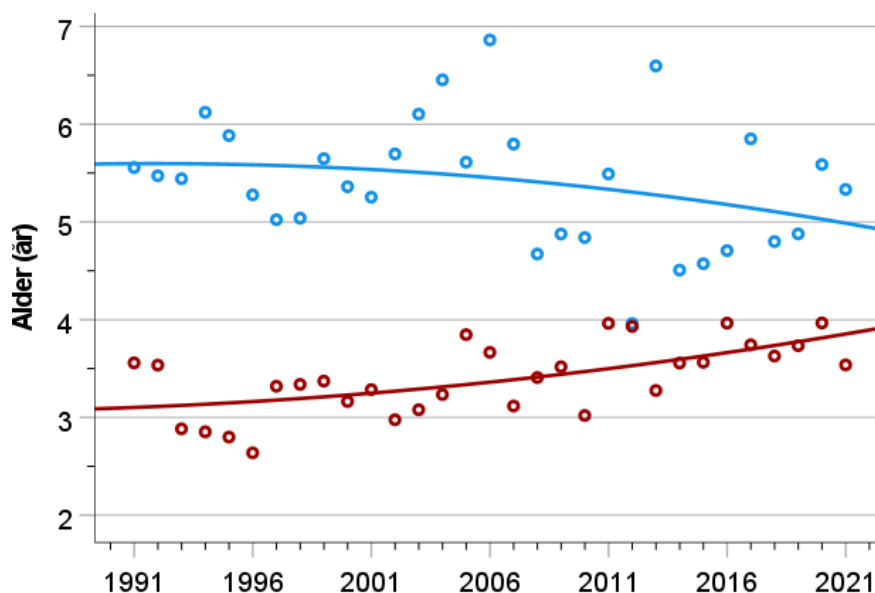


**Figur 3.2.25.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre okser i Gausdal kommune i Oppland, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.



**Figur 3.2.26.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre kyr i overvåkingsområdet i Oppland, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.

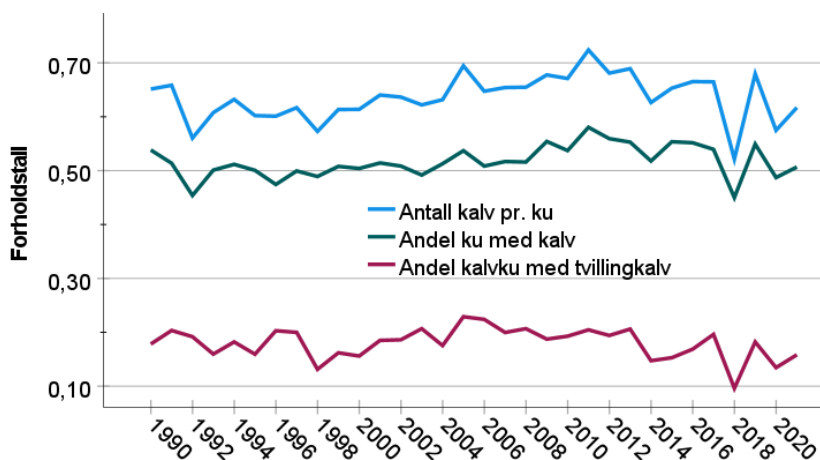
I Oppland har det vært en økning i gjennomsnittsalder blant skutte okser, mens trenden er negativ for skutte elgkyr (**Figur 3.2.27**). I hele overvåkingsperioden under ett var kyrnes gjennomsnittsalder (5,4 år), mens skutte okser var to år yngre (3,2 år). Forskjellen var redusert med omkring ett år i siste femårsperiode.



**Figur 3.2.27.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser (røde symboler og linje) og kyr (blå symboler og linje) felt under jakta i Oppland i perioden 1991-2021. Data for okser er kun fra Gausdal kommune (og følgelig er variasjonen stor). Trendlinjen er basert på polynomisk regresjon (kvadratisk).

Rekrutteringsratene i Oppland viste en økende trend fram til 2011, og synkende trend de siste 10 årene (**Figur 3.2.28**). Nedgangen i kalveproduksjon skyldes både en reduksjon i andelen ku med kalv og andelen tvillingproduserende elgkyr. Jevnt over har tvillingproduksjonen vært lav i Oppland og lavere enn hva vi ville forvente basert på slaktevektene. Kalverekruteringen var spesielt lav i 2018 da det kun ble sett 10 % tvillingproduserende elgkyr. Også i 2020 og 2021 var det lave rekrutteringsrater i overvåkingsområdet (**Figur 3.2.28**).

De siste 15 årene har avskytingen av kalv sunket i overvåkingsområdet i Oppland (fra 35 % til 25 %) og dette virker positivt på hva som observeres av kalv under jakta. Det er derfor grunn til å tro at antall kalv pr. ku er redusert noe mer enn hva som vises i **Figur 3.2.28**.

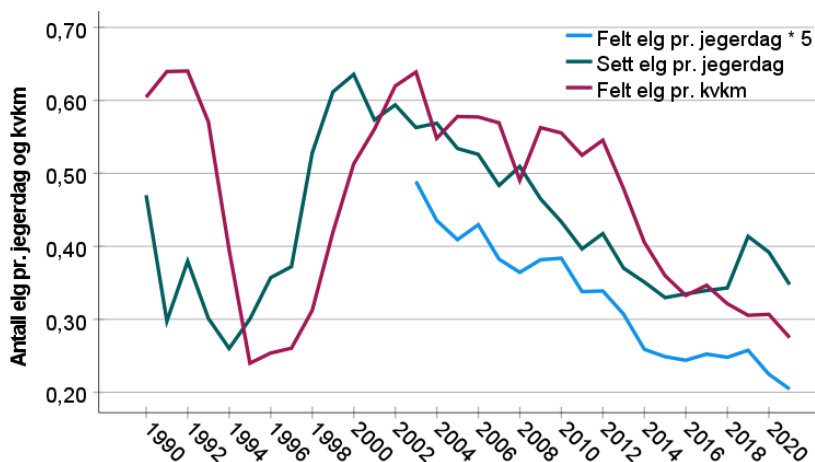


**Figur 3.2.28.** Variasjon i sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i overvåkingsområdet i Oppland i perioden 1990–2021. Indeksene er basert på summen av observasjoner på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

Dagens bestandstetthet er høy i forhold til tidligere og av den grunn forventer vi ingen snarlig økning i slaktevekter og rekrutteringsrater i overvåkingsområdet i Oppland. I tillegg ser vi at rekrutteringsrater og slaktevekter er følsomme for varme og tørre somre. Prognosene tilsier et stadig varmere klima i årene som kommer og i takt med dette kan vi forvente værhendelser som oftere avviker fra normalen. Vi tror disse avvikene for det meste vil virke negativt på elgens energibalanse og dermed bestandens samlede kondisjon, men vi kan ikke utelukke at noen av klimaendringene også vil bidra positivt. I mange områder vil korte og snøfattige vintre opptre hyppigere i årene som kommer, med mulige positive effekter på elgens energibalanse og kroppskondisjon.

### 3.2.6 Hedmark

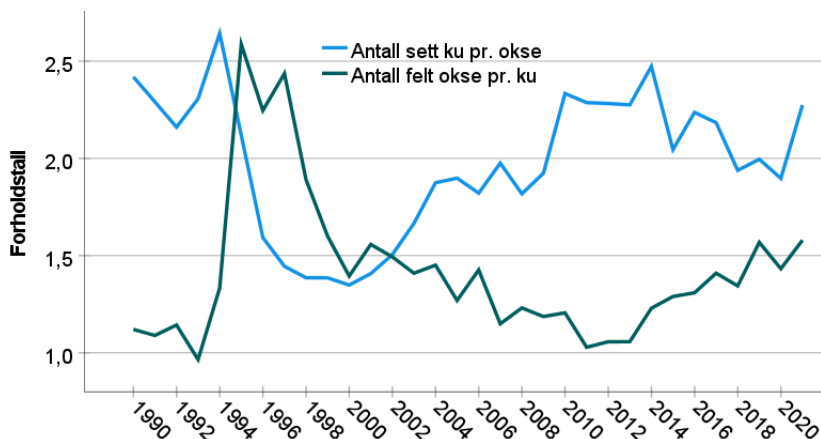
Elgbestanden i overvåkingsområdet i Hedmark har variert mye i løpet av overvåkingsperioden (**Figur 3.2.29**), og er nå inne i sin tredje betydelige bestandsnedgang siden 1980. Bestanden var på sitt høyeste på slutten av 1980-tallet, hvorpå bestanden ble tilnærmet halvert på starten av 1990-tallet. Bestanden har siden gjennomgått en tilsvarende nedgang de siste 15-20 årene. Dagens bestand er nå på et lavt nivå og viser ingen indikasjoner på en snarlig økning.



**Figur 3.2.29.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og antall elg sett og felt pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1990–2021. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur. Indeksene er basert på summen av observerte og felle elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

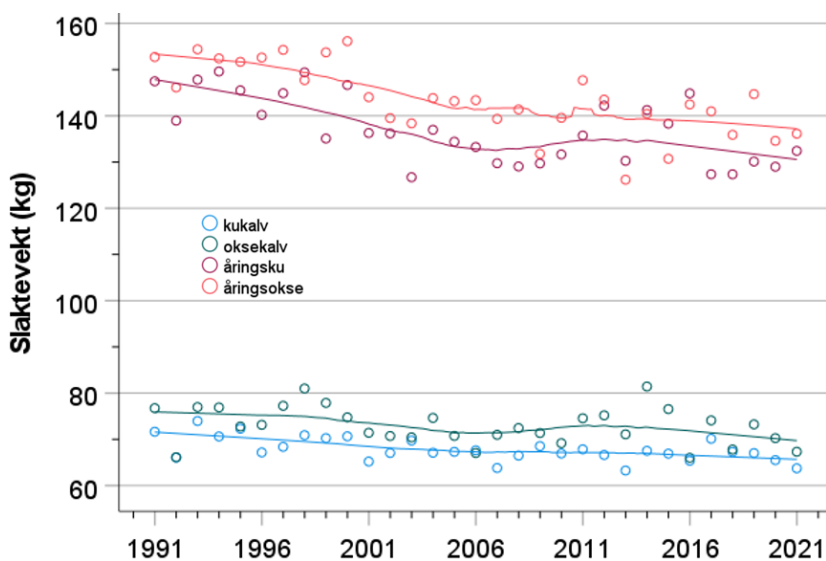
I overvåkingsperioden har det vært relativt stor variasjon i kjønnssammensetning. Lavest var kjønnsraten på slutten av 1990-tallet når bestanden vokste som mest (**Figur 3.2.30**), og

jaktuttaket bidro lite til å forme bestanden. Senere har kjønnsraten økt og befinner seg nå rundt 2 kyr sett pr. okse (**Figur 3.2.30**). Økningen er i samsvar med hva vi vil forvente når bestanden reduseres som følge av økt jakttrykk og kjønnsraten i utgangspunktet var skjev.



**Figur 3.2.30.** Antall sett ku pr. okse og antall felt okse pr. ku i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

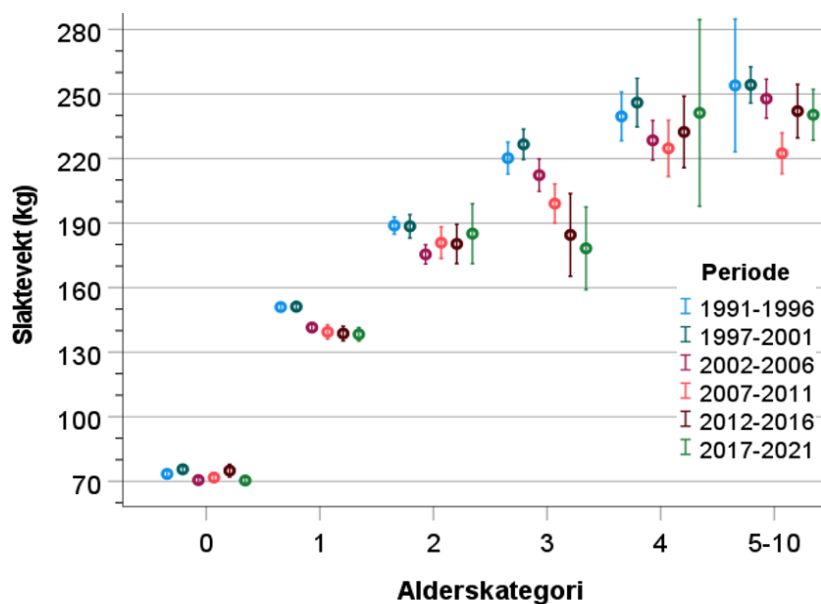
Slaktevektene i Hedmark har sunket siden 1990-tallet (**Figur 3.2.31 - Figur 3.2.33**), og spesielt i perioden 2000-2010. De siste 10 årene har den negative trenden vært mindre utpreget, i det minste blant kalv og ungdyr. Dette kan delvis skyldes at bestandstettheten er redusert i samme periode med den følge at beitegrunnet er bedre nå enn under bestandstoppen på starten av 2000-tallet. De siste 20 årene har det også vært en reduksjon i andelen tvillingkalver (**Figur 3.2.35**), som jevnt over er mindre av vekst enn enkeltkalver. Dette kan ha bidratt positivt til den gjennomsnittlige kalvevekten.



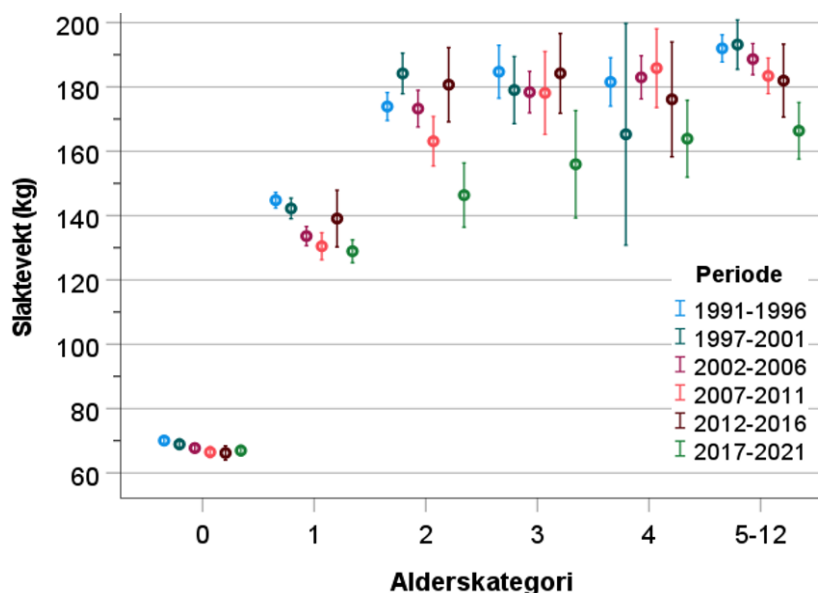
**Figur 3.2.31.** Utviklingen i gjennomsnittlig observert slaktevekt for kalv og åringsdyr i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1991-2021. Vektene er datojustert til 5. oktober. Trendlinjen er basert på ikke-parametriske (Lowess) regresjon.

Selv om slaktevektene har sunket over tid, er vektene i overvåkingsområdet i Hedmark høye sammenlignet med mange andre bestander i Sør-Norge. I gjennomsnitt veide en oksekalv og åringsokse 73 og 144 kg i perioden 1991-2021, mens hunndyra var noe lettere (**Figur 3.31**). I siste femårsperiode var gjennomsnittsvektene 71 kg for oksekalv, mens kukalver veide 67 kg i gjennomsnitt.

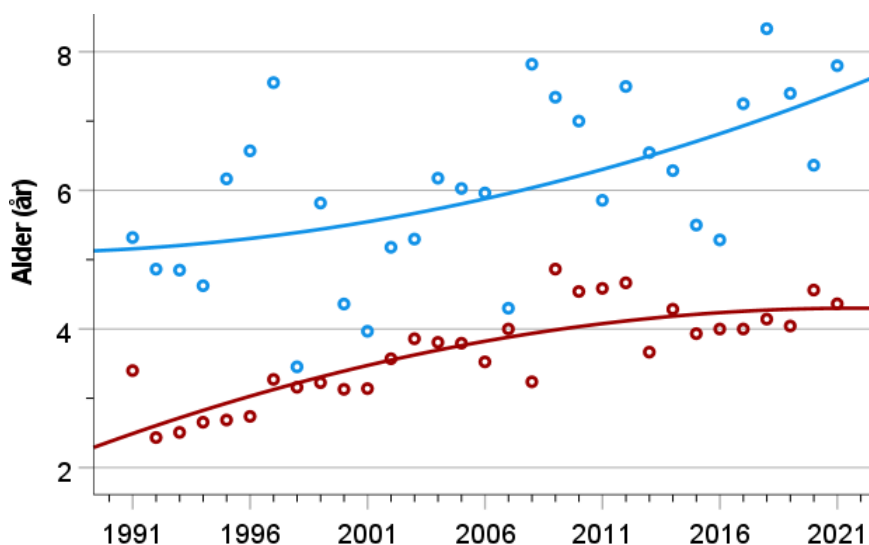
Som i andre regioner har oksenes gjennomsnittsalder økt i Hedmark og det samme gjelder for kyr (**Figur 3.2.34**). Blant kyrne er det mye variasjon, sannsynligvis som følge av få dyr med data. På tvers av hele overvåkingsperioden var en gjennomsnittlig elgku 5,6 år når hun ble skutt, mens gjennomsnittsoksen var 3,5 år.



**Figur 3.2.32.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre okser i overvåkingsområdet i Hedmark, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.



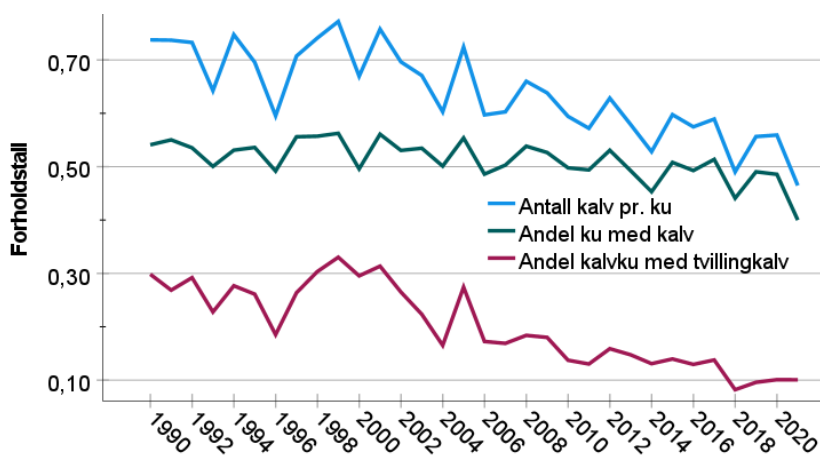
**Figur 3.2.33.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre kyr i overvåkingsområdet i Hedmark, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.



**Figur 3.2.34.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser (røde symboler og linje) og kyr (blå symboler og linje) felt under jakta i Hedmark i perioden 1991-2021. Trendlinjen er basert på polynomisk regresjon (kvadratisk).

I likhet med slaktevektene har det vært en nedgang i kalverekruttering i overvåkingsbestanden i Hedmark. Nedgangen skyldes mest en reduksjon i andelen kalvku med tvillingkalv, men de siste 10 årene har også andelen kalveførende kyr sunket (**Figur 3.2.35**). Økende avskyting av kalv (fra ca. 30 % til 45 %) i overvåkingsperioden kan ha bidratt til denne trenden.

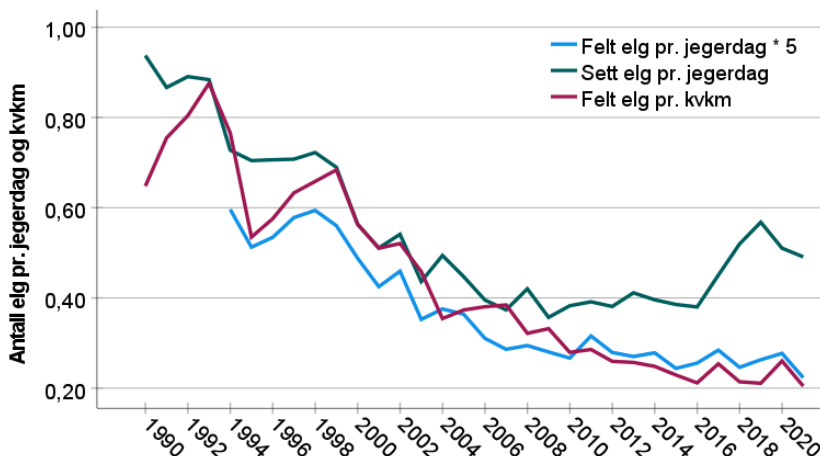
Som i resten av Sør-Norge hadde den tørre og varme 2018-sommeren en negativ effekt på kalverekruttingen i overvåkingsbestanden i Hedmark (**Figur 3.2.35**). I 2018 ble færre enn 10 % av de kalveførende elgkyrne sett med tvillingkalv, hvilket er en vesentlig reduksjon fra 30 % tvillingandel ved tusenårsskiftet (**Figur 3.2.35**). Også andelen ku med kalv var lav i 2018 og enda lavere i 2021. Sistnevnte tror vi delvis skyldes senvirkninger av 2018-sommeren. I 2021 var kalvene født i 2018 tre år gamle, som for de fleste elgkyr er alderen ved første reproduksjon. Den spesielt lave kalverekruttingen i 2021 kan derfor skyldes at få kukalver ble født eller overlevde sommeren i 2018, og at få elgkyr ble rekruttert til den reproduktive delen av bestanden i 2021. Sannsynligvis er en betydelig andel av år til år-variasjonen i kalverekruttering forårsaket av slike årsklasseeffekter som skaper variasjon i kyrnes alderssammensetning.



**Figur 3.2.35.** Variasjon i sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i overvåkingsområdet i Hedmark i perioden 1990–2021. Indeksene er basert på summen av observasjoner på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

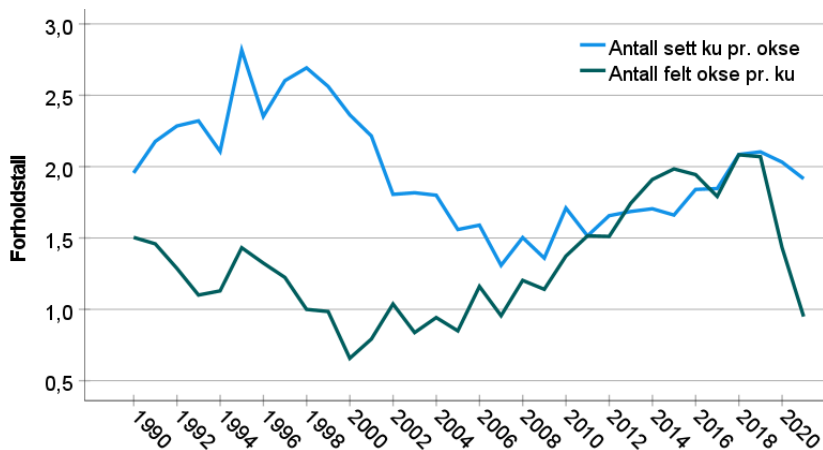
### 3.2.7 Vestfold og Telemark

I Vestfold og Telemark har overvåkingsbestanden vært relativt stabil de siste 7-8 årene, med en mulig nedgang i 2021 (**Figur 3.2.36**). Dagens bestand er lav i forhold til den historiske toppen på starten av 1990-tallet, og dette har konsekvenser for hvor mange elg som felles i regionen. De siste fem årene er det felt omkring en tredjedel av antallet elg som ble felt i første femårsperiode (**Figur 3.2.36**). På det tidspunktet var bestandstettheten av elg i Vestfold og Telemark blant i høyeste i Norge, mens dagens tetthet befinner seg rundt gjennomsnittet.



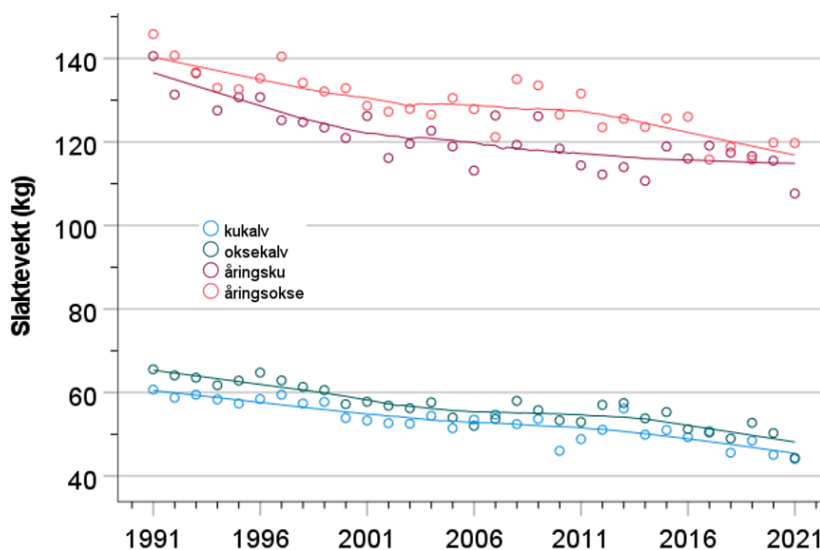
**Figur 3.2.36.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og antall elg sett og felt pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Vestfold og Telemark i perioden 1990–2021. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

De siste fem årene har det vært sett omkring 2 kyr pr. okse i løpet av jakta, hvilket er noe under gjennomsnittet fra den første femårsperioden (**Figur 3.2.37**). Lavest var kjønnsraten i 2007 da det ble sett færre enn 1,5 ku pr. okse. På det tidspunktet ble det felt omkring like mange okser som kyr og bestanden var relativt stabil (**Figur 3.2.37**). Kraftig redusert avskyting av okser de to siste årene vil sannsynligvis føre til en ny nedgang i bestandens kjønns sammensetning og et mer balansert forhold mellom ku og okse.



**Figur 3.2.37.** Antall sett ku pr. okse og antall felt okse pr. ku i overvåkingsområdet i Vestfold og Telemark i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

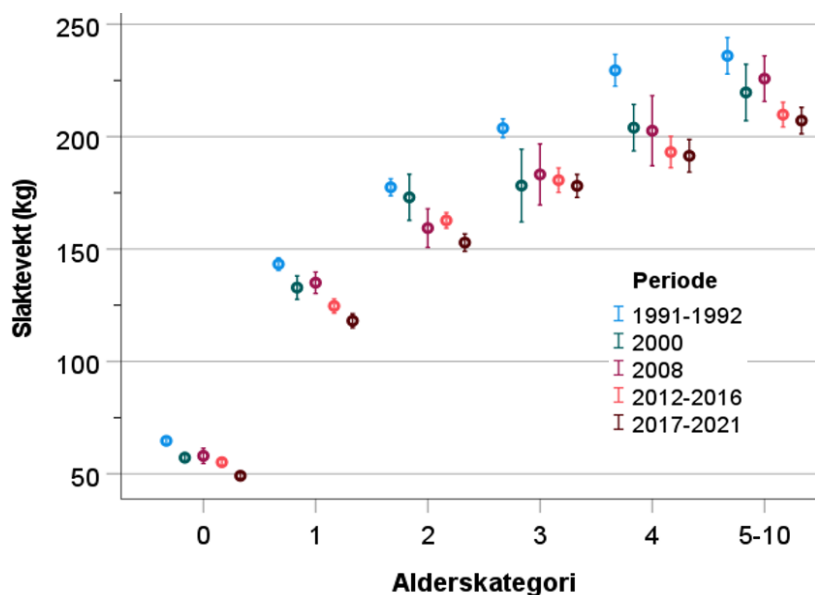
Den negative utviklingen i elgens slaktevekter fortsatte i siste femårsperiode, i det minste for kalver og okser (**Figur 3.2.38**, **Figur 3.2.39**). For åringsskyr og eldre kyr var utviklingen mer diffus. Felles for alle kjønns- og aldersgrupper er at vektene er langt lavere nå enn på starten av 1990-tallet. Siden 1991 har kalv- og åringssvektene falt med omkring 15 %, mens vektene blant eldre dyr har falt noe mindre (**Figur 3.39**, **Figur 3.2.40**). I siste femårsperiode veide en gjennomsnittlig oksekalv 49 kg som slakt og en kukalv 47 kg. Til sammenligning veide en gjennomsnittlig okse- og kukalv henholdsvis 57 og 53 kilo på tvers av hele overvåkingsperioden (1991-2021).



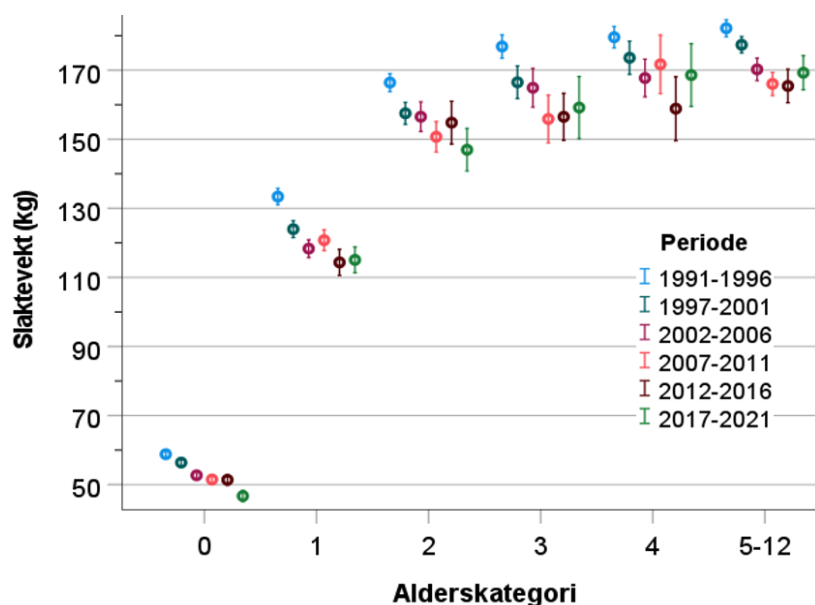
**Figur 3.2.38.** Utviklingen i gjennomsnittlig observert slaktevekt for kalv og åringssdyr i overvåkingsområdet i Vestfold og Telemark i perioden 1991-2021. Vektene er datojustert til 5. oktober. Trendlinjen er basert på ikke-parametriske (Lowess) regresjon.

I Vestfold og Telemark har skutte okser og kyr stort sett økt i alder siden 1991 med en tendens til nedgang i siste femårsperiode (**Figur 3.2.41**). I gjennomsnitt var skutte kyr og okser henholdsvis 6,3 og 4,1 år gamle i overvåkingsperioden og svakt høyere i siste femårsperiode.

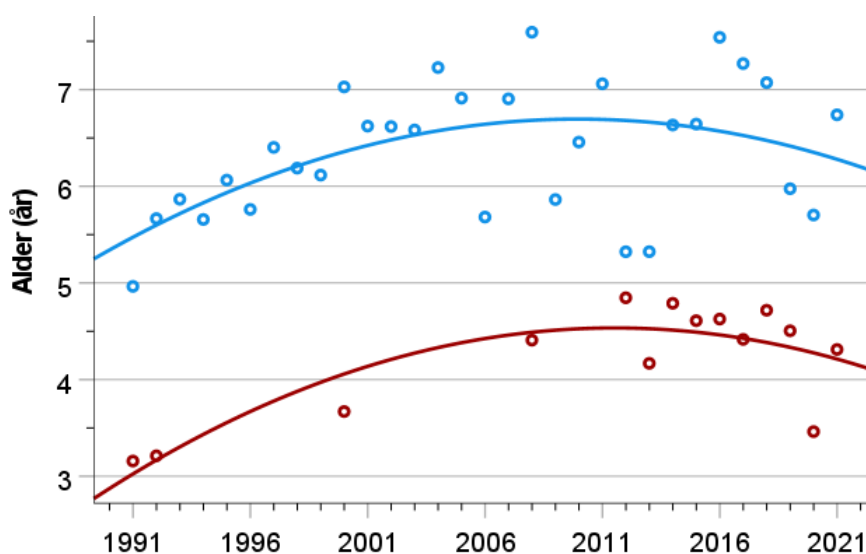




**Figur 3.2.39.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre okser i overvåkingsområdet i Vestfold og Telemark, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober. Aldersdata og slaktevekter for eldre okser ble kun innsamlet i enkelte år fra 1993 til 2011.

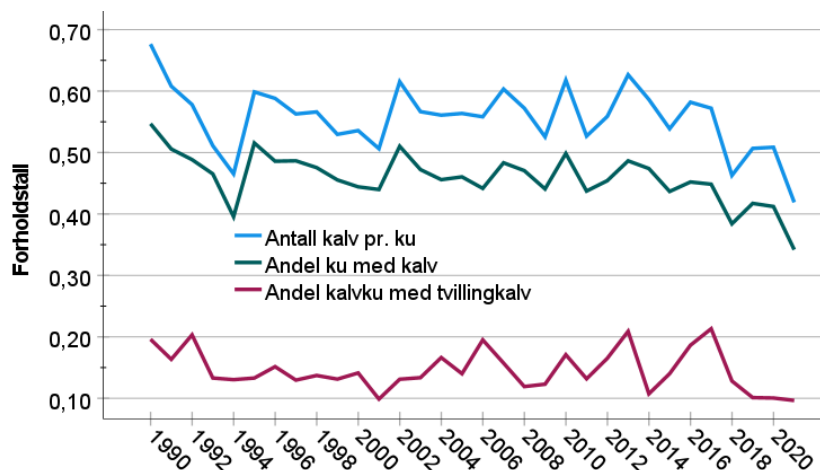


**Figur 3.2.40.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre kyr i overvåkingsområdet i Vestfold og Telemark, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.



**Figur 3.2.41.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser (røde symboler og linje) og kyr (blå symboler og linje) felt under jakta i Vestfold og Telemark i perioden 1991-2021. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Trendlinjen er basert på polynomisk regresjon (kvadratisk).

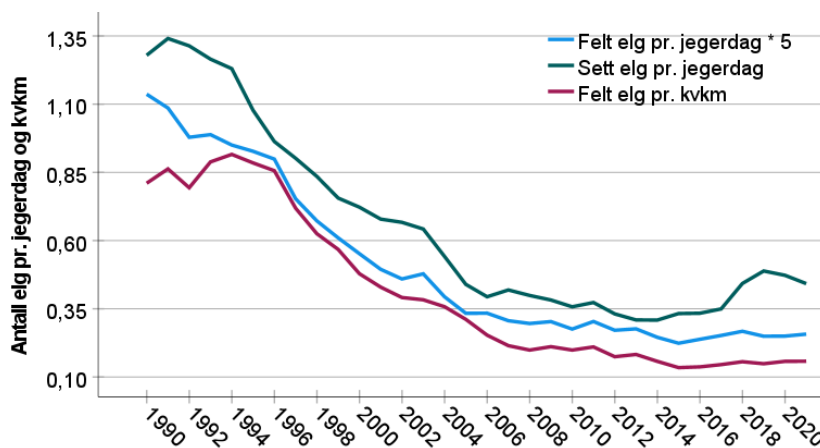
Rekrutteringsratene er lave i overvåkingsbestanden i Vestfold og Telemark, men har lenge holdt seg på et relativt stabilt nivå (**Figur 3.2.42**). Trenden de siste fem årene har likevel vært negativ, med rekordlave verdier i både 2018 og 2021. Som påpekt for Hedmark tror vi den tørre og varme sommeren i 2018 også har vært utslagsgivende for de lave vektene i 2021, når kalvene fra 2018 normalt sett skulle starte å reprodusere. Også tvillingratene var rekordlave de siste tre årene (**Figur 3.2.42**) i samsvar med de lave slaktevektene som er registrert for elgkyr i området (**Figur 3.2.40**).



**Figur 3.2.42.** Variasjon i sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i overvåkingsområdet i Vestfold og Telemark i perioden 1990–2021. Indeksene er basert på summen av observasjoner på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

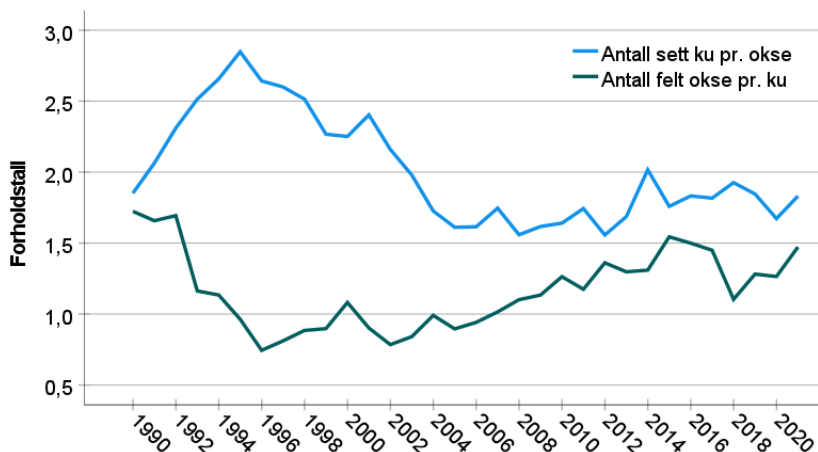
### 3.2.8 Agder

I likhet med overvåkingsbestanden i Vestfold og Telemark, har bestandstettheten i Agder for det meste sunket siden oppstarten av programmet (**Figur 3.2.43**). Størst var nedgangen fram til ca. 2015, mens tettheten deretter har vært stabil eller svakt økende. Basert på jaktuttaket i kombinasjon med bestandsstrukturen, er det grunn til å tro at vinterbestanden nå er under en tredjedel av hva den var på begynnelsen av 1990-tallet. I tillegg er den langt mindre produktiv som følge av lavere kjønnsrate og kalvrekuttering pr. hunddyr.



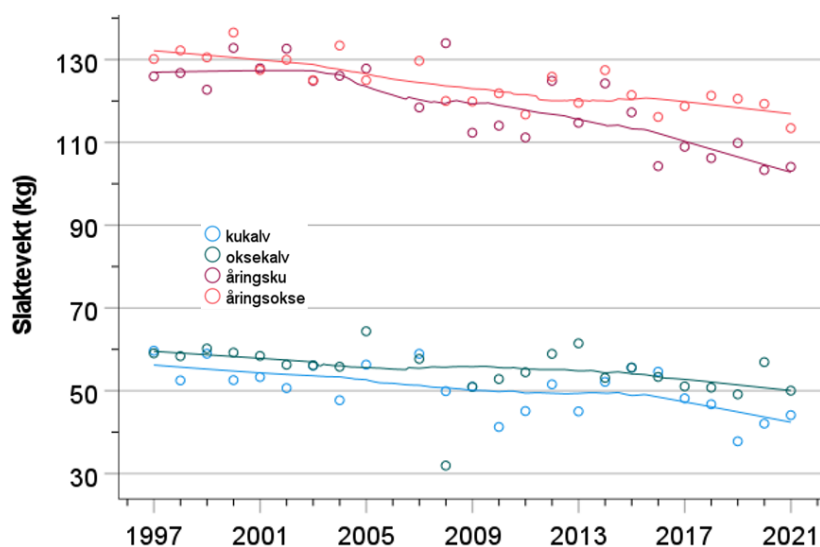
**Figur 3.2.43.** Antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og antall elg sett og felt pr. jegerdag i overvåkingsområdet i Agder i perioden 1990–2021. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur. Indeksene er basert på summen av observerte og felle elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

Kjønns sammensetningen var spesielt skjev på midten av 1990-tallet, som følge av høyt jakttrykk på eldre okser (**Figur 3.2.44**). Siden økte det relative jakttrykket på eldre hunddyr, med påfølgende reduksjon i andelen hunddyr i bestanden. De siste 5–10 årene har kjønnsraten variert omkring 1,8 ku sett pr. okse under jakta (**Figur 3.2.44**).

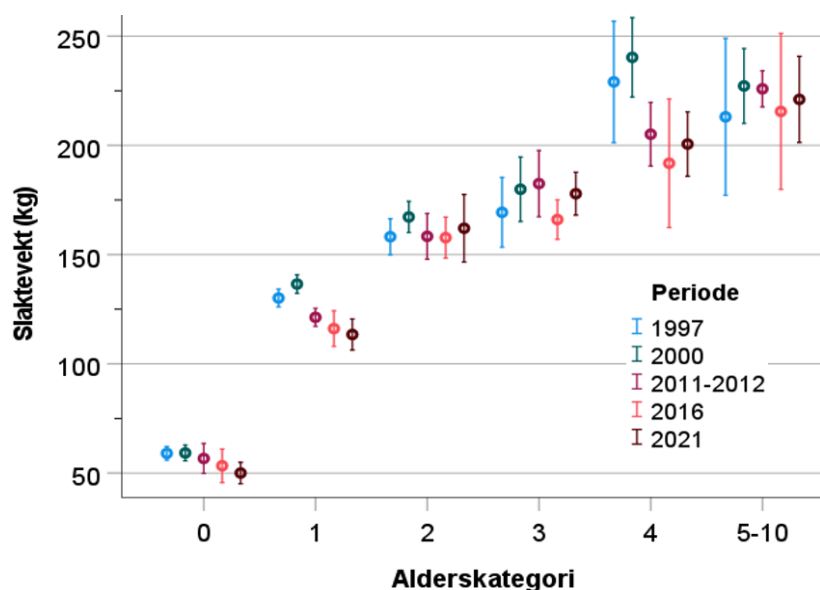


**Figur 3.2.44.** Antall sett ku pr. okse og antall felt okse pr. ku i overvåkingsområdet i Agder i perioden 1990-2021. Indeksene er basert på summen av observerte og felte elg på tvers av overvåkingskommuner i regionen.

Som i Vestfold og Telemark er elgen i Agder småfallen. I gjennomsnitt veide en oksekalf og åringsokse henholdsvis 55 og 124 kg i perioden 1997-2021, mens hunndyrene vare noe lettere (**Figur 3.2.45**). Vektene har sunket siden oppstart i 1997, og for kalv og ungdyr var vektene rekordlave i siste femårsperiode (**Figur 3.2.45**). En gjennomsnittlig oksekalf veide i denne perioden 52 kg som slakt og en kukalv 44 kg.

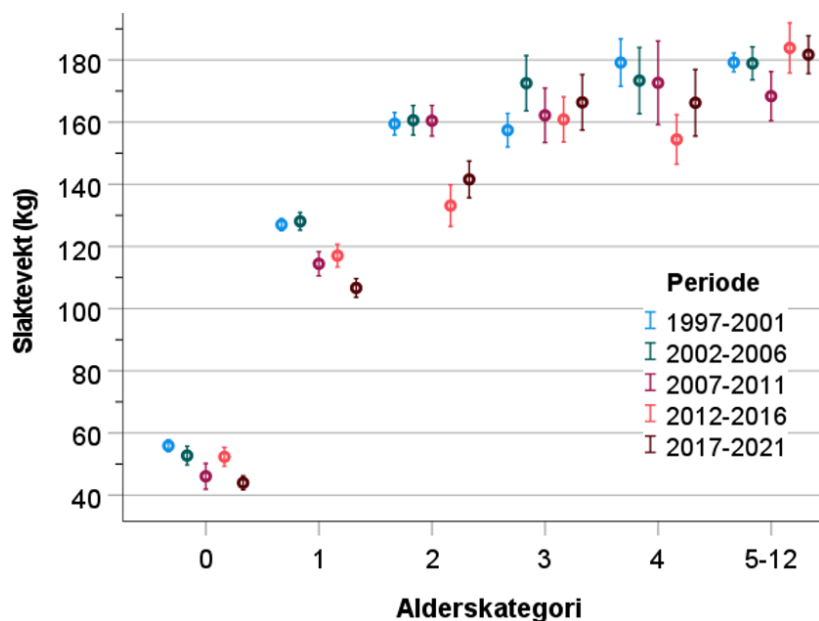


**Figur 3.2.45.** Utviklingen i gjennomsnittlig observert slaktevekt for kalv og åringdyr i overvåkingsområdet i Agder i perioden 1997-2021. Vektene er datojustert til 5. oktober. Trendlinjen er basert på ikke-parametrisk (Lowess) regresjon.



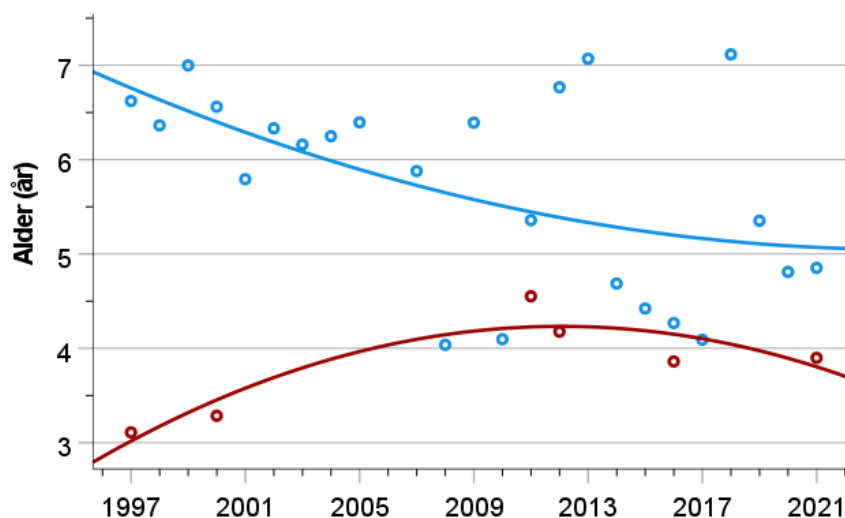
**Figur 3.2.46.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre okser i overvåkingsområdet i Agder, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober. Aldersdata og slaktevekter for eldre okser er kun innsamlet i enkelte år i overvåkingsperioden.

Også slaktevektene for eldre okser og kyr viser en negativ trend, men noe mindre uttrykt enn for kalv og ungdyr (**Figur 3.2.46, Figur 3.2.47**). Avhengig av kjønn og aldersgruppe var slaktevektene i gjennomsnitt 5-20 % lavere i slutten av perioden enn midt på 1990-tallet.



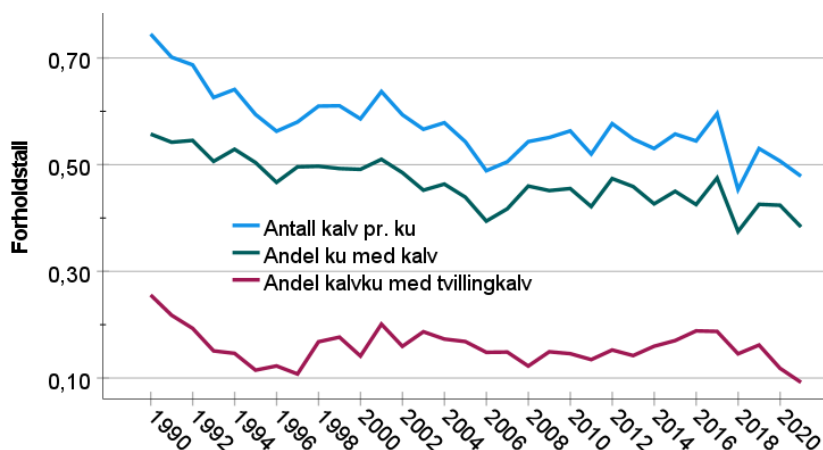
**Figur 3.2.47.** Gjennomsnittlig (95 % CI) slaktevekt for eldre kyr i overvåkningsområdet i Agder, fordelt på alderskategori og delperiode. Vektene er datojustert til 5. oktober.

I Agder har det vært en svak økning i gjennomsnittsalder hos skutte okser, mens trenden er negativ for kyr (**Figur 3.2.48**). I gjennomsnitt var kyrne 6 år da de ble skutt, mens oksene var 3,7 år. I de siste 5 årene var kyrne yngre (ca. 5 år) og oksene eldre (ca. 4 år).



**Figur 3.2.48.** Gjennomsnittlig alder (95 % CI) for 2 år og eldre okser (røde symboler og linje) og kyr (blå symboler og linje) felt under jakta i Agder i perioden 1997-2021. Data for okser er kun vist for perioder med regulær innsamling av data fra eldre okser. Trendlinjen er basert på polynomisk regresjon (kvadratisk).

I takt med vektnevdgangen har også rekrutteringsratene sunket (**Figur 3.2.49**). Størst var nedgangen fram til 2006, med en ny nedgang de siste fem årene. Som i resten av Sør-Norge var det spesielt lave rekrutteringsrater i 2018, etter tørkesommeren, og på nytt i 2020 og 2021. En generell økning i avskytingen av kalv (fra 17 til 24 %) de siste 10 årene kan ha bidratt noe til den negative trenden. Her bør det påpekes at lav avskyting av kalv i Agder fører til en økning i antallet kalv sett pr. ku i løpet av jakta. Det er derfor grunn til å tro at antallet kalv pr. ku i bestanden før jakt er lavere enn det som blir registrert sett under jakta som helhet.

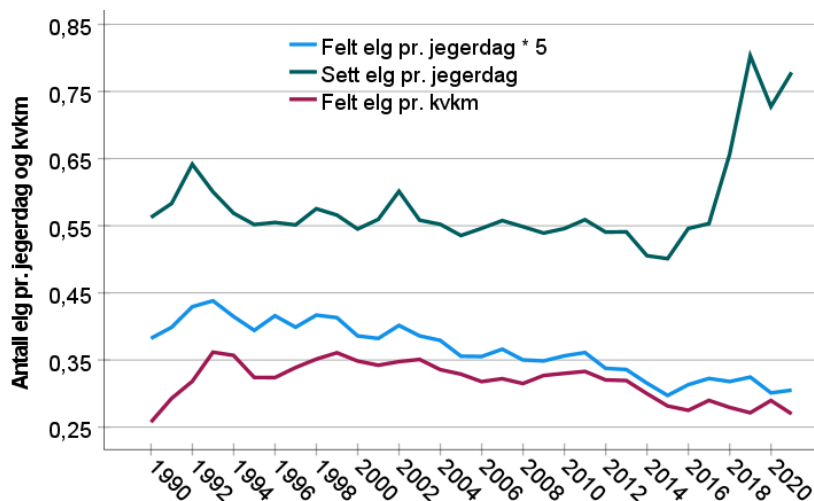


**Figur 3.2.49.** Variasjon i sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i overvåkingsområdet i Agder i perioden 1990–2021. Indeksene er basert på summen av observasjoner på tvers av overvåkingkommuner i regionen.

### 3.2.9 Utvikling i sett elg-indeks på landsnivå

Avslutningsvis viser vi variasjonen i sett elg- og felt elg-indeksene i overvåkingsperioden i landet som helhet. Verdiene er vist som gjennomsnitt innen år på tvers av 226 kommuner med data fra minst 28 av 32 år (gjennomsnittlig antall år med data = 31,7). I de aktuelle kommunene felles det jevnt over mer enn 90 % av alle elger som felles i Norge. Det samme datamaterialet brukes til å vise utviklingen i sett elg- og felt elg-indeksene på landsdelsnivå (**kap. 13.2**).

I løpet av perioden 1990-2017 var det en negativ utvikling i bestandstettheten av elg, målt som antall elg sett og felt pr. jegerdag (**Figur 3.2.50**). Nedgangen var noe større for antall elg felt pr. jegerdag (22 %) enn antall elg sett pr. jegerdag (15 %). Endringene i sett dyr-instruksen i 2018 førte deretter til et hopp i sett dyr pr. jegerdag-indeksen, noe som gjør det umulig å sammenligne verdiene med tilstanden før 2018. Begge indeksene viser den samme negative trenden fra 2019, hvilket antyder at de fleste kommuner nå har endret til ny instruks (se mer om dette i **kap. 10**).



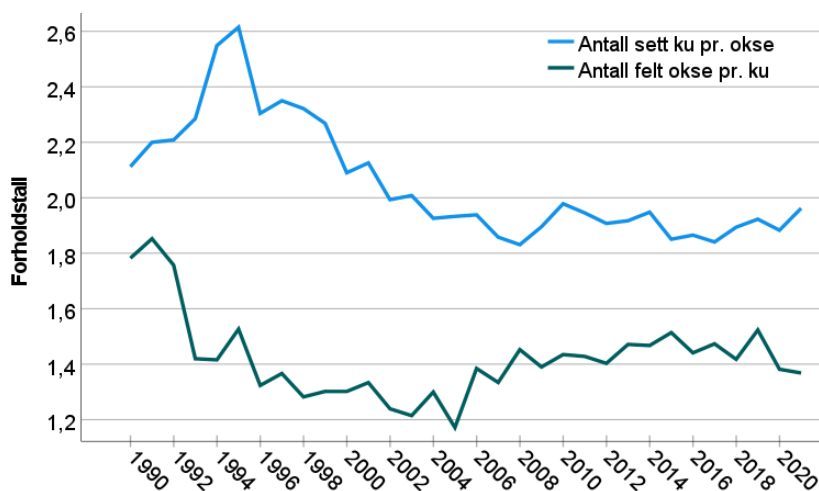
**Figur 3.2.50.** Gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr og gjennomsnittlig antall elg sett og felt pr. jegerdag i 226 norske kommuner i perioden 1990-2021. Alle kommunene har data fra minst 28 av 32 år i perioden. Felt pr. jegerdag er multiplisert med 5 for å vises i samme figur.

Også antallet felte elg viser en negativ trend de siste 20 årene (**Figur 3.2.50**). De siste fem årene ble det felt 20 % færre elger enn i perioden 1999-2003. Nedgangen i jaktuttaket er svakt lavere enn bestandsreduksjonen (antall elg felt pr. jegerdag), noe som tilsier at uttaket fortsatt er høyere enn tilveksten (før jakt). Vi forventer derfor ingen stor bestandsøkning de nærmeste årene, med mindre jaktuttaket reduseres betydelig.

Bestandsreduksjonen forsterkes av utviklingen i bestandens kjønnsrate og rekrutteringsrater. Antallet ku sett pr. okse i bestandene har sunket siden midten av 1990-tallet (**Figur 3.2.51**) og trenden er negativ for antallet kalv sett pr. ku (**Figur 3.2.52**). Resultatet er at kalveproduksjonen

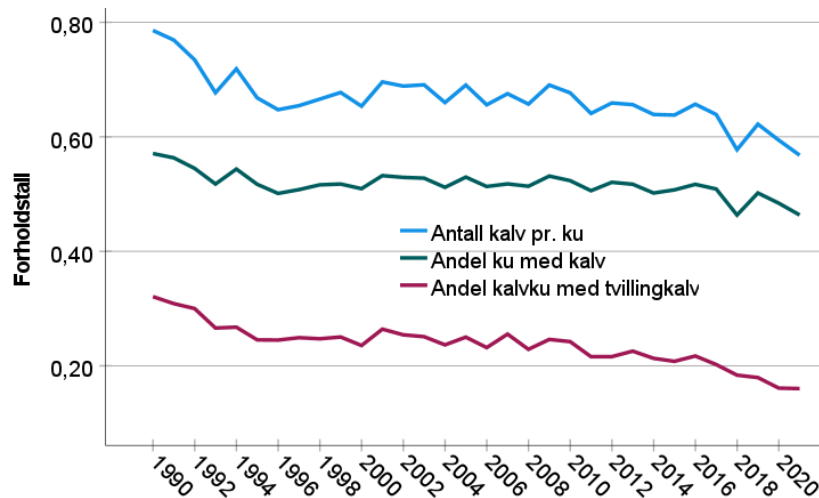
målt i prosent av bestanden, er lavere nå enn på 1990-tallet. På begynnelsen av 1990-tallet ble det i gjennomsnitt observert omkring 33 % kalv av alle kjente dyr under elgjakta, mens andelen de siste fem årene har vært drøye 28 % (13 % nedgang).

Endringen i kjønnsrate var særlig stor fra midten av 1990-tallet og fram til 2008 (**Figur 3.2.51**), og er for en stor del i samsvar med kommunenes ønsker om å øke okseandelen i bestandene. I samme periode var det en nedgang i andelen okser felt og bestanden var relativt stabil. Siden har okseandelen i avskytingen økt svakt og kjønns sammensetningen har stabilisert seg rundt 1,9 sett ku pr. okse. Her er det viktig å merke seg at variasjonen i kjønnsrate avspeiler endringer i de kjønns spesifikke dødelighetsratene (andelen døde hanndyr og hunndyr), og at fordelingen av hanndyr og hunndyr i avskytingen bare delvis vil være relatert til disse endringene. Andre faktorer som også påvirker bestandskjønnsraten (ku pr. okse) er rekrutteringskjønnsraten og den kjønns spesifikke dødeligheten utenom jakt.



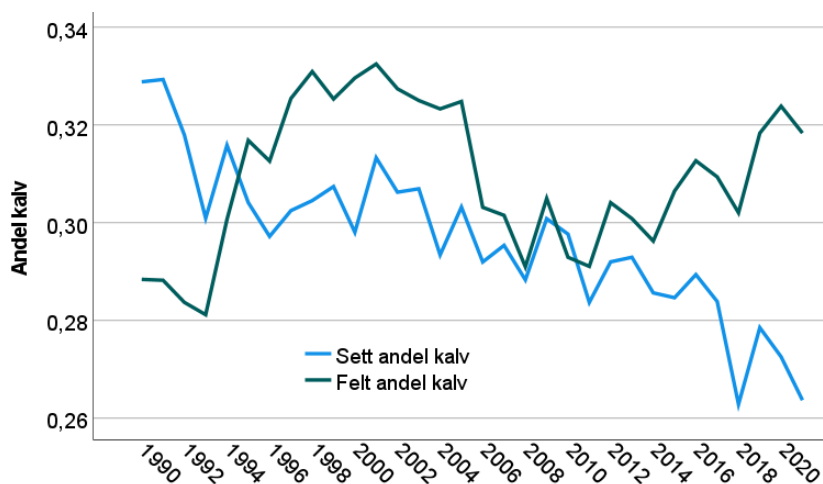
**Figur 3.2.51.** Gjennomsnittlig antall sett ku pr. okse og gjennomsnittlig antall felt okse pr. ku i 226 norske kommuner i perioden 1990-2021. Alle kommunene har data fra minst 28 av 32 år i perioden.

I perioden 1990-2021 var det en betydelig nedgang i elgens rekrutteringsrater. Tvillingraten er tilnærmet halvert og antallet kalv pr. ku har sunket med 15-20 % de siste 30 årene (**Figur 3.2.52**). Nedgangen var tilsynelatende størst på begynnelsen av 1990-tallet og i løpet av de siste 10 årene. Samtidig har avskytingen av kalv variert lite i perioden (28-33 %, **Figur 3.2.53**), og følgelig forventer vi liten effekt av avskytingen på antallet kalv pr. ku sett under jakta. Den negative trenden i rekrutteringsrater er sannsynligvis et resultat av tetthetsavhengig næringsbegrensning og klimaendringer, og har vist seg vanskelig å snu til tross for med betydelig bestandsreduksjon (se **kap. 11**).



**Figur 3.2.52** Gjennomsnittlig sett antall kalv pr. ku, sett andel kalvku (av alle kyr) og sett andel kalvku med tvillingkalv i 226 norske kommuner i perioden 1990-2021. Alle kommunene har data fra minst 28 av 32 år i perioden.

Den negative utviklingen i antallet ku pr. okse og antallet kalv pr. ku har konsekvenser for andelen kalv som nå produseres i norske elgbestander (**Figur 3.2.53**). I siste femårsperiode ble det observert omkring 27 % kalv i gjennomsnitt i norske elgjaktkommuner, noe som er ca. 15 % lavere enn prosentandelen kalv sett i første femårsperiode (ca. 32 %).



**Figur 3.2.53** Gjennomsnittlig andel kalv sett og felt i 226 norske kommuner i perioden 1990-2021. Alle kommunene har data fra minst 28 av 32 år i perioden. Andel kalv sett er beregnet fra observerte elg med kjent kjønn og alder (kalv, voksen).

Alt i alt viser dette at dagens bestander med stor sannsynlighet produserer en lavere andel kalv og dermed et mindre jaktbart overskudd enn tidligere. Generelt sett var nedgangen i kalveproduksjon mer et resultat av synkende kalv pr. ku-rate enn ku pr. okse-rate, men dette varierer mellom landsdeler. I Nord-Norge var det kun en liten nedgang i kalveproduksjon, ca. 7 %, og hovedsakelig som følge av redusert kjønnsrate (ku pr. okse). På Sørlandet var nedgangen over 20 %, hvorav det meste skyldes redusert kalv pr. ku-rate. I andre landsdeler er nedgangen i kalveproduksjon et sted imellom disse ytterpunktene, og skyldes en kombinasjon av redusert kalv pr. ku- og ku pr. okse-rate.



Fruktbarheten synker i norske elgbestander. I 2021 ble kun 17 % av de kalveførende elgkyrne observert med tvillingkalv under jakta – en halvering fra 1990 (Foto: Thor H. Ringsby).

## 3.3 Utviklingen i overvåkingsområdene – hjort

### 3.3.1 Datatilgang i perioden 2017-2021

Det eneste fysiske materialet som samles inn i overvåkingsområdene for hjort er underkjever fra felte dyr. Tilgangen til en fysisk kjeve er også et minimumskrav for at et individ skal godkjennes som overvåkingsindivid. En fysisk kjeve sikrer at alder kan fastsettes, og gjør det mulig å etterprøve jegernes egen aldersklassifisering. Oppslutningen om kjeveinnsamlingen har vært svært bra i alle overvåkingsregioner.

Etter at CWD ble oppdaget hos villrein i 2016 ble det utviklet en felles merkelapp som skulle brukes ved merking av prøver og materiale fra fallvilt og dyr felt for alle hjorteviltartene. Hver merkelapp har nå en unik strekkode, mens tidligere praksis var at merkelapper for elg, hjort og villrein hadde parallelle nummerserier. Samtidig skal nå en økende andel data fra de felte individene registreres av jegere selv – enten via Hjorteviltregisterets web-løsning, eller via Sett og skutt-appen. Av samme grunn måtte rutinene for innlegging av overvåkingsdata justeres.

Etter hvert som de nye rutinene nå har «satt seg», er det vår oppfatning at den nye arbeidsflaten innebærer en positiv endring. Økt involvering av lokale personer til registrering av individdata sikrer data blir så korrekte som mulig med hensyn til jaktfelttilknytning. Dagens løsning gir også en raskere tilgjengeliggjøring av data, som er en fordel for alle aktører. Samtidig er det nå langt flere personer involvert i dataregistrering, noe som øker sannsynligheten for at feil oppstår. Kvalitetssikring av overvåkingsdata er derfor fremdeles en viktig oppgave for å sikre konsistent kvalitet på materialet.

Siden oppstart av overvåkingsprogrammet i 1991, har det skjedd store endringer i hjortebestandene. Både bestandsstørrelsen og -utbredelsen har økt, og holdninger og målsetninger blant jegere og lokal forvaltning har endret seg. Gjennom forskriftsendringer og økt bruk av planbasert bestandsforvaltning, har forvaltningens handlingsrom blitt større. Likevel opplever mange kommuner fortsatt store utfordringer knyttet til reguleringen av hjortebestanden. Mange av disse endringene gjenspeiles i flere av overvåkingsregionene.

Gjennom overvåkingsprogrammet for hjortevilt har det siden 1991 blitt registrert hele 112 110 hjort med kjent fellingsdato, kjønn, alder og slaktevekt. Dette tilsvarer 12 % av all hjort felt i tilsvarende periode. I løpet av siste femårsperiode ble det registrert individdata fra 26 081 hjort. Dette tilsvarer 11 % av alle hjorter felt i Norge i denne perioden. Av disse dyrene hadde 23 029 individer kjent fellingsdato, kjønn, alder og slaktevekt. **Tabell 3.3.1** viser fordelingen av dette materialet både mellom år, regioner og aldersklasser.

I tillegg til individdata benyttet vi også sett hjort-data innsamlet i overvåkingskommunene. Det har tatt lang tid å få etablert denne metoden som en selvskreven del av jaktutøvelsen. Her har elgforvaltningen lykkes langt bedre, men hjortejegerne ser ut til å være på glid. I de senere årene ser oppslutningen ut til å ha stabilisert seg på et høyt nivå. Vi forventer derfor at verdien av informasjonen som innhentes gjennom sett hjort-registreringene vil øke i årene som kommer. I **Tabell 3.3.1** viser vi antall hjorteobservasjoner i forbindelse med utmarksjakt registrert pr. år og region i siste femårsperiode. Som det fremgår er det store regionale forskjeller i datatilgangen.



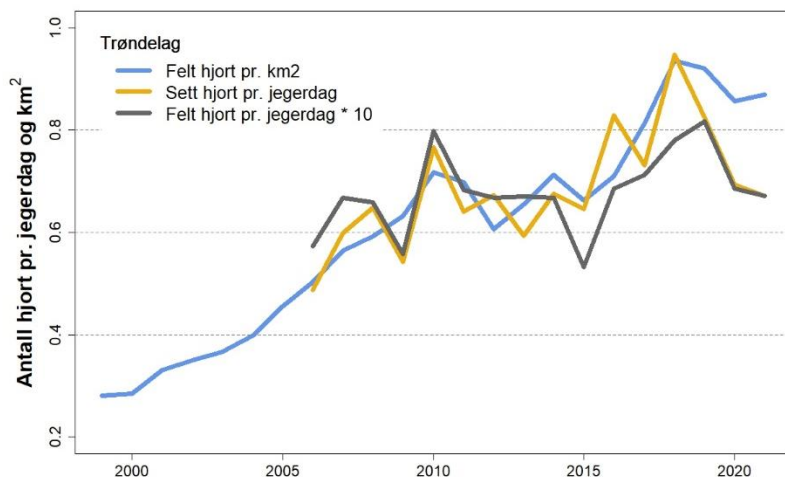
**Tabell 3.3.1.** Regionvis oversikt over antall hjort samlet inn gjennom overvåkingsprogrammet der både fellingsdato, kjønn, eksakt alder og nøyaktig slaktevekt er kjent. Oppsummeringen er fordelt på kategori og år i siste delperiode (2017-2021). Kolonnen Sett hjort-data viser totalantallet observasjoner i forbindelse med utmarksjakt.

| Region               | År   | Kalv        | Åring bukk  | Åring kolle | Eldre bukk  | Eldre kolle | Sum individer | Sett hjort-data |
|----------------------|------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------|-----------------|
| Trøndelag            | 2017 | 429         | 274         | 227         | 270         | 358         | 1558          | 8712            |
|                      | 2018 | 557         | 230         | 214         | 267         | 416         | 1684          | 10 496          |
|                      | 2019 | 606         | 230         | 250         | 278         | 420         | 1784          | 8987            |
|                      | 2020 | 701         | 306         | 319         | 373         | 510         | 2209          | 8772            |
|                      | 2021 | 731         | 296         | 286         | 395         | 537         | 2245          | 9131            |
| Vestland nord        | 2017 | 322         | 229         | 153         | 192         | 247         | 1143          | 8112            |
|                      | 2018 | 262         | 173         | 135         | 182         | 210         | 962           | 8279            |
|                      | 2019 | 357         | 180         | 158         | 183         | 201         | 1079          | 8176            |
|                      | 2020 | 386         | 216         | 181         | 192         | 235         | 1210          | 8902            |
|                      | 2021 | 427         | 214         | 173         | 216         | 267         | 1297          | 9984            |
| Vestland sør         | 2017 | 238         | 185         | 105         | 189         | 234         | 951           | 6461            |
|                      | 2018 | 298         | 166         | 138         | 193         | 210         | 1005          | 5019            |
|                      | 2019 | 330         | 159         | 142         | 186         | 228         | 1045          | 6525            |
|                      | 2020 | 367         | 174         | 160         | 182         | 253         | 1136          | 7496            |
|                      | 2021 | 414         | 189         | 160         | 198         | 254         | 1215          | 8113            |
| Innlandet            | 2017 | 53          | 17          | 23          | 65          | 38          | 196           | 711             |
|                      | 2018 | 49          | 38          | 30          | 73          | 40          | 230           | 700             |
|                      | 2019 | 67          | 43          | 25          | 75          | 69          | 279           | 1326            |
|                      | 2020 | 72          | 51          | 41          | 69          | 52          | 285           | 1599            |
|                      | 2021 | 93          | 42          | 40          | 77          | 74          | 326           | 1294            |
| Vestfold og Telemark | 2017 | 63          | 32          | 23          | 45          | 51          | 214           | 1053            |
|                      | 2018 | 54          | 29          | 16          | 44          | 44          | 187           | 1165            |
|                      | 2019 | 66          | 31          | 16          | 51          | 45          | 209           | 1504            |
|                      | 2020 | 68          | 27          | 32          | 75          | 62          | 264           | 2010            |
|                      | 2021 | 93          | 47          | 36          | 71          | 69          | 316           | 2031            |
| <b>SUM</b>           |      | <b>7103</b> | <b>3578</b> | <b>3083</b> | <b>4141</b> | <b>5124</b> | <b>23 029</b> | <b>136 558</b>  |

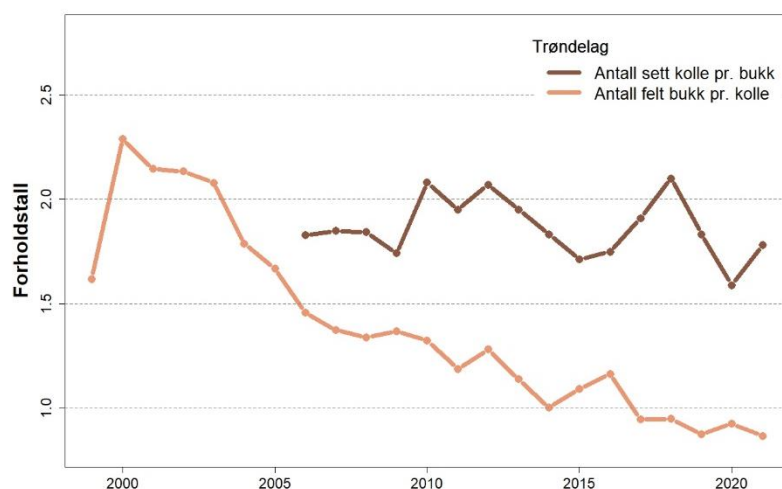
### 3.3.2 Trøndelag

I 1991 ble det felt 584 hjort innen det området som i dag representerer overvåkingsregionen Trøndelag. Den foreløpige rekordnoteringen ble notert i 2018, da hele 2644 hjort ble felt i forbindelse med ordinær jakt. Parallelt med økningen i fellingstall økte også antall hjort sett og felt pr. jegerdag, inntil de kulminerte i henholdsvis 2018 og 2019 (**Figur 3.3.1**). De siste årene har både fellingstallene og sett hjort-indeksene vist en fallende tendens, hvilket antyder at hjortebestanden har vært i nedgang. Dette er også i samsvar med den lokale forvaltningens ønsker og forventninger.

Etter betydelig overvekt av bukker i avskytingen, og følgelig et hardt jakttrykk på ett år og eldre hanndyr, var gjennomsnittsalderen for felte eldre bukker lav i Trøndelag på 1990-tallet. Siden har voksende bestander og økt bevisstgjøring om den bestandsmessige nytteverdien av eldre bukker ført til gradvis økning av andelen koller i uttaket (**Figur 3.3.2**). I tillegg skjedde det en økende beskatning av ettåringer i hunddyrsegmentet (**Figur 3.3.4**).

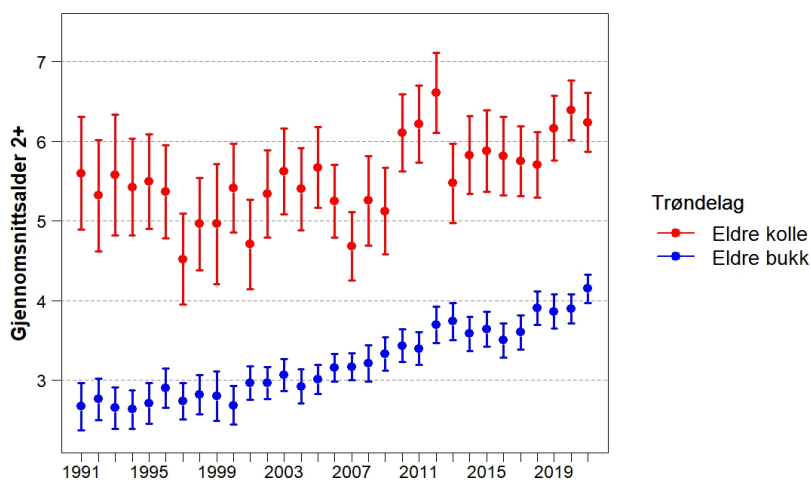


**Figur 3.3.1.** Antall hjort felt pr. km<sup>2</sup> tellende areal i Trøndelagsregionen (1999-2021; blå linje). Areal og fellingstall er fra kommunene i overvåkingsregionen i 2021. Gul og grå linje er gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag overvåkingskommunene i perioden 2006-2021. Verdier for felt hjort pr. jegerdag er ganget med 10.



**Figur 3.3.2.** Gjennomsnittlig antall bukk felt pr. kulle (1999-2021; rosa) og antall kulle sett pr. bukk (2004-2021; brun) i overvåkingskommunene i region Trøndelag. Begge indeksene omfatter dyr som er ett år og eldre.

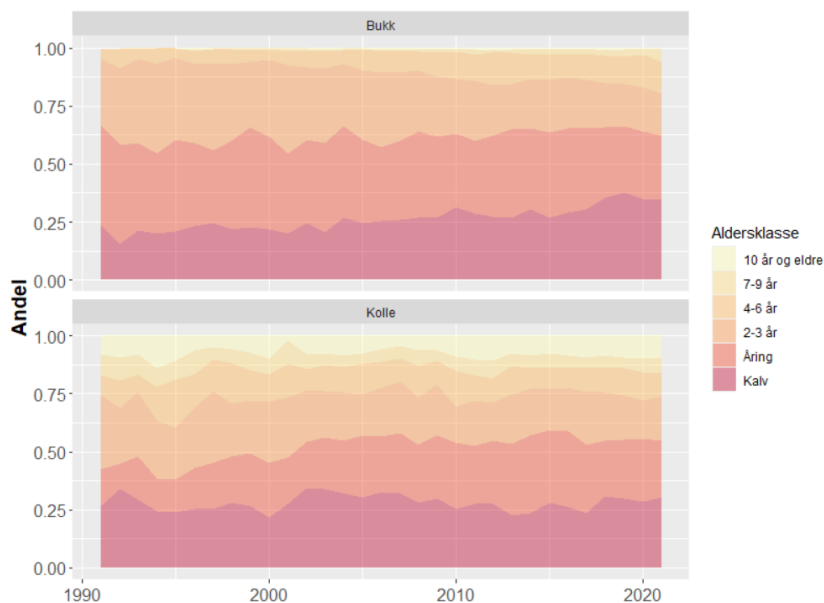
Etter 2016 har felte dyr ett år og eldre vært dominert av koller (**Figur 3.3.2**), men uten at dette så langt har resultert i en vesentlig nedgang i det observerte kjønnsforholdet (**Figur 3.3.2**). Økt uttak av koller og redusert jakttrykk på bukkene har likevel ført til betydelig økt gjennomsnittsalder blant felte bukker to år og eldre (**Figur 3.3.3**), noe som også illustreres i en svak økning av fire år og eldre bukker i jaktuttaket (**Figur 3.3.4**).



**Figur 3.3.3.** Årlig gjennomsnittsalder ( $\pm 95\%$  CI) for felte koller og bukker to år og eldre i overvåkingsregion Trøndelag. Data fra perioden 1991-2021.

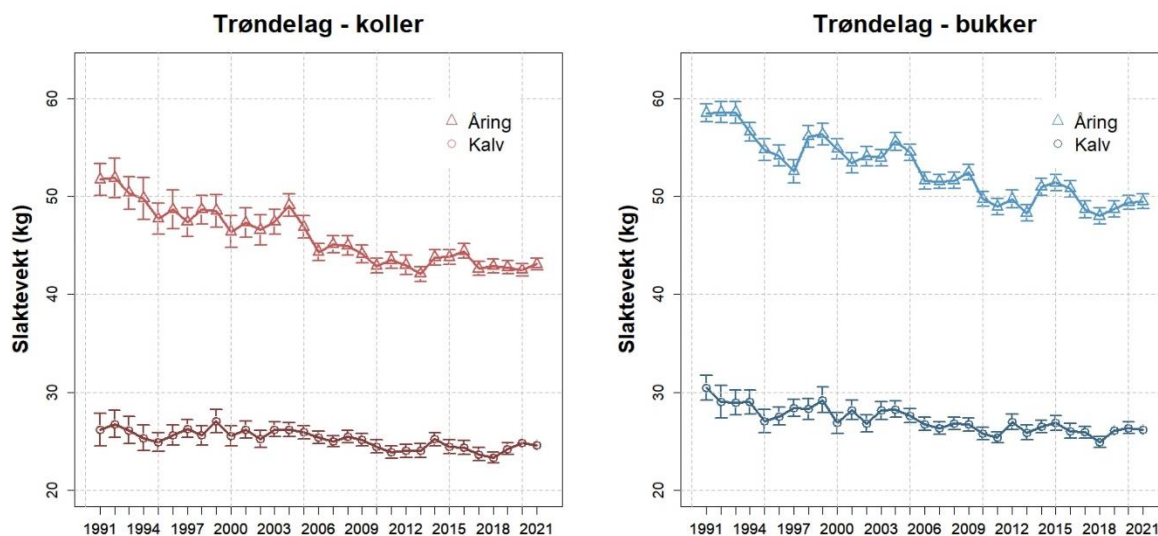
På tross av et økende uttak av koller, øker også gjennomsnittsalderen i dette segmentet (**Figur 3.3.3**). Dette skyldes sannsynligvis en økning i andelen ettårige koller og reduksjon i andelen to-

og treårige koller i uttaket. Andelen koller tilhørende de eldre aldersklassene i jaktuttaket, og forhåpentligvis også i bestanden, har dermed holdt seg relativt stabilt de siste 20 årene.



**Figur 3.3.4.** Fordeling av ulike aldersklasser i avskytingen av hjort i overvåkningsregion Trøndelag i perioden 1991-2021. Materialet omfatter bare dyr som er aldersbestemt i regi av overvåkningsprogrammet. Bukker øverst og koller nederst.

Med økt bestandstetthet følger økt konkurranse om matfatet. Konsekvensen blir dårligere vekstbetingelser og dermed reduserte kroppsvekter. Til tross for økende bestandstetthet ser vi likevel ingen vesentlig reduksjon i gjennomsnittsvekter for kalv og ettåring siden 2010 (**Figur 3.3.5**). Snittvektene for kalver og ettåringer felt i perioden 2010-2021 var henholdsvis 13 % og 15 % lettere enn da overvåkingen startet i 1991 (**Figur 3.3.5**).



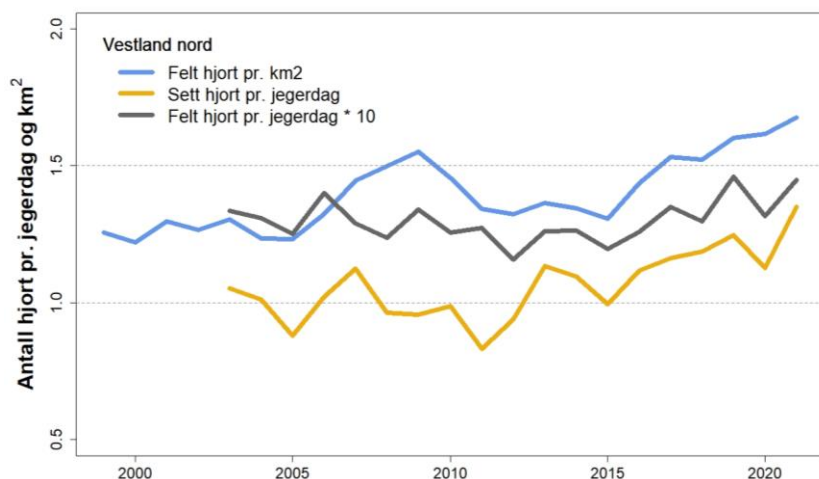
**Figur 3.3.5.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm$  95 % CI) for kalver og ettåringer i overvåkningsregion Trøndelag. Data fra perioden 1991-2021. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober.

### 3.3.3 Vestland nord

Områdene som omfattes av overvåkningsregionen Vestland nord har vært uforandret siden 2012. Før dette var flere kommuner involvert i innsamlingen av materiale i kortere eller lengre perioder. I den følgende sammenstillingen er data knyttet til sett hjort og totale fellingstall avgrenset til å omfatte kommunene som var med i overvåkningsprogrammet pr. 2021.

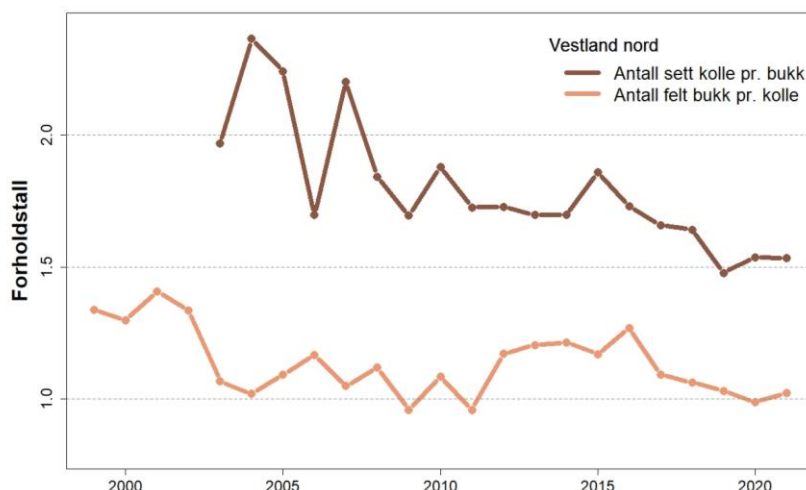
Antallet hjort felt pr. km<sup>2</sup> nådde en foreløpig topp i 2009. Deretter fulgte en midlertidig reduksjon i fellingstallene. De tre siste årene har det blitt felt rekordmange hjort innen begge de to overvåkingskommunene (**Figur 3.3.6**). Basert på sett hjort-registreringene observeres det rundt dobbelt så mange hjort pr. jegerdag i Kinn sammenlignet med Gloppen. Dette forholdstallet har vært relativt stabilt gjennom hele perioden (2003-2021). Gjennom de siste 10 årene har antallet hjort felt pr. jegerdag i Kinn ligget ca. 40 % høyere enn i Gloppen.

Samlet sett er utviklingen i sett og felt hjort pr. jegerdag sammenfallende med utviklingen i antall felte dyr pr. km<sup>2</sup>. Samtidig har det i lengre tid vært et uttrykt ønske om å redusere bestandstettheten i områdene som opplever de høyeste hjortetetthetene. I så fall forventer vi å registrere en vedvarende nedgang i antallet dyr sett og felt pr. jegerdag selv om antallet felte dyr økes eller holdes stabilt. Foreløpig er det ingen tydelige tegn på bestandsnedgang (**Figur 3.3.6**)



**Figur 3.3.6.** Antall hjort felt pr. km<sup>2</sup> tellende areal i region Vestland nord (1999-2021; blå linje). Areal og fellingstall er fra kommunene som var del av overvåkingsregionen i 2021. Gul og grå linje er gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag i overvåkingskommunene i perioden 2003-2021. Verdier for felt hjort pr. jegerdag er ganget med 10.

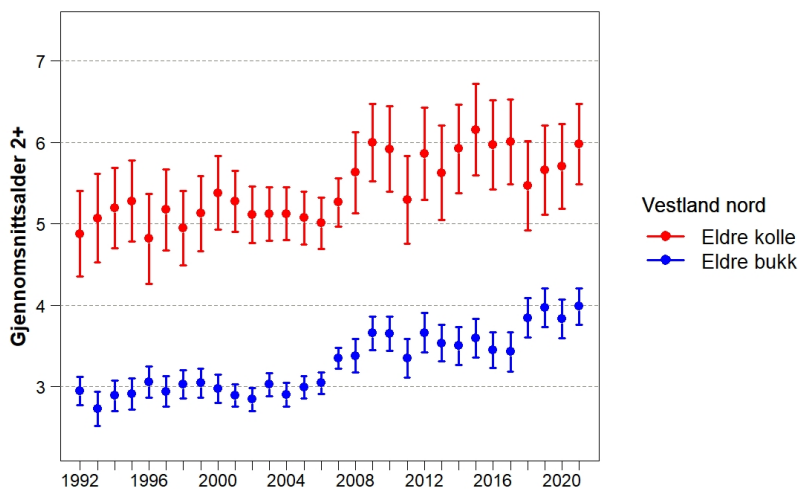
Det har lenge vært en uttalt målsetting for den lokale bestandsforvaltningen å øke andelen bukk i bestanden. Jevnt over felles det likevel en overvekt av hanndyr i regionen (**Figur 3.3.7**). På tross av dette er kjønnsforholdet i bestanden mer balansert i dag enn for 10 år siden. Dette skyldes sannsynligvis en underliggende bestandsvekst i perioden. Den positive utviklingen kan likevel snu dersom det nå iverksettes en reduksjonsavskyting uten å ta hensyn til at bukkene fremdeles er i mindretall i bestanden.



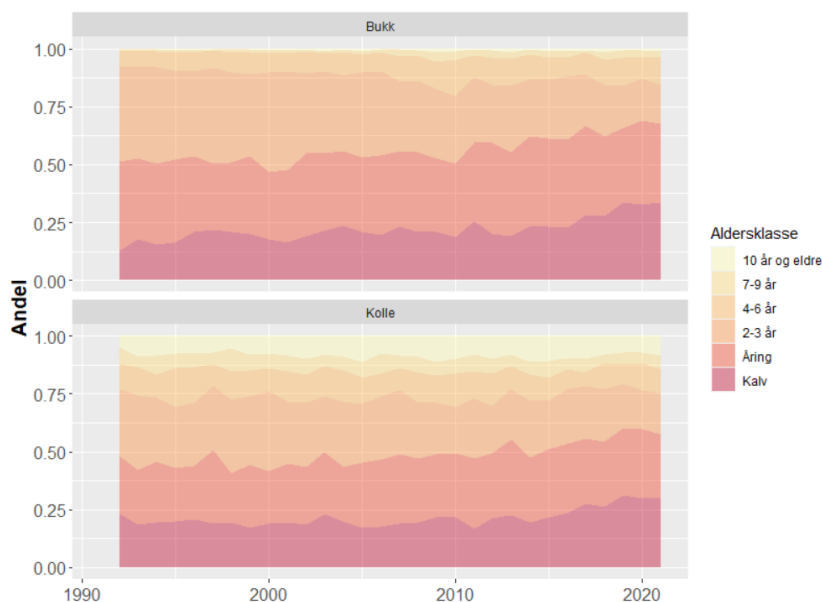
**Figur 3.3.7.** Gjennomsnittlig antall bukk felt pr. kulle (1999-2021; rosa) og antall kulle sett pr. bukk (2004-2021; brun) i overvåkingskommunene i region Vestland nord. Begge indekser omfatter dyr som er ett år og eldre.

Gjennomsnittsalderen hos felte koller to år og eldre har vært relativt stabil gjennom de siste 10-14 årene, mens den har økt blant bukker (**Figur 3.3.8**). Sammenlignet med situasjonen tidlig på 1990-tallet, har snittalderen for bukker to år og eldre økt med tilnærmet ett år. Forskjellen i

gjennomsnittsalder blant de eldre kollene og bukkene er kun svakt redusert de siste 30 årene (**Figur 3.3.8**).



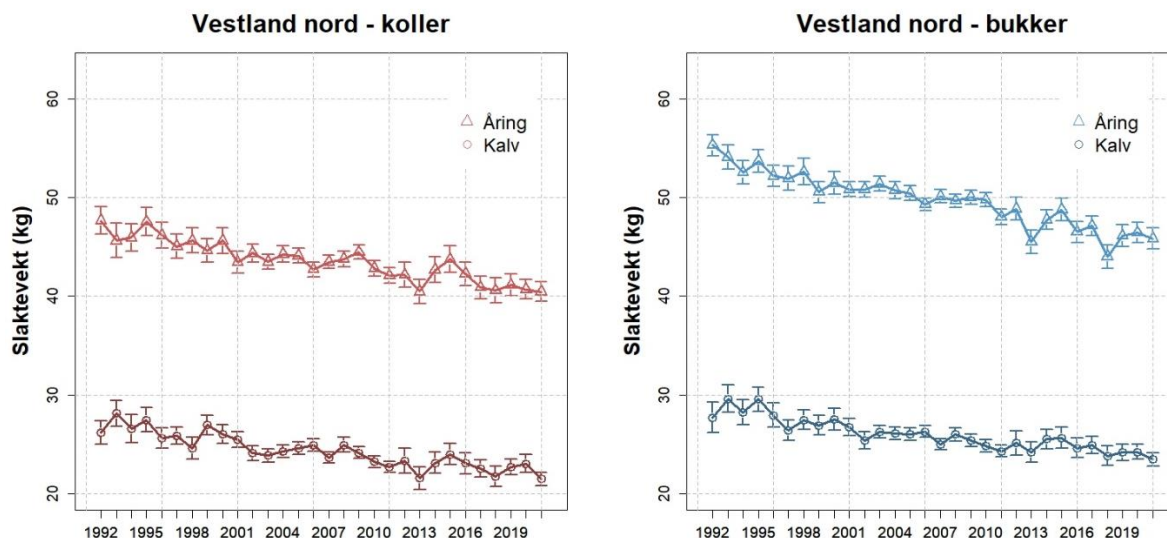
**Figur 3.3.8.** Årlig gjennomsnittsalder ( $\pm 95\%$  CI) for felte koller og bukker to år og eldre i overvåkingsregion Vestland nord. Data i perioden 1992-2021.



**Figur 3.3.9.** Fordeling av ulike aldersklasser i avskytingen av hjort i overvåkingsregion Vestland nord i perioden 1992-2021. Materialet omfatter bare dyr som er aldersbestemt i regi av overvåkingsprogrammet. Bukker øverst og koller nederst.

En kikk på fordelingen av ulike aldersklasser i overvåkingsmaterialet gir bedre innsikt i hva som ligger bak endringene i gjennomsnittsalder hos de eldre individene (**Figur 3.3.9**). Den største endringen er knyttet til økningen i andel kalver i uttaket. I tillegg har andelen ettårige koller økt. Den økte beskatningen av de to yngste aldersklassene har skjedd samtidig som uttaket av to- og treåringer har gått ned. Andelen av de eldre aldersklassene har ligget relativt stabilt for koller. Hos bukkene har antallet 7-9-årige individer økt noe, mens bukker 10 år og eldre er så godt som fraværende blant de felte individene.

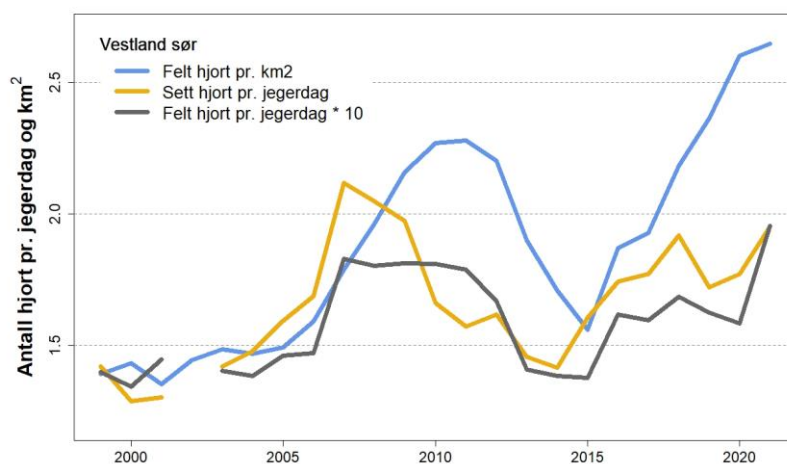
Samlet sett har synkende slaktevekter preget regionen (**Figur 3.3.10**). Den tydeligste nedgangen i vekt skjer fram til 2001 og etter 2011, men også i den siste tiårsperioden er det en signifikant nedgang i slaktevektene for både bukker og koller i begge de to yngste aldersklassene. På tvers av kjønn tilsvarer den årlige nedgangen i slaktevekter for ettåringer og kalver henholdsvis 0,24 kg og 0,08 kg.



**Figur 3.3.10.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 95\%$  CI) for kalver og ettåringer i overvåkningsregion Vestland nord. Data fra perioden 1992-2021. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober

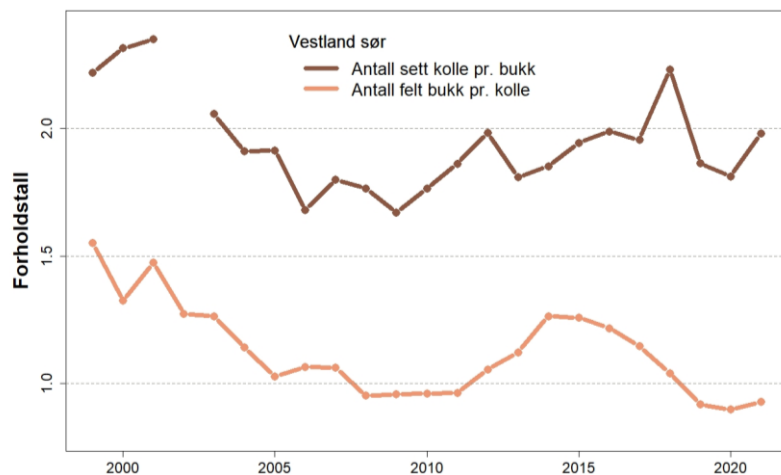
### 3.3.4 Vestland sør

Kvinnherad kommune har vært med i region Vestland sør helt siden etableringen av overvåkingsprogrammet i 1991. Siden 2002 har kommunen også vært den eneste kommunen i denne regionen. Før siste kommunereform var Kvinnherad i mange år den kommunen i landet med flest felte hjort. En foreløpig topp i fellingstallene ble nådd i 2011 med 1250 felte hjort. Etter en midlertidig nedgang i fellingstallene har de tre siste årene bydd på stadig nye fellingsrekorder. Det foreløpige rekordnoteringen for kommunen er fra 2021 hvor hele 1452 hjort ble skutt i løpet av den ordinære jakta. Utviklingen i antall felte dyr pr. km<sup>2</sup> tellende areal er vist i **Figur 3.3.11**.



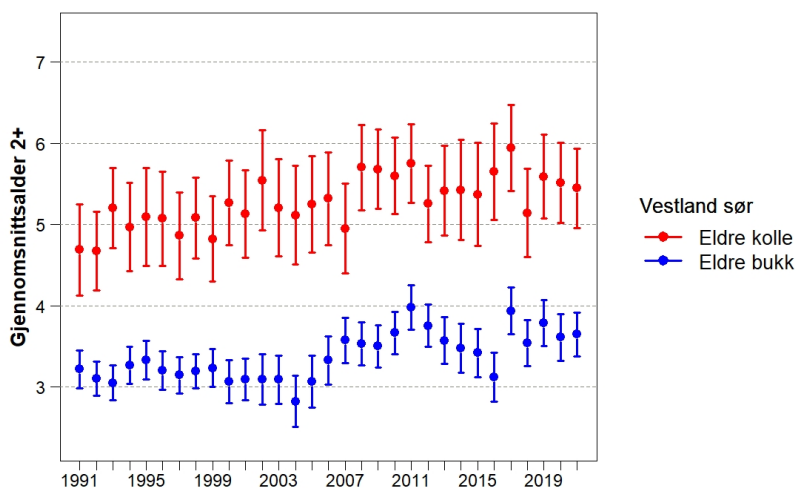
**Figur 3.3.11.** Antall hjort felt pr. km<sup>2</sup> tellende areal i region Vestland sør (1999-2021; blå linje). Areal og fellingstall er fra kommunene i overvåkningsregionen i 2021. Gul og grå linje er gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag i perioden 1999-2021. Verdier for felt hjort pr. jegerdag er ganget med 10.

Kvinnherad var en av de første kommunene som innførte sett hjort-registreringer. Med unntak for i 2002 har oppslutningen vært svært bra. Utviklingen i indeksene sett og felt hjort pr. jegerdag støtter inntrykket om at avskytingen i årene rundt 2010 bidro til en reell bestandsreduksjon. Dette understøttes av at både sett og felt hjort pr. jegerdag nådde sine toppnivå før toppen i selve jaktuttaket (**Figur 3.3.11**). En påfølgende periode med reduserte indeksverdier gir også støtte til denne oppfatningen. Etter 2014-2015 har det derimot vært en ny økning i sett og felt hjort pr. jegerdag. Det er likevel for tidlig å konkludere om den sterke økningen i uttaket har bidratt til en vesentlig bestandsreduksjon.



**Figur 3.3.12.** Gjennomsnittlig antall bukk felt pr. kolle (1999-2021; rosa) og antall kolle sett pr. bukk (2004-2021; brun) i region Vestland sør. Begge indekser omfatter dyr som er ett år og eldre.

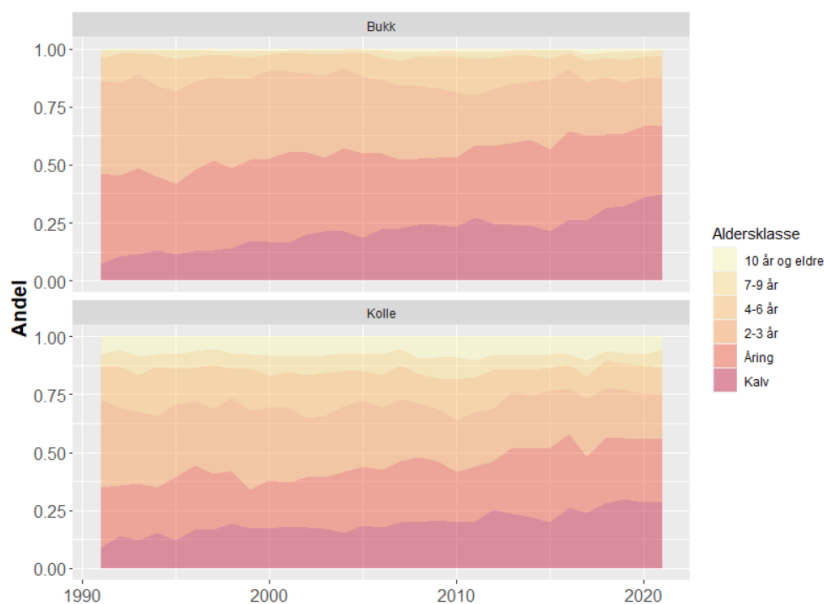
Etter mange år med redusert jakttrykk på bukk, sank kjønnsforholdet i bestanden på starten av 2000-tallet (**Figur 3.3.12**) og gjennomsnittsalderen blant felte, eldre bukker økte (**Figur 3.3.13**). Siden ble det igjen en økning i andelen felte bukk og dermed skjevere kjønns sammensetning (**Figur 3.3.12**) og redusert gjennomsnittsalder (**Figur 3.3.13**). I de siste årene har pendelen snudd og både bukker og koller i avskytingen blir yngre. Dette kan skyldes en generell økning i jakttrykket og er i beste fall en indikasjon på at de siste åras økte avskyting fører til en reell bestandsreduksjon.



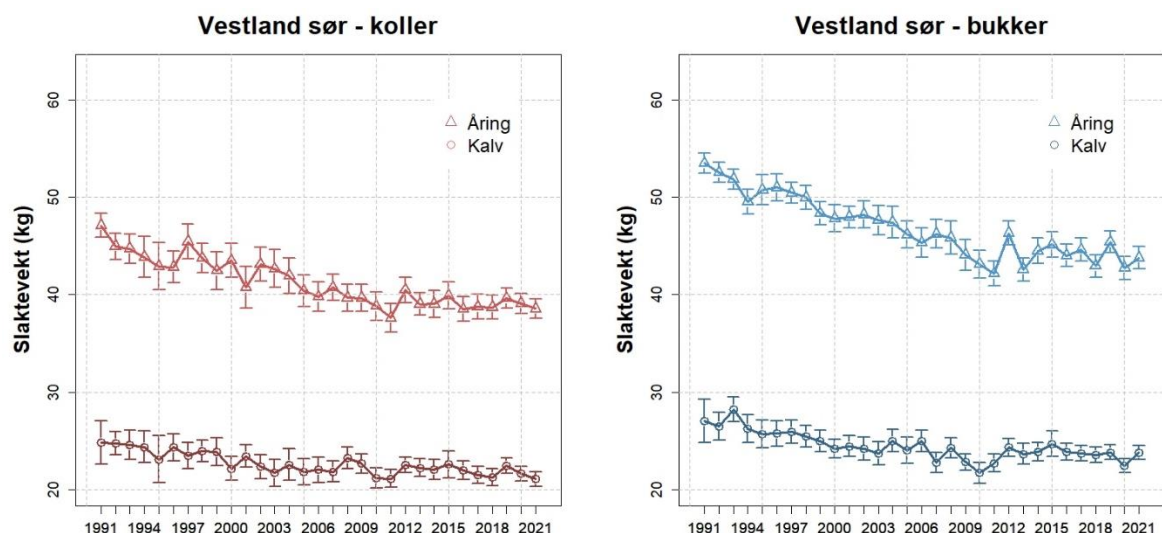
**Figur 3.3.13.** Årlig gjennomsnittsalder ( $\pm 95\%$  CI) for felte koller og bukker to år og eldre i overvåkingsregion Vestland sør. Data fra perioden 1991-2021.

Også i Vestland sør har det skjedd en vesentlig endring i fordelingen av aldersklasser i overvåkingsmaterialet (**Figur 3.3.14**). Andelen kalver og ettåringer i uttaket har økt jevnt og trutt, og blant ettåringene er det hos kollene vi ser den største økningen. For begge kjønn har økt beskatning av kalver og ettåringer resultert i redusert andel to- og treårige dyr i uttaket. Som i Vestland nord og Trøndelag er bukker 10 år og eldre tilnærmet fraværende i jaktmaterialet.

I takt med økende bestandstetthet har det i Vestland sør skjedd en vesentlig reduksjon i kroppsvektene i alle aldersklasser siden tidlig på 1990-tallet. Den primære årsaken tror vi er næringsbegrensning. Reduksjonsavskytingen rundt 2010 brøt denne trenden og førte til en midlertidig økning i gjennomsnittsvekter for kalver og ettåringer. Siden har vektene for kalver og ettåringer variert rundt et relativt stabilt gjennomsnitt (**Figur 3.3.15**).



**Figur 3.3.14.** Fordeling av ulike aldersklasser i avskytingen av hjort i overvåkingsregion Vestland sør i perioden 1991-2021. Materialet omfatter bare dyr som er aldersbestemt i regi av overvåkingsprogrammet. Bukker øverst og koller nederst.



**Figur 3.3.15.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 95\%$  CI) for kalver og ettåringer i overvåkingsregion Vestland sør. Data fra perioden 1991-2021. Alle vekt er datokorrigert til 1. oktober.

### 3.3.4.1 Endring i gjennomsnittsvekter som følge av endret fellings tidspunkt

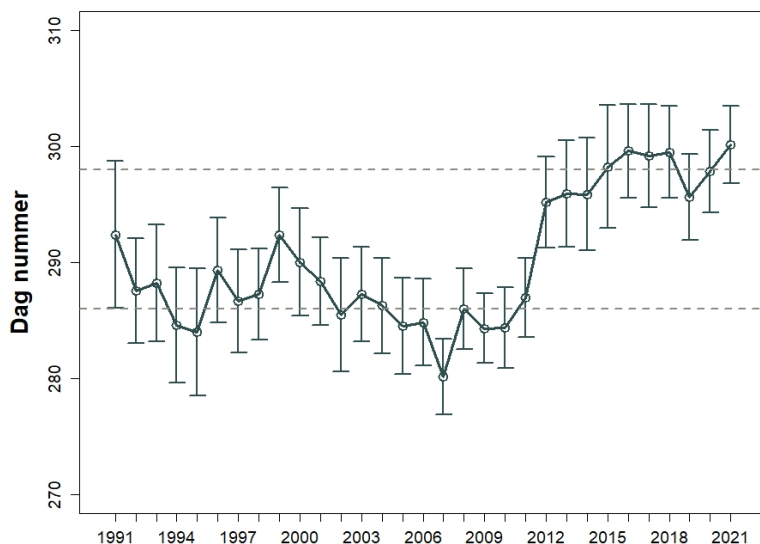
Både kalver og ettåringer vokser i løpet av høsten. For å gjøre slaktevektene sammenlignbare mellom år og områder standardiserer vi vektene til en gitt fellingsdato. For hjort er denne satt til 1. oktober. Erfaringsmessig har det vært små forskjeller i årlige snittverdiene basert på datokorrigerte og ikke-korrigerte vekt, noe som er å forvente dersom den gjennomsnittlige fellingsdatoen er relativt konstant over år. Hvis den gjennomsnittlige fellingsdatoen endrer seg over tid er det derimot grunn til å kontrollere for dette. Det samme må gjøres dersom en ønsker å sammenligne vekt mellom områder med i gjennomsnitt ulike fellings tidspunkt.

I forbindelse med jakt tidsrevisjonen 2012 ble den generelle sluttdatoen for hjortejakta flyttet fra 15. november til 23. desember. I Vestland sør resulterte dette i at det gjennomsnittlige fellings tidspunktet for hjortekalver ble forskjøvet. I perioden 1991-2011 var den gjennomsnittlige fellingsdatoen for kalver 13. oktober (dagnummer 286). I perioden 2012 til 2021 var denne datoen forskjøvet med 12 dager til 25. oktober (dagnummer 298, **Figur 3.3.16**). En tilsvarende endring

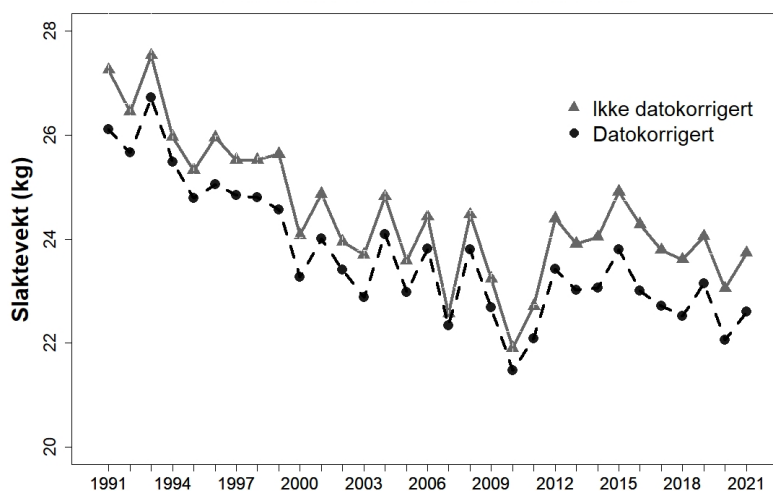


i gjennomsnittlig fellingsdato skjedde ikke innen de andre overvåkingsområdene med vektdata fra før 2012.

På tvers av alle overvåkingsområder er en hannkalv forventet å øke i slaktevekt med 0,9 kg i løpet av den nevnte 12 dagene i oktober. Materialet fra Vestland sør viser at endringen i fellingsdato økte forskjellen mellom de datokorrigerede årlige snittvektene og snittvektene basert på ikke-korrigerede slaktevekter (**Figur 3.3.17**). For perioden 2012-2021 var denne forskjellen på 1,0 kg, eller 4,5 % av den datokorrigerede snittvekten.



**Figur 3.3.16.** Gjennomsnittlig fellingsdato (95 % CI) for hjortekalver i region Vestland sør. Dagnummer er løpedag fra 1. januar. Nedre stiplede linje er gjennomsnittlig fellingsdato for kalver i perioden 1991-2011 (13. oktober). Øvre stiplede linjen er gjennomsnittlig fellingsdato for kalver i perioden 2012-2021 (25. oktober).



**Figur 3.3.17.** Årlige gjennomsnittsvikter for kalv i region Vestland sør. Helt-rukken, grå linje er basert på slaktevekter uten datokorrigering. Stiplet, sort linje viser utviklingen når alle slaktevekter er korrigert til 1. oktober.

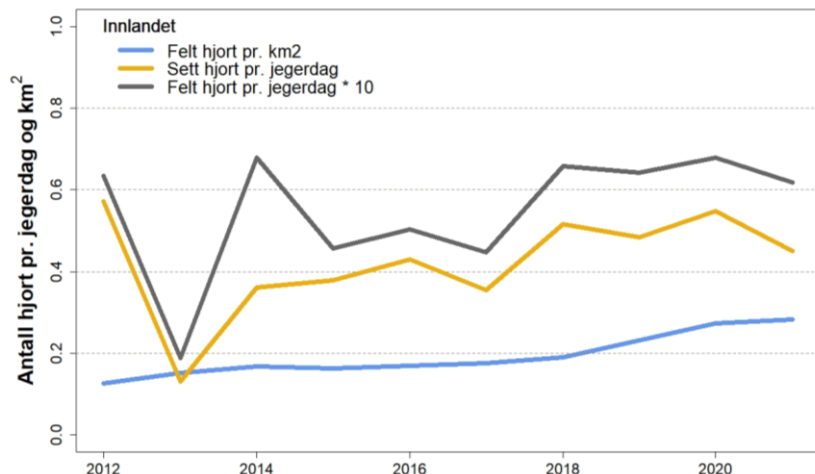
### 3.3.5 Innlandet

Innlandet kom inn som ny overvåkingsregion for hjort i 2012. Regionen ble etablert fordi hjorten er i fremmarsj både øst og sør for de eksisterende overvåkingsregionene. De utvalgte kommunene hadde fremdeles relativt lave tettheter av hjort, men det var forventet at hjortebestanden ville vokse. I de siste 10 årene antyder da også fellingstallene og sett og felt hjort pr. jegerdag at det har skjedd en moderat bestandsvekst (**Figur 3.3.18**).

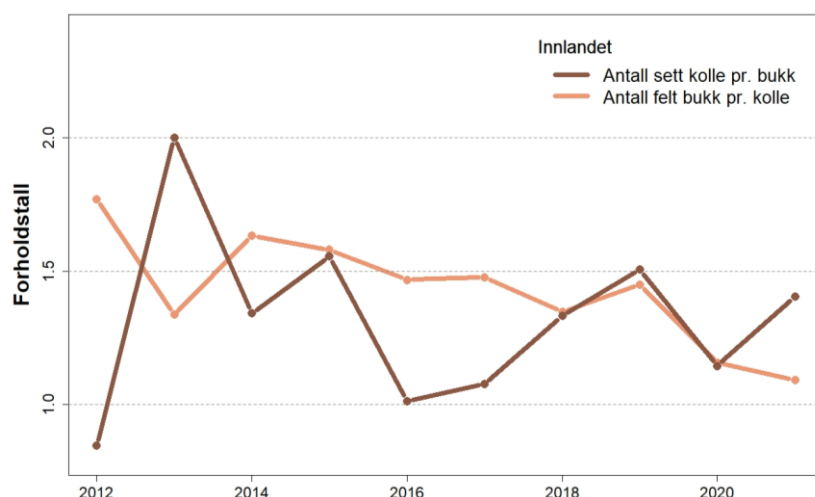
I sammenstillingen av sett hjort-materiale fra region Innlandet har vi valgt å utelate materialet fra Nord-Fron kommune. Dette er fordi det historiske materialet inneholder svært stor mellomårsvariasjon i jaktinnsats, observasjonsdata og antall jaktfelt med registreringer. Hva som er årsaken

er ikke kjent. Det er derimot lite sannsynlig at den store variasjonen i sett hjort-dataene fra kommunen skyldes bestandsmessige forhold.

Utfordringene knyttet til det historiske sett hjort-materialet fra regionen er ikke kun avgrenset til Nord-Fron. For årene før 2016 er sett hjort-materialet fra regionen preget av varierende oppslutning. Dette skaper mye variasjon i de respektive årsverdiene, som trolig ikke gjenspeiler de bestandsmessige endringene (**Figur 3.3.18** og **3.3.19**).



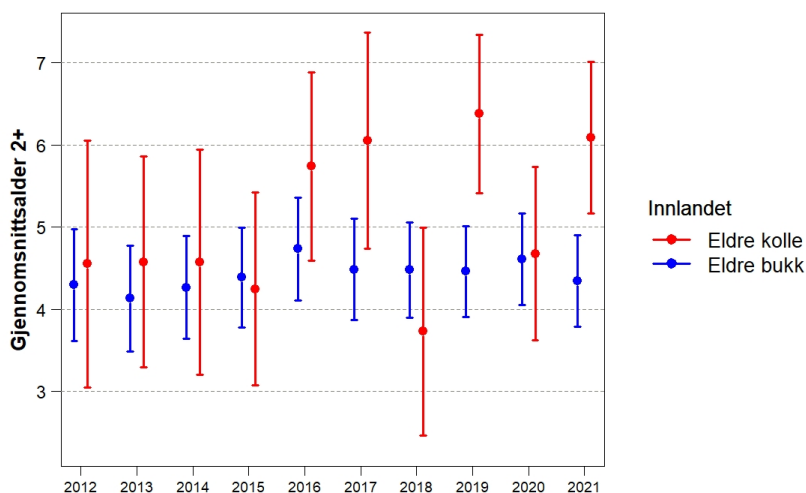
**Figur 3.3.18.** Antall hjort felt pr. km<sup>2</sup> tellende areal i overvåkingsregion Innlandet i perioden 1999-2021 (blå linje). Det tellende arealet er basert på tall fra 2021. Gul og grå linje er gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag innen Lom, Sel og Vågå i perioden 1999-2021. Felt hjort-verdiene er ganget med 10.



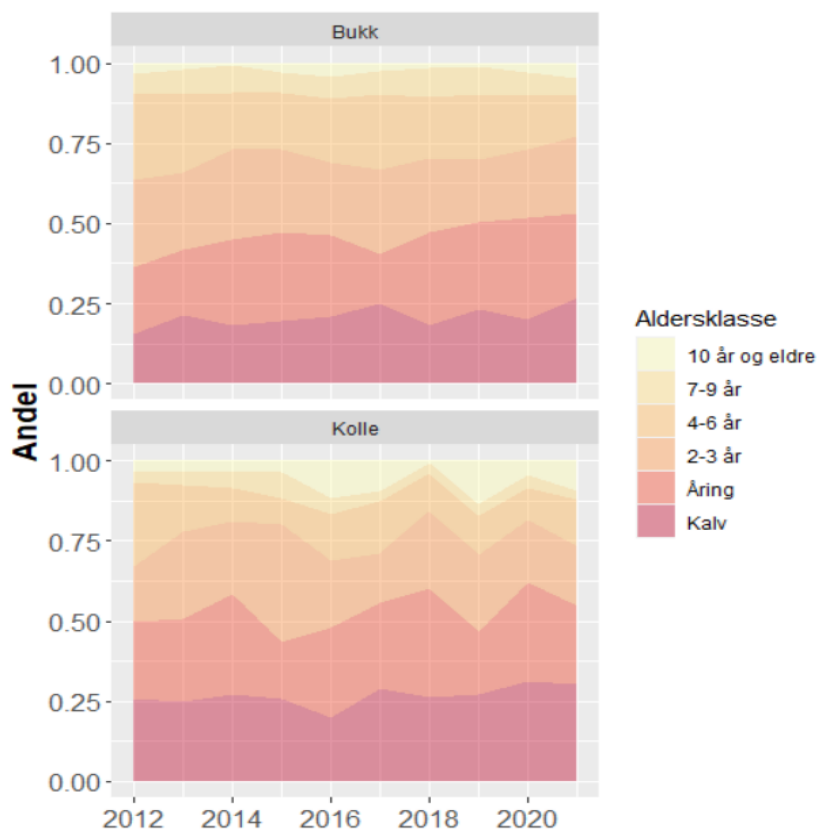
**Figur 3.3.19.** Gjennomsnittlig antall bukk felt pr. kolle (rosa) og antall kolle sett pr. bukk (brun) innen Lom, Sel og Vågå i perioden 2012-2021. Begge indeksene omfatter dyr som er ett år og eldre.

På tross av begrenset med data, framstår kjønnsforholdet i regionen mer balansert enn i de tre regionene på Vestlandet og i Trøndelag, og det samme gjelder for kjønnsforholdet blant de felte dyrene (**Figur 3.3.19**). Også alderen på felte bukker er gjennomgående høyere enn i de mer hjortetette regionene (**Figur 3.3.20**). Dette tyder på at jakttrykket på hanndyra har vært lavere og følgelig blir forekomsten av eldre bukker i bestanden bedre enn på Vestlandet og i Trøndelag. Det samme fremgår av **Figur 3.3.21** hvor 10 år og eldre bukker inngår som en tydelig del av uttaket i alle år.

Snittalderen for kollene varierer mye som følge av et stort aldersspenn og få felte individer. Lav utvalgsstørrelse fører også til stor variasjon i andelen felte dyr i ulike aldersklasser mellom år. En fellesnevner for begge kjønn er at alle aldersklasser er representert i avskytingsmaterialet alle år (**Figur 3.3.21**).

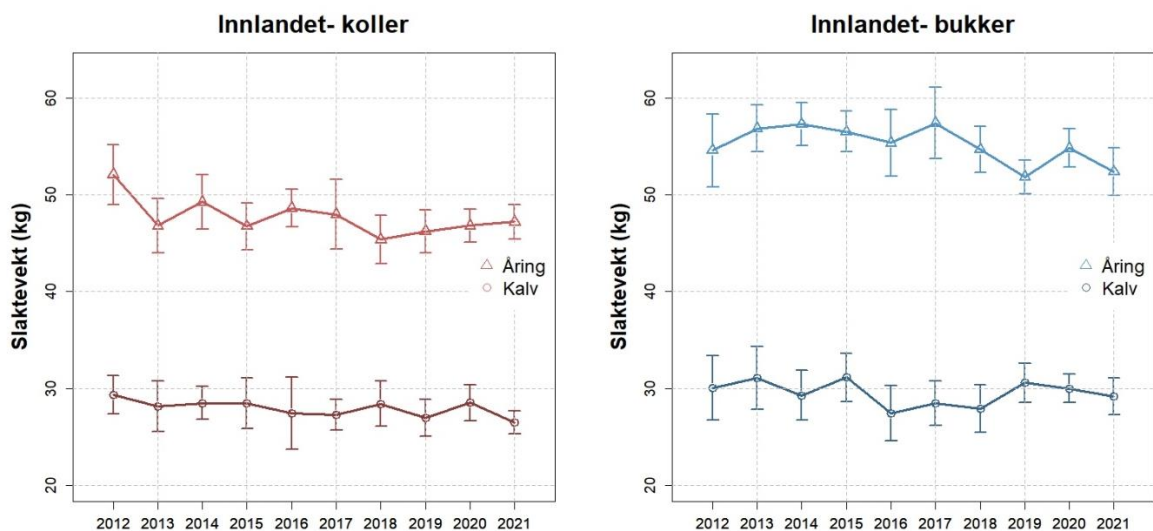


**Figur 3.3.20.** Årlig gjennomsnittsalder ( $\pm$  95 % CI) for felte koller og bukker to år og eldre i overvåkingsregion Innlandet. Data fra perioden 2012-2021.



**Figur 3.3.21.** Fordelingen av ulike aldersklasser i avskytingen av hjort i overvåkingsregion Innlandet i perioden 2012-2021. Materialet omfatter bare dyr som er aldersbestemt i regi av overvåkingsprogrammet. Bukker øverst og koller nederst.

Utviklingen i slaktevekter viser ingen signifikant trend for kalvene, men en signifikant negativ trend for åringsdyr gjennom de 10 årene med overvåkingsdata. Dette er som forventet fra økningen i bestandstetthet. I løpet av perioden har snittvektene for ettåringer gått ned med nærmere 3,5 kg. Med fortsatt bestandsøkning forventer vi en ytterligere vektreduksjon i alle aldersklasser. Pr. i dag særmerkes likevel hjortebestanden i Innlandet av store dyr og gode vekstbetingelser.



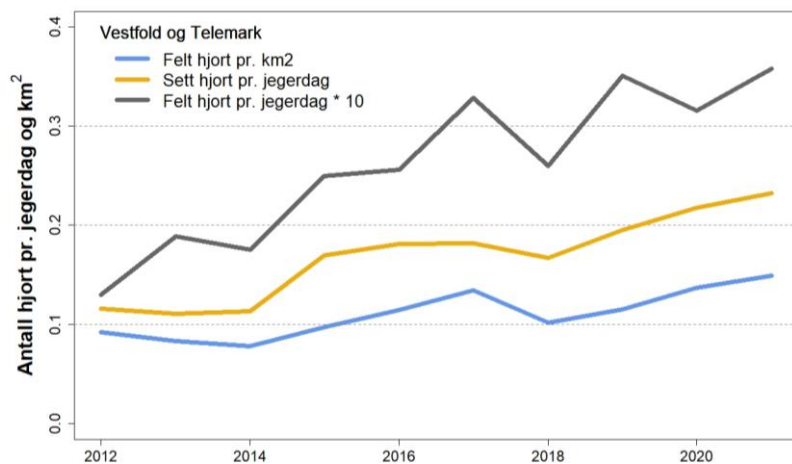
**Figur 3.3.22.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 95\%$  CI) for kalver og ettåringer i overvåkingsregion Innlandet. Data fra perioden 2012-2021. Alle vekter er datokorrigert til 1. oktober.

### 3.3.6 Vestfold og Telemark

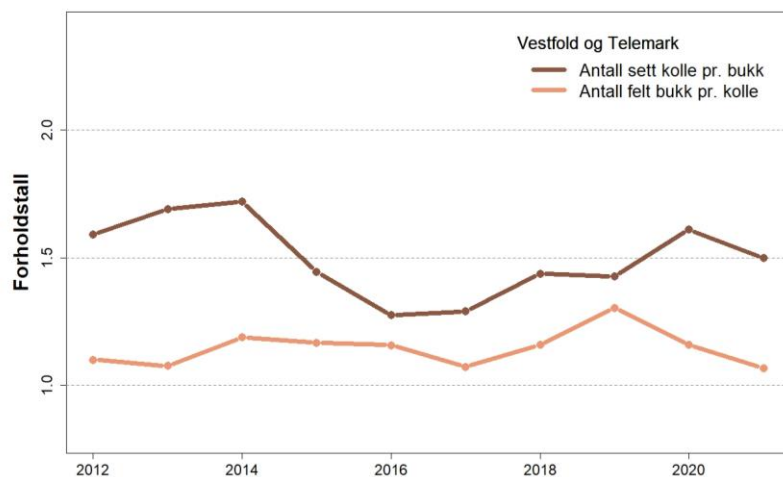
Som Innlandet ble også Vestfold og Telemark representert med en overvåkingsregion for hjort i 2012. Også her forventet vi en gradvis bestandsøkning, og dette er også hva som antydes av fellingstall og sett hjort-indeks (Figur 3.3.23).

Innføringen av sett hjort-overvåkingen har skjedd til litt ulike tidspunkt i regionen, men synes å stabilisere seg raskt når den først ble innført. Allerede mangeårig erfaring med innsamling og bruk av sett elg-data har nok bidratt til den gode oppslutningen.

For 2018 valgte vi å fjerne de eksisterende kommuneverdier for felt og sett hjort pr. jegerdag fra Skien kommune. Dette er fordi den var basert på svært få data, som resulterte i et urimelig stort utslag på den gjennomsnittlige verdien i regionen. For regionene med flere kommuner ble indeksverdiene beregnet som gjennomsnittet av de respektive årlige kommuneverdiene. Indeksverdien for antall sett hjort pr. jegerdag i eksempelvis 2020 var med andre ord gjennomsnittet av de respektive kommuneverdiene for Larvik, Skien, Siljan, Drangedal og Nome.

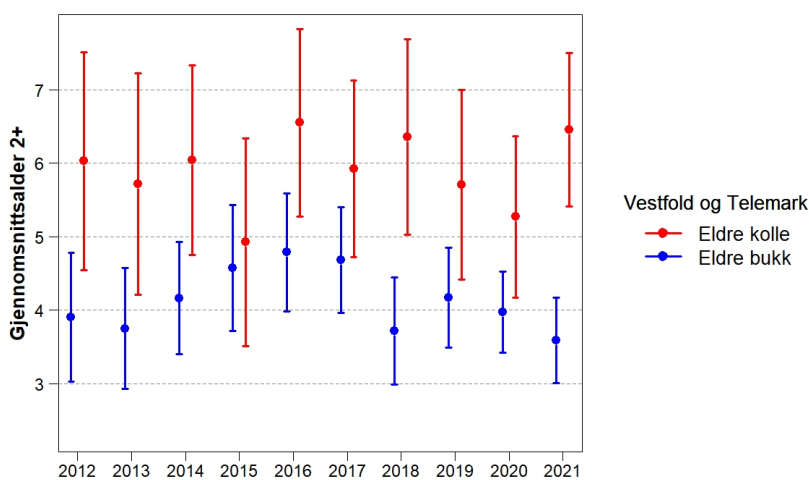


**Figur 3.3.23.** Antall hjort felt pr. km<sup>2</sup> tellende areal i overvåkingsregion Vestfold og Telemark i perioden 2012-2021 (blå linje). Det tellende arealet er basert på tall fra 2021. Gul og grå linje er gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag i de fem overvåkingskommunene i samme perioden. Felt hjort-verdiene er ganget med 10.



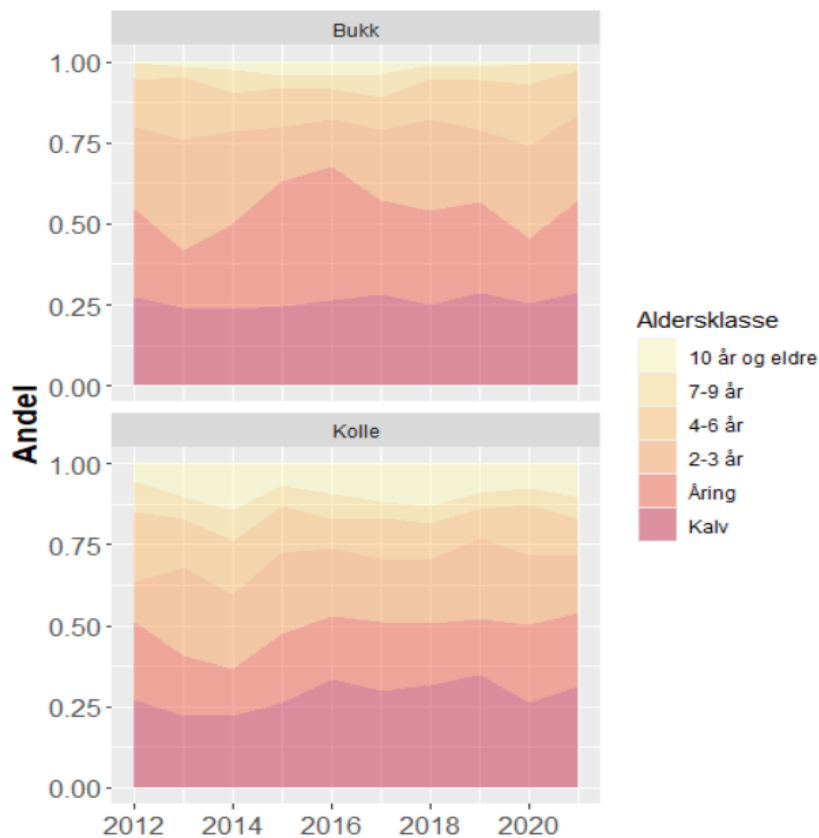
**Figur 3.3.24.** Gjennomsnittlig antall bukk felt pr. kolle (rosa) og antall kolle sett pr. bukk (brun) i overvåkingskommunene i region Vestfold og Telemark i perioden 2012-2021. Begge indeksene omfatter dyr som er ett år og eldre.

I region Vestfold og Telemark har avskytingen hatt en moderat overvekt av hanndyr (**Figur 3.3.24**). Fra 2016 indikerer antall koller sett pr. bukk-indeksen en gradvis skjevare kjønnssammensetning i bestanden. De siste årene med sett hjort-data er også de med best oppslutning. Tendensen sammenfaller med at gjennomsnittsalderen for felte bukker er redusert (**Figur 3.3.25**). Dette antyder et økt jakttrykk på bukkene, noe som bidrar til å senke den forventede levealderen. For felte koller er det ingen tydelig utviklingstrend for aldersfordelingen (**Figur 3.3.26**), men sammenlignet med de andre overvåkingsregionene er det en større andel felte koller i den eldste aldersklassen i Vestfold og Telemark.

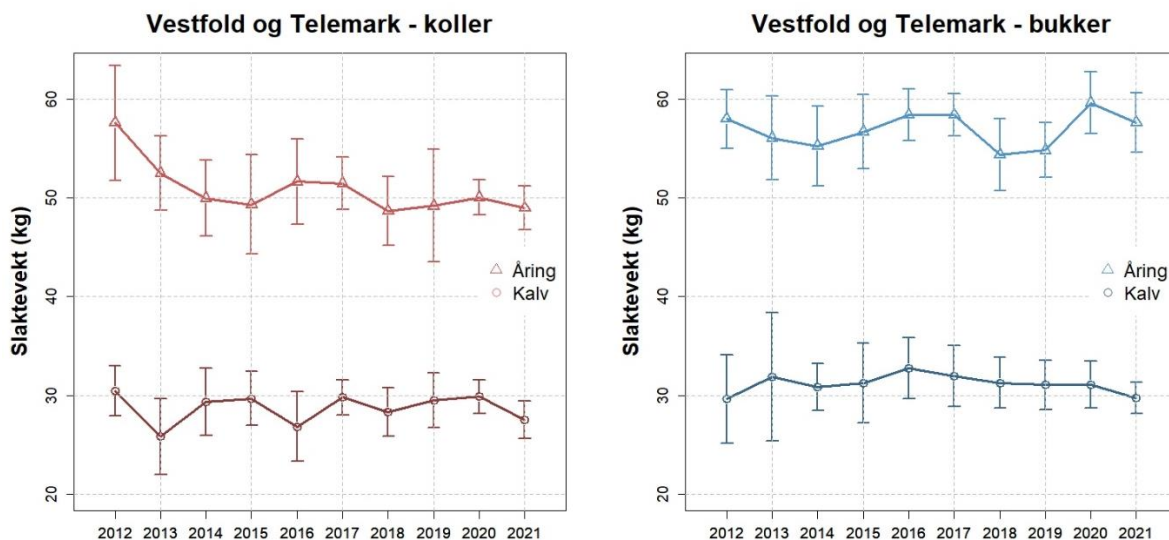


**Figur 3.3.25.** Årlig gjennomsnittsalder ( $\pm 95\%$  CI) for felte koller og bukker to år og eldre i overvåkingsregion Vestfold og Telemark. Data fra perioden 2012-2021.

Hjorten i Vestfold og Telemark har gjennomgående de høyeste vektene av alle overvåkingsregioner. Sammenlignet med dagens situasjon i Vestland sør, er en gjennomsnittlig kalv og ettåring henholdsvis 27 % og 29 % tyngre i Vestfold og Telemark. Dette illustrerer at hjorten ennå har svært gode vekstbetingelser i Sørøst-Norge. Med unntak for ettårige koller er det heller ingen negativ utviklingstrend å spore i slaktevekter for kalv og ettåringer (**Figur 3.3.27**). Trenden blant ettårskollene er sterkt påvirket av de høye vektene i 2012, men viser likevel en signifikant nedgang selv om dette året fjernes.



**Figur 3.3.26.** Fordelingen av ulike aldersklasser i avskytingen av hjort i overvåkingsregion Vestfold og Telemark i perioden 2012-2021. Materialet omfatter bare dyr som er aldersbestemt i regi av overvåkingsprogrammet. Bukker øverst og koller nederst.



**Figur 3.3.27.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt ( $\pm 95\%$  CI) for kalver og ettåringer i overvåkingsregion Vestfold og Telemark. Data fra perioden 2012-2021. Alle vekt er datokorrigert til 1. oktober.

## 3.4 Utviklingen i overvåkingsområdene – villrein

### 3.4.1 Datatilgang i perioden 2017–2021

Datainnsamlingen i overvåkingsområdene har i det store og hele fulgt den opprinnelige planen i siste kontraktperioden (2017-2021). For fastlandsbestandene er det foretatt årlige kjeveinnsamlinger og kalve- og strukturtellinger. På Svalbard har vi gjort årlige strukturtellinger, som også fungerer som gode kalve- og minimumstallinger.

Kalvetellinger er gjennomført hvert år i samtlige områder, og med et tilfredsstillende datagrunnlag for å beregne antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) (**Tabell 3.4.1**). På Hardangervidda har vi gjennomført to tellinger årlig i samarbeid med villreinutvalget. Strukturtellinger er stort sett gjennomført hvert år i alle områder, med unntak av enkelte år i Rondane nord (ingen strukturtelling i 2018), Rondane sør (2021), Setesdal-Ryfylke (2018, 2019), Hardangervidda (2018) og Snøhetta (2018). Tallgrunnlaget er stort sett bra for beregning av stammens kjønns- og alderssammensetning etter jakt (**Tabell 3.4.1**). På Hardangervidda er det gjennomført strukturtelling fra fly i 2020 og 2021, i tillegg til de ordinære strukturtellingene. Dette er gjort for å styrke datagrunnlaget i forbindelse med bekjempelsen av skrantesjuka (CWD) og de store bukkekvote. Også i Snøhetta vest er det brukt fly i forbindelse med strukturtelling. Dette ble gjort i 2019, da det var svært mye snø i fjellet tidlig i oktober.

Oppslutningen om Overvåkingsprogrammet er god i de fleste villreinområdene på fastlandet. Det er større utfordringer knyttet til kjeveinnsamlingene enn tellingene. En større andel innleverte kjever og veide vekter hadde generelt vært ønskelig, og spesielt for Hardangervidda og Setesdal-Ryfylke. Oppmerksomheten omkring Hardangervidda har økt betydelig etter at det ble påvist skrantesjuka (CWD) også i dette området. Oppslutningen blant jegerne omkring prøveinnsamling har derfor økt, og de siste årene har det blitt levert inn et betydelig større antall kjever. Det er imidlertid fortsatt et betydelig forbedringspotensial, særlig med hensyn til rapportering av (veide) slaktevekter. Trendene som er dokumentert for slaktevekter, kjevelengder og/eller kalver pr. 100 simler og ungdyr i flere villreinområder understreker viktigheten av en forbedring av vekt- og kjeveinnsamlingen lokalt.

Innleverte kjever brukes blant annet til 'eksakt' aldersbestemmelse av voksne dyr (to år eller eldre), enten ved hjelp av tannutvikling eller snitting av framtenner. Vi har eksakt alder for 9114 (55 %) av de 16 528 felte villrein (SSB) i overvåkingsperioden (**Tabell 3.4.1**). Denne andelen inkluderer skutte kalver og åringer, som vi antar stort sett rapporteres riktig fra jeger. Basert på kjevelengde og/eller slaktevekt, er det allikevel noen åpenbare feilklassifiseringer av for eksempel åringer som kalv. Andelen felte villrein med kjent (eksakt) alder er for denne overvåkingsperioden i gjennomsnitt 84 % i Snøhetta, 82 % i Rondane, 81 % i Forollhogna, 70 % i Knutshø, 55 % i Setesdal-Ryfylke, og svært beskjedne 25 % på Hardangervidda. For alle villreinområdene, kanskje med unntak av Knutshø, er det en stor økning i andel dyr med kjente aldre gjennom overvåkingsperioden (**Tabell 3.4.1**). Noe av denne økningen kan nok heller skyldes større avskyting av kalv i enkelte områder, samt spesielle insentivordninger i andre områder (Hardangervidda), enn betydelig forbedret innstillingen blant jegerne.

Av totalt 10 462 felte voksne dyr (toåringer og eldre, analysert ved hjelp av kjeve/tenner), er antallet individer med kjent (eksakt) alder 4857. Vi har altså i gjennomsnitt kjent alder for 46 % av felte voksne individer. Andelen varierer mye mellom villreinområdene, med 85 % i Forollhogna, 81 % i Snøhetta, 81 % i Rondane, 71 % i Knutshø, 51 % i Setesdal-Ryfylke, og svært beskjedne 18 % på Hardangervidda. I sistnevnte område økte andelen i 2021, med 42 % for felte voksne dyr (538 av 1275), noe som gjenspeiler insentivordningene i forbindelse med skrantesjuka. Viljen til å levere inn kjever ser allikevel ut til å fortsatt være svært lav.

**Tabell 3.4.1.** Områdevis oversikt over årlig antall (N) villrein observert under kalve- og strukturtellinger, antall felte dyr (SSB), og antall og andel av felte dyr med aldersdata (eksakt alder) i løpet av siste overvåkingsperiode (2017-2021). Vi har eksakt alder for alle felte dyr rapportert som kalv eller ungdyr, samt for de aller fleste felte voksne (2+ år) med innlevert kjeve eller framtenner.

| Villreinområde   | År   | Kalvetelling N                               | Strukturtelling N                            | Felt N | Alder N (%) |
|------------------|------|--|--|--------|-------------|
| Forollhogna      | 2017 | 1424   | 1117   | 481    | 303 (63 %)  |
|                  | 2018 | 1385   | 1265   | 183    | 147 (80 %)  |
|                  | 2019 | 1569   | 706  | 229    | 186 (81 %)  |
|                  | 2020 | 1759   | 953  | 294    | 256 (87 %)  |
|                  | 2021 | 1868   | 970  | 561    | 517 (92 %)  |
| Snøhetta         | 2017 | 2217 (1909 <sup>1</sup> + 328 <sup>2</sup> ) | 871 (871 <sup>1</sup> + 0 <sup>2</sup> )     | 620    | 478 (77 %)  |
|                  | 2018 | 2668 (2124 <sup>1</sup> + 544 <sup>2</sup> ) | 0  | 606    | 365 (60 %)  |
|                  | 2019 | 2305 (1807 <sup>1</sup> + 498 <sup>2</sup> ) | 1755 (1220 <sup>1</sup> + 535 <sup>2</sup> ) | 589    | 564 (96 %)  |
|                  | 2020 | 2262 (1856 <sup>1</sup> + 406 <sup>2</sup> ) | 67 (0 <sup>1</sup> + 67 <sup>2</sup> )       | 718    | 693 (97 %)  |
|                  | 2021 | 1801 (1441 <sup>1</sup> + 360 <sup>2</sup> ) | 438 (411 <sup>1</sup> + 127 <sup>2</sup> )   | 601    | 532 (89 %)  |
| Knutshø          | 2017 | 1128   | 397  | 190    | 143 (75 %)  |
|                  | 2018 | 1245   | 567  | 167    | 68 (41 %)   |
|                  | 2019 | 1201   | 244  | 188    | 131 (70 %)  |
|                  | 2020 | 1228   | 547  | 313    | 244 (78 %)  |
|                  | 2021 | 1207   | 342  | 203    | 155 (76 %)  |
| Rondane nord     | 2017 | 1201   | 868  | 259    | 154 (59 %)  |
|                  | 2018 | 1244   | -  | 202    | 113 (56 %)  |
|                  | 2019 | 1457   | 381  | 191    | 135 (71 %)  |
|                  | 2020 | 1317   | 800  | 205    | 198 (97 %)  |
|                  | 2021 | 1308   | 396  | 172    | 156 (91 %)  |
| Rondane sør      | 2017 | 737  | 1729   | 150    | 127 (85 %)  |
|                  | 2018 | 452  | 1192   | 174    | 137 (79 %)  |
|                  | 2019 | 909  | 729  | 249    | 218 (88 %)  |
|                  | 2020 | 1653   | 724  | 237    | 237 (100 %) |
|                  | 2021 | 2103   | -  | 198    | 191 (96 %)  |
| Setesdal-Ryfylke | 2017 | 1784   | 354  | 367    | 112 (31 %)  |
|                  | 2018 | 1900   | -  | 341    | 138 (40 %)  |
|                  | 2019 | 1178   | -  | 368    | 206 (56 %)  |
|                  | 2020 | 1459   | 787  | 305    | 201 (66 %)  |
|                  | 2021 | 1309   | 465  | 391    | 314 (80 %)  |
| Hardangervidda   | 2017 | 7654   | 1684   | 1394   | 116 (8 %)   |
|                  | 2018 | 5580   | -  | 700    | 67 (10 %)   |
|                  | 2019 | 8158   | 2559   | 1270   | 190 (15 %)  |
|                  | 2020 | 6718   | 5526   | 1440   | 285 (20 %)  |
|                  | 2021 | 7392   | 2927   | 1974   | 1027 (52 %) |

(<sup>1</sup>): Snøhetta øst; (<sup>2</sup>): Snøhetta vest.

I siste overvåkingsperiode har vi kjevelengdemålinger fra 7640 rein. Dette tilsvarer 46 % av de felte villrein rapportert i SSB. Etter å ha luket ut de omtrent 1 % med usannsynlige kjevelengder (gitt kjønn, alderskategori og villreinområde; se **kap. 9**), er totaltallet 7507 kjevelengder (45 %).



Vi har (sannsynlige) kjevelengder fra 74 % av dyrene som har blitt felt i Rondane, 72 % i Snøhetta, 69 % i Forollhogna, 64 % i Knutshø, 45 % i Setesdal-Ryfylke og beskjedne 15 % på Hardangervidda. For sistnevnte område er det også her en forbedring fra tidligere, og i 2021 var andelen 30 % (588 av 1 974 felte dyr) på Hardangervidda. Delvis fordi mange jegere leverer inn en avsagd kjeve, er andelen kjevelengder lavere enn andelen dyr med kjent alder.

I løpet av siste kontraktsperiode er det innrapportert 10 111 slaktevekter fra overvåkingsområdene, noe som tilsvarer 61 % av rapportert antall villrein skutt (16 528 individer, SSB). Bare et mindre utvalg (6471) individer har faktisk 'veide' slaktevekter (dvs. ikke anslått eller med ukjent veiemetode) og annen nødvendig informasjon (villreinområde, kjønn, alderskategori), og er heller ikke et duplikat (se **kap. 9** for metodikk). Vi står dermed igjen med reelle slaktevektdata fra 39 % av felte villrein. Når vi i tillegg luker bort rein rapportert med ugyldig fellingsdato eller åpenbare 'dummy-datoer' (oftest 31. desember, se **kap. 9**), gjenstår 6329 veide slaktevekter med kjent fellingsdato (38 % av felte rein). Merk at mange dyr med ukjent fellingsdato alt er luket ut på grunn av for eksempel en anslått vekt. Fellingsdato kan være viktig å ta høyde for i noen analyser (å 'datokorrigere' for vektutvikling gjennom sesongen). I våre analyser har vi valgt å ikke gjøre dette, siden utvalgsstørrelsen ofte allerede er svært marginal for noen områder og år. Dessuten ser vi at datokorrigerer har liten betydning for analyser av vektutvikling mellom år, siden gjennomsnittlig fellingsdato for villrein er forholdsvis stabil og ikke har endret seg mye over tid.

Det er stor variasjon mellom villreinområdene når det gjelder rapportering av veide slaktevekter, og Hardangervidda utmerker seg igjen negativt med svært beskjedne 17 % av felte rein i siste overvåkingsperioden. Ellers har Forollhogna som tidligere høyest rapporteringsrate (74 %), etterfulgt av 64 % i Rondane, 50 % i Knutshø, 49 % i Snøhetta, og 35 % i Setesdal-Ryfylke.

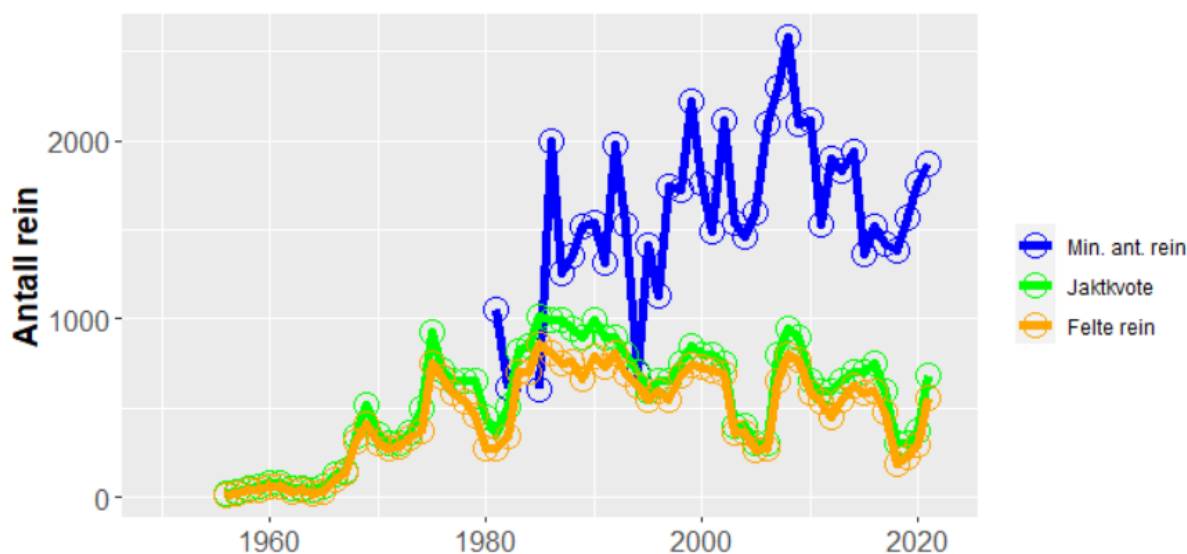


*Kristin Lund Austvik (fjelloppsyn) og Stein Raae speider etter rein i Forollhogna i forbindelse med strukturtelling. (Foto: Roy Andersen, NINA).*

## 3.4.2 Forollhogna

### 3.4.2.1 Bestandsutvikling i Forollhogna

Forollhogna ble etablert som villreinområde på slutten av 1950-tallet. I de første årene ble det bare tillatt jakt på bukk, og bestanden hadde en planlagt vekst fram til begynnelsen av 1980-tallet (**Figur 3.4.1**). I ettertid har bestandsmålet ligget ved 1600-1700 vinterdyr. Villreinstammen i Forollhogna har vært kjennetegnet av høye slaktevekter og jevn og høy kalveproduksjon. I siste overvåkingsperiode har forvaltningen bevisst forsøkt å øke alderen på simlesegmentet ved å øke avskytingen av kalv. Villreintvalget har også oppfordret jegerne til å rette kalveavskytingen mot små kalver. Begge tiltak er forsøk på å motvirke de negative trendene i slaktevekter, og dels kalverekruttering (Solberg et al. 2017).

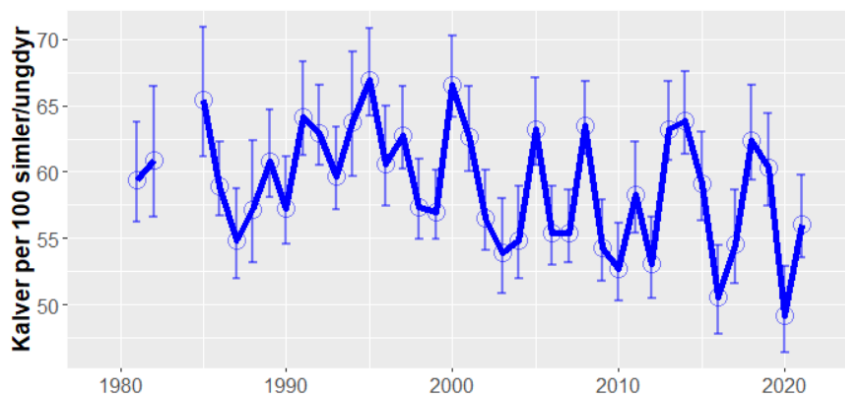


**Figur 3.4.1.** Bestandsutvikling i Forollhogna i perioden 1981-2021, vist som antall rein observert under sommertellingene (blå linje). Jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje) er også vist.

Bestanden i Forollhogna har høy avkastning og relativt stabil bestandsutvikling. Kontrollen med bestandsforvaltningen har stort sett vært god, og fellingsresultatet ligger generelt svært nær den utskrevne jaktkvota. Fra og med 1999 ble bestanden i Forollhogna betydelig redusert, og antall reindyr i vinterbestanden var i en periode mindre enn vedtatt i gjeldende driftsplan. Jaktkvotene ble derfor redusert og dreid mot større avskyting av bukk, med den følge at andelen voksen bukk i stammen sank betraktelig. Bestanden var noe større enn målsetningen i årene etter bestandsoppbyggingen (**Figur 3.4.1**), men den var noe mindre enn vedtatte bestandsmål i forrige overvåkingsperiode. De siste årene har bestandsstørrelsen økt. Oppslutningen om Overvåkingsprogrammet har vært svært god, og Forollhogna er av den grunn det området hvor vi har aller best dokumentasjon på bestands- og kondisjonsutviklingen.

### 3.4.2.2 Kalvetellinger i Forollhogna

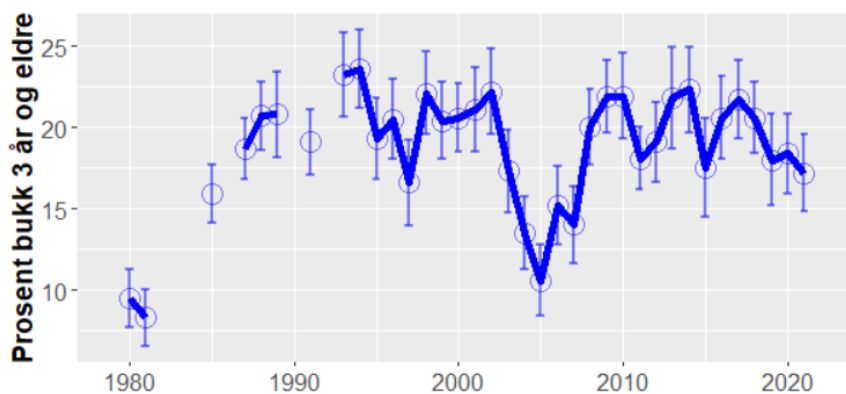
Kalvetellinger har vært gjennomført årlig i Forollhogna siden 1985 (**Figur 3.4.2**). Antallet kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) har hele tiden vært høyt og relativt lite variabelt mellom år. Over hele tidsperioden med data er det en nedgang i kalveandelen i fostringsflokkene. Nedgangen er sterkere dersom man kun beregner trenden fra starten av overvåkingsprogrammet (1991). I 2020 registrerte vi den hittil laveste kalveraten (49 kalver pr. 100 SU), og i siste kontraktsperiode har det vært noe større årlig variasjon enn tidligere (**Figur 3.4.2**). Det er verdt å merke seg at den gjennomsnittlige kalvingsraten i Forollhogna fortsatt er relativt høy.



**Figur 3.4.2.** Resultater fra kalvetellingene i Forollhogna i perioden 1981-2021, med antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) og 95 % konfidensintervall.

### 3.4.2.3 Kjønn- og alderssammensetning i Forollhogna

Etter bestandsoppbyggingen på begynnelsen av 1980-tallet, har bukker (3 år og eldre) utgjort en stabil og relativt stor andel av vinterbestanden. Årlig registreres det ca. 20 % bukk, med unntak av de første årene etter bestandsnedgangen på 2000-tallet. Forvaltningen dreide da avskytingen over på bukk for å kunne bygge opp bestanden til bestandsmålet så raskt som mulig. Bestandsmålet ble nådd i forrige overvåkingsperiode, og forvaltningen har også klart å øke andelen voksne bukk i årene etter bestandsnedgangen. Bukker (tre år og eldre) har i ettertid utgjort mellom 17 % og 22 % av vinterbestanden (**Figur 3.4.3**).



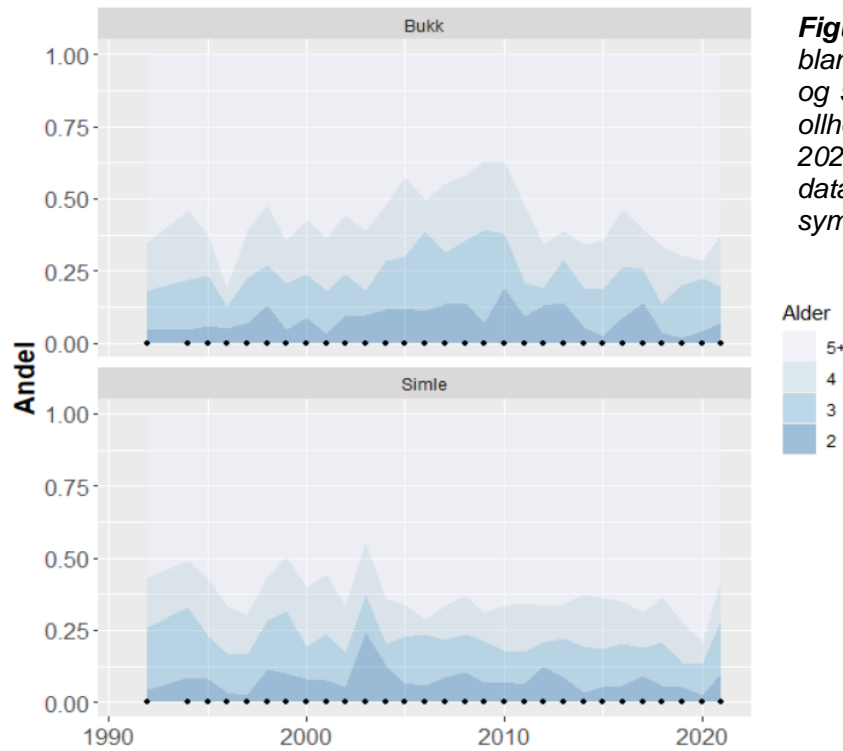
**Figur 3.4.3.** Prosentandelen tre år og eldre bukk i bestanden etter jakt i Forollhogna (95 % konfidensintervall) i perioden 1980-2021. Resultater fra strukturtellinger.

Dersom aldersfordelingen av voksne dyr (to år eller eldre) i jaktuttaket (**Figur 3.4.4**) reflekterer strukturen i bestanden, er det grunn til å tro at alderen på voksne bukker har økt noe i løpet av forrige og siste overvåkingsperiode. Vi ser ingen lignende trend hos simlene, men dette er noe vi forventer over tid gitt den økte kalveavskytinga.

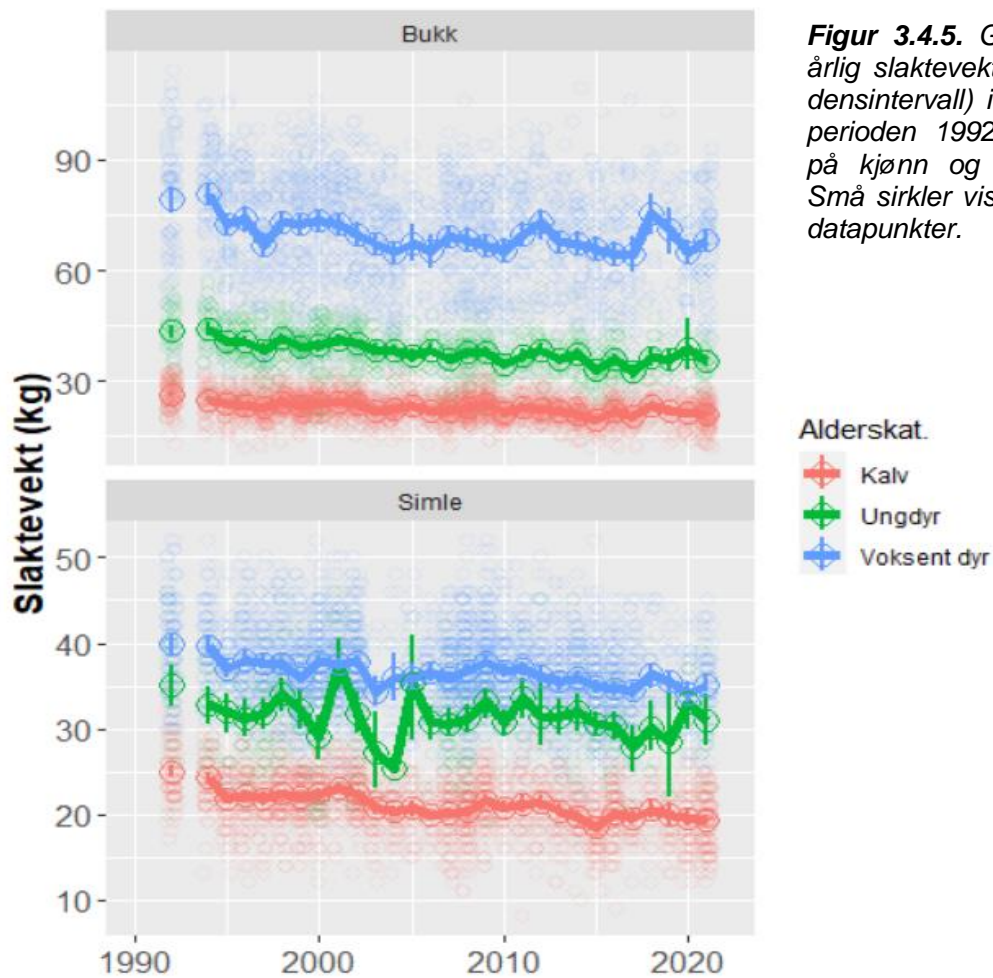
### 3.4.2.4 Kjeve- og vektinnsamling i Forollhogna

Slaktevekter og kjevelengder i Forollhogna har historisk vært blant de høyeste og lengste i landet (Skogland 1984a). Gjennom Overvåkingsprogrammet har vi tilgang til årlige data på kjevelengder og slaktevekter fra 1992. Jegerne i Forollhogna viser stor oppslutning om overvåkingsprogrammet (**Tabell 3.4.1**), noe som bidrar til at vi har et meget godt datasett på slaktevekter, kjevelengder og aldersstruktur blant felte dyr.

Solberg et al. (2017) oppsummerte utviklingstrekkene i de norske villreinstammene for tidligere overvåkingsperioder. I Forollhogna hadde det da vært en vektneidgang på omkring 20 % hos alle kjønns- og aldersgrupper siden 1992. Resultatene fra siste femårsperiode antyder at den negative trenden nå har flatet ut for de fleste kjønns- og aldersgrupper. Sett over hele tidsperioden fra 1992 er det fortsatt en negativ trend i slaktevekter for dyr i alle kjønn og aldre, med unntak av ungdyr simple (**Figur 3.4.5**).

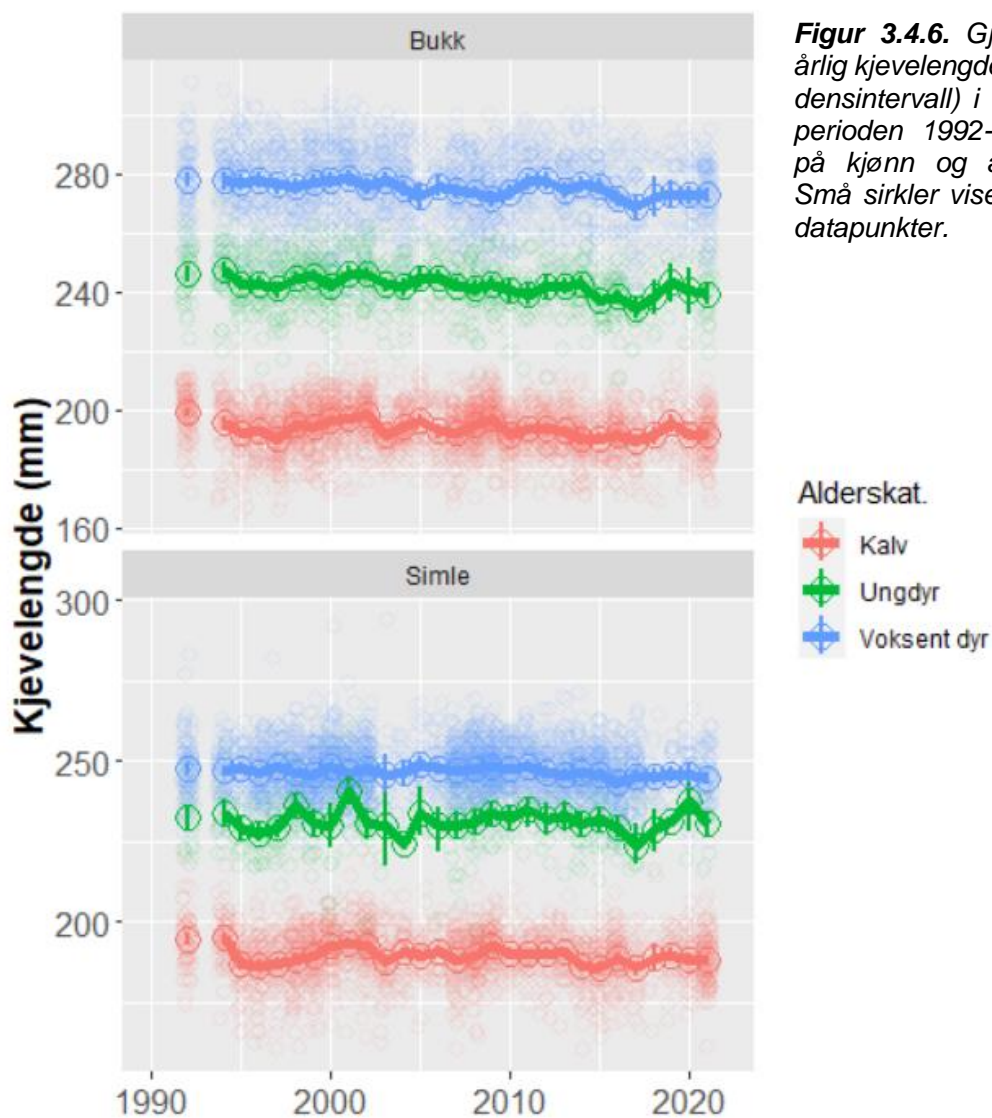


**Figur 3.4.4.** Aldersstruktur blant voksne bukker (øverst) og simler (nederst) felt i Forollhogna i perioden 1992-2021. År med aldersstrukturdata er merket med svart symbol på x-aksen.



**Figur 3.4.5.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt (95 % konfidensintervall) i Forollhogna i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.

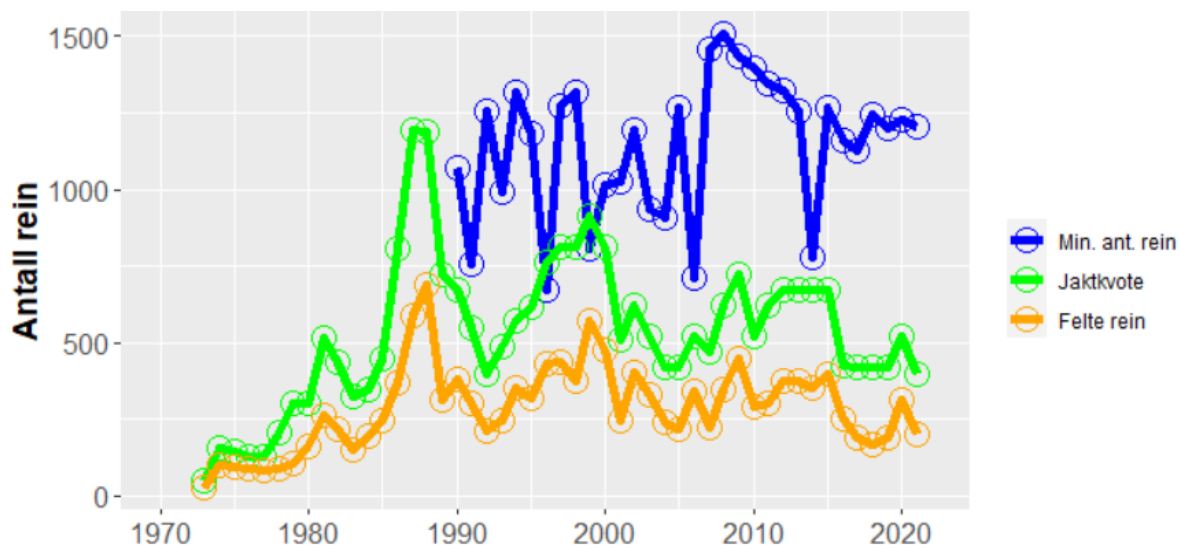
Også kjevelengdene viser en negativ trend hos bukker i alle aldre i Forollhogna (**Figur 3.4.6**). Vi ser den samme tendensen hos simlekalver. Den negative utviklingen i både slaktevekter og kjevelengder kan se ut til å ha nådd et bunnpunkt ved slutten av forrige overvåkingsperiode.



### 3.4.3 Knutshø

#### 3.4.3.1 Bestandsutvikling i Knutshø

I likhet med Forollhogna, har Knutshø vært kjennetegnet av dyr i god kondisjon og med høy kalveproduksjon. Knutshø er også et typisk innlandsområde med kalkrik berggrunn og svært gode beiteforhold (Jordhøy et al. 1996). Knutshø har et utstrakt vegnett, og både ferdsel og tidvis store jegerkonsentrasjoner er et viktig tema for forvaltningen av villreinen i dette området (Strand et al. 2015). Radiomerking med GPS-sendere har vist at vegnettet i Knutshø har en negativ innvirkning på reinsdyras arealbruk, og dyra har bare brukt en beskjeden del (ca. 40 %) av områdets totalareal de seinere åra (Strand et al. 2015).

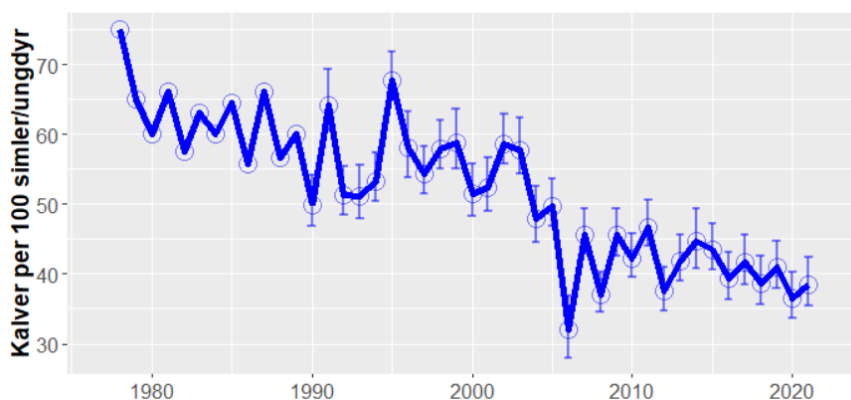


**Figur 3.4.7.** Bestandsutvikling i Knutshø i perioden 1973-2021 vist som antall rein observert under sommertellinger (blå linje). Jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje) er også vist.

Forvaltningsmålet i Knutshø har lenge vært å ha en vinterbestand på omtrent 1 500 dyr. Bestanden har stort sett vært under dette nivået, men med kortere perioder med bestandsvekst — først midt på 1980-tallet, og dernest på slutten av 1990-tallet (**Figur 3.4.7**). I begge perioder økte forvaltningen jaktkvotene, og dermed jaktuttaket. Resultatet er at minimumsbestanden i Knutshø har variert omkring 1 000 dyr siden starten av 1980-tallet, men med en betydelig økning på slutten av 2000-tallet. Etter en gradvis bestandsnedgang har forvaltningen respondert med en nedgang i jaktkvoter og jaktuttak i siste overvåkingsperiode (**Figur 3.4.7**). Bestanden ser nå ut til å ha stabilisert seg rundt 1 200 dyr.

#### 3.4.3.2 Kalvetellinger i Knutshø

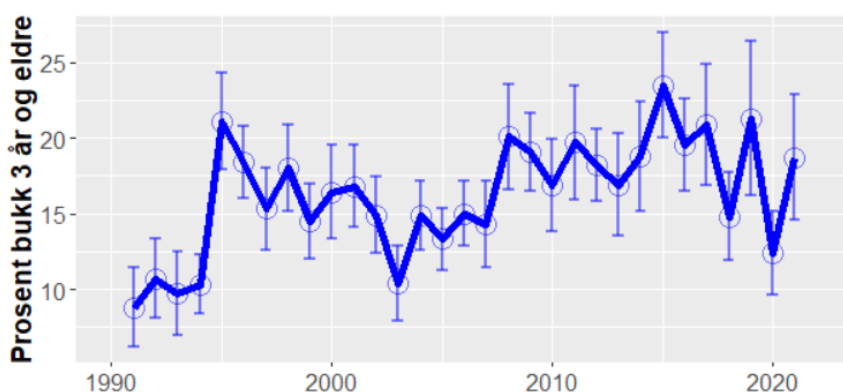
Fram til slutten av 1990-tallet hadde stammen i Knutshø høy kalverekruttering. Siden har det vært en betydelig nedgang i antall kalv pr. 100 SU (**Figur 3.4.8**), med et tilsynelatende brått regimeskifte på midten av 2000-tallet. I de siste åra har vi årlig registrert rundt 40 kalver pr. 100 SU, noe som tilsier en videre nedgang fra forrige overvåkingsperiode. Dette er på samme nivå som i Setesdal-Ryfylke, som historisk har vært blant landets mest marginale villreinområder. I 2020 fant vi den nest laveste kalvingsraten siden 1978 (37 %), og det er fortsatt ingen tegn til bedring. I kvalitetsnormen (Rolandsen et al. 2022a) ble det antydnet manglende tiårstrend (2012-2021) for denne måleparameteren i Knutshø, noe som ga seg utslag i 'gult trafikklys'. Anvendelse av et hvilket som helst annet startår enn 2012 (et lavproduksjonsår) i perioden 2008-2013 ville gitt en statistisk sikker negativ trend. Dette belyser hvor sensitive lineære trendanalyser er for valg av enkeltår. Periodens utstrekning og resultatene bør derfor tolkes med varsomhet.



**Figur 3.4.8.** Resultater fra kalvetellingene i Knutshø i perioden 1978-2021, med antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) og 95 % konfidensintervall. Grunnlagsdata mangler fram til 1989 og er basert på prosentverdier, så usikkerheten er ukjent.

### 3.4.3.3 Kjønn- og aldersstruktur i Knutshø

På begynnelsen av 1990-tallet registrerte vi i underkant av 10 % bukk (tre år og eldre) under strukturtellingene i Knutshø (**Figur 3.4.9**). Siden har andelen økt, men i løpet av siste overvåkingsperiode har veksten stagnert og til en viss grad snudd. I tillegg er det stor mellomårsvariasjon i den observerte bukkeandelen. Vi registrerte mellom 12 % og 22 % bukk under de siste års strukturtellinger. Bukkeandelen i 2020 (12 %) var den nest laveste vi har observert siden starten av 1990-tallet. De store mellomårsvariasjonene i bukkeandelen skyldes trolig skjevheter i tallgrunnet og synliggjør et behov for bedre strukturdata fra Knutshø.

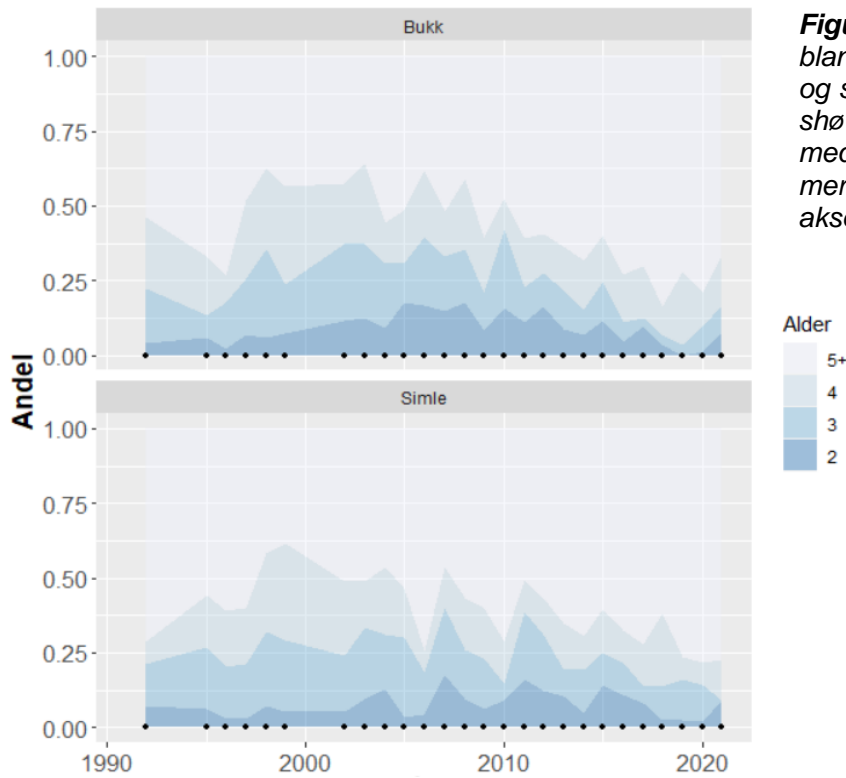


**Figur 3.4.9.** Prosentandelen tre år og eldre bukk i bestanden etter jakt i Knutshø (95 % konfidensintervall) i perioden 1991-2021. Resultater fra strukturtellinger.

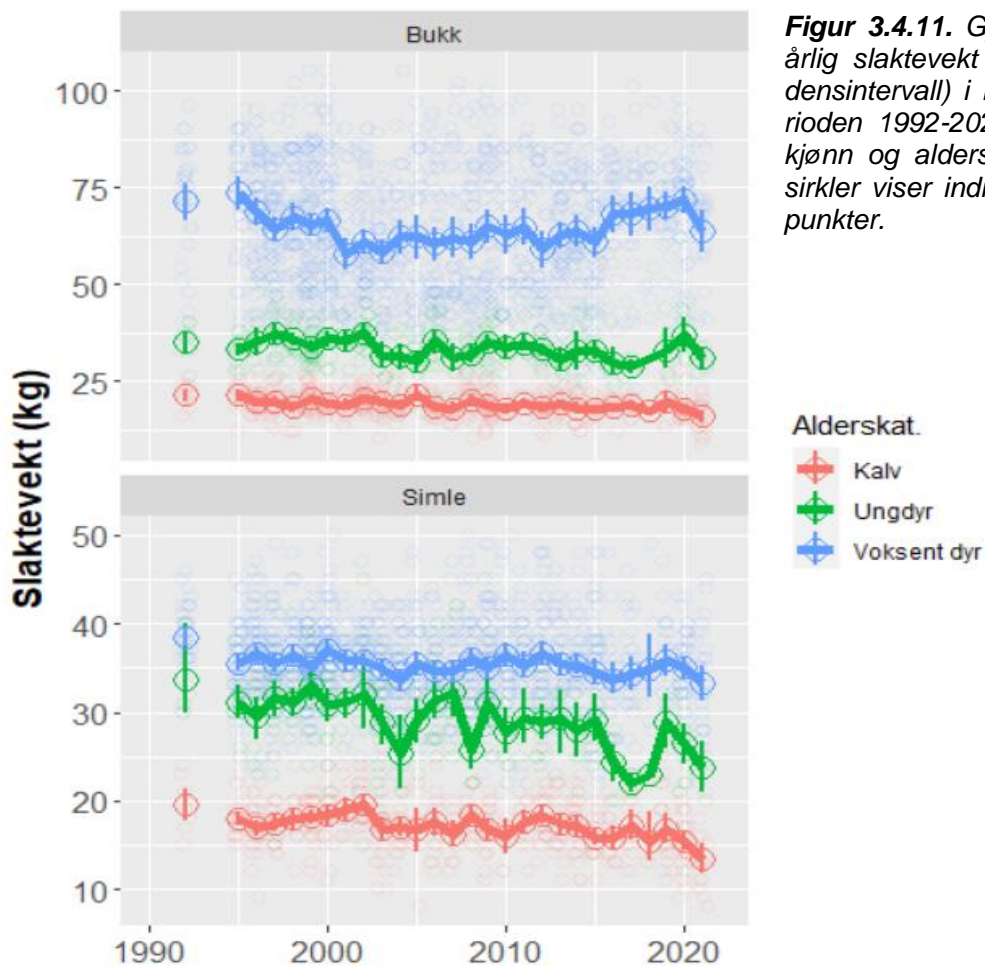
Blant de voksne bukkene i jaktuttaket ser vi en økning i andelen fem år og eldre bukker de siste 20 årene (**Figur 3.4.10**), i det minste fram til siste femårsperiode. Siden har andelen fullvoksne bukker vært relativt stabil. Denne utviklingen stemmer godt overens med variasjonen i observert andel bukk i strukturtellingene (**Figur 3.4.9**), og den antyder at jaktuttaket reflekterer bestandens sammensetning i rimelig grad. I jaktuttaket ser vi også en økning i andelen fem år og eldre simler siden starten av 2000-tallet. Dette kan skyldes en underliggende positiv bestandsvekst i samme periode og en generelt lavere dødelighetsrate for simler i alle aldersklasser.

### 3.4.3.4 Kjeve- og vektinnsamling i Knutshø

Ved slutten av forrige overvåkingsperiode fant vi en nedgang i slaktevekt for alle kjønns- og aldersgrupper i Knutshø (Solberg et al. 2017). Nedgangen er nå mindre utpreget (**Figur 3.4.11**), men antallet veide slaktevekter i Knutshø er dessverre for lav til å si om trenden er i ferd med å snu. Ett unntak er voksne bukker, hvor økende gjennomsnittsalder sannsynligvis har medført den tydelige økningen i gjennomsnittsvekter (**Figur 3.4.11**). Det er uklart om dette også er tilfelle innenfor hver enkelt aldersklasse.



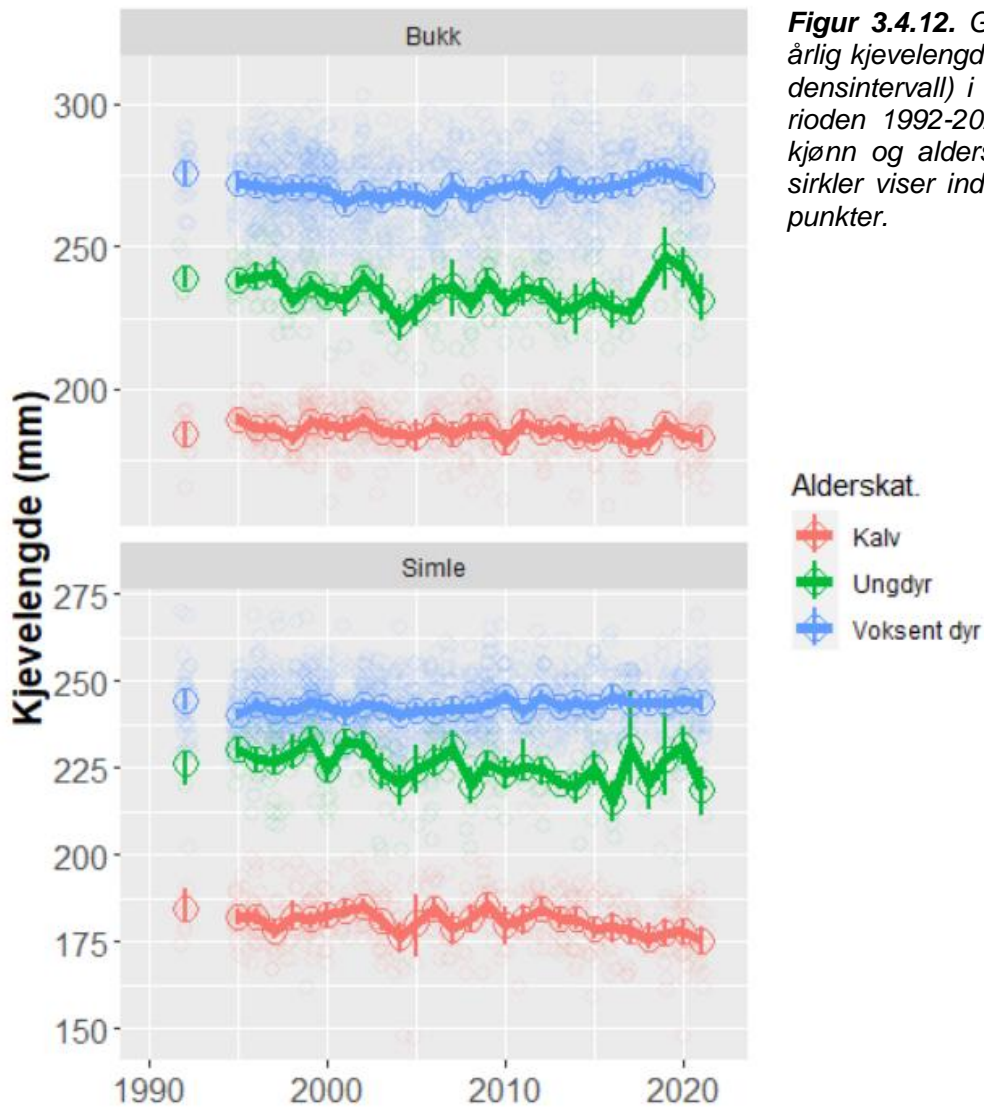
**Figur 3.4.10.** Aldersstruktur blant voksne bukker (øverst) og simler (nederst) felt i Knutshø i perioden 1992-2021. År med aldersstrukturdata er merket med svart symbol på x-aksen.



**Figur 3.4.11.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt (95 % konfidensintervall) i Knutshø i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.



I Knutshø har vi gjennomført kjeveinnsamlinger siden 1992. Oppslutningen om kjeveinnsamlingene er rimelig bra (**Tabell 3.4.1**). Sett over hele tidsserien er det en nedgang i kjevelengden for kalv av begge kjønn og for simle ungdyr (**Figur 3.4.12**). Voksne bukker og til dels simler viser imidlertid en økning i kjevelengder over tid. I begge tilfeller kan dette skyldes en økning i gjennomsnittsalder innenfor aldersgruppen, og ikke nødvendigvis en økning i kjevelengde innenfor de enkelte aldersklassene.



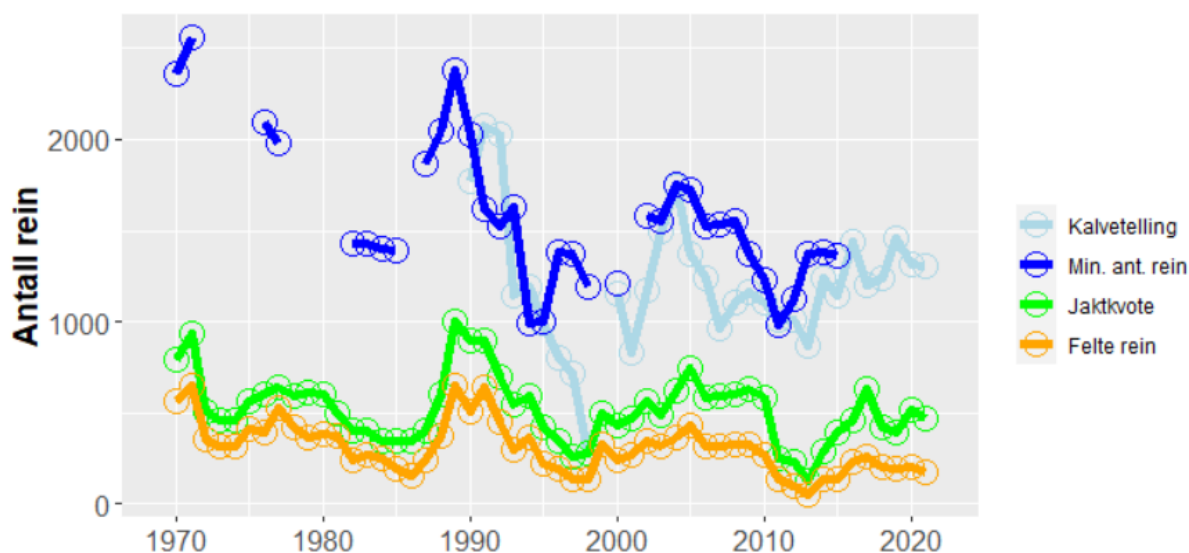
**Figur 3.4.12.** Gjennomsnittlig årlig kjevelengde (95 % konfidensintervall) i Knutshø i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.

### 3.4.4 Rondane

Reinsdyras arealbruk i Rondane er sterkt påvirket av veger, hyttebygging og ferdsel, og dermed fragmentering av leveområdet. I likhet med Setesdal-Ryfylke og Snøhetta er villreinbestanden i Rondane derfor delt som følge av menneskelig påvirkning (Nilsen & Strand 2017). I tillegg har reinsdyra en utstrakt bruk av skogsområdene gjennom våren og sommeren. Dette kompliserer både bestandsovervåking og -forvaltning. I Overvåkingsprogrammet representerer de to områdene (Rondane nord og sør) forskjellige bestandssituasjoner.

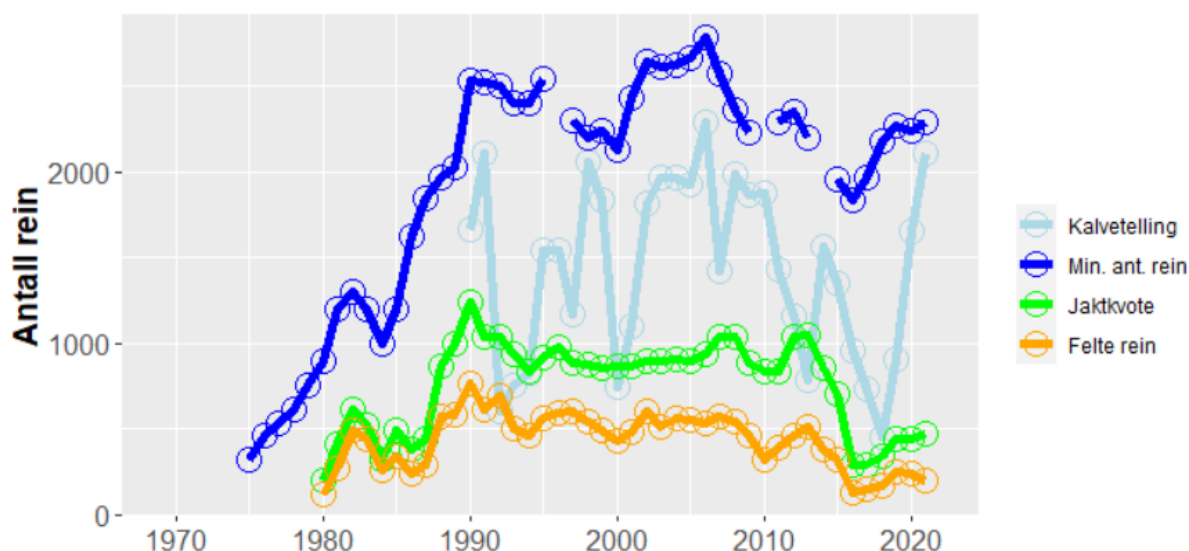
#### 3.4.4.1 Bestandsutvikling i Rondane

Rondane nord har et kontinentalt klima og er regnet for å være et godt vinterbeite. Her har bestanden variert mye over tid. Rundt 1970 ble det registrert ca. 2 500 dyr. I de påfølgende åra ble bestanden redusert, inntil en ny bestandsøkning inntraff rundt 1990 (**Figur 3.4.13**). Etter 1990 har bestandsanslaget for nordområdet variert innenfor 1 000-1 700 dyr vinterstid. Etter en topp i 2004 var bestandsanslaget lenge lavere enn vedtatte bestandsmål, og i 2011 hadde man det laveste anslaget siden minimumstillingene startet i 1970. Jaktkvote og jaktuttak ble av den grunn redusert. I løpet av de seinere åra har antallet reinsdyr økt og er nå nærmere bestandsmålet.



**Figur 3.4.13.** Bestandsutvikling i Rondane nord i perioden 1970-2021, vist som antall rein observert under vintertellinger (blå linje) og i kalvetellinger (lys blå linje). Jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje) er også vist.

I Rondane sør er villreinstammen systematisk bygd opp fra et fåtall dyr (**Figur 3.4.14**), og i forrige overvåkingsperiode tok bestanden i økende grad i bruk områder som ligger nord for Rv 27 vinterstid (dvs. det tidligere 'midtområdet'). I motsetning til nordområdet, har sørområdet rike sommerbeiter, og dyra bruker her også områder under skoggrensa i deler av året (Jordhøy 2008, Strand et al. 2015). Bestanden var gjenstand for en systematisk oppbygging fram til slutten av 1980-tallet, med lave jaktkvoter. Etter 1990 har jaktuttaket vært omtrent 500 dyr årlig (**Figur 3.4.14**), men betydelig lavere i siste overvåkingsperiode, som følge av lavere jaktkvoter. Vintertellingene viste en bestandsnedgang før og under forrige overvåkingsperiode, og i 2016 var bestandsanslaget på det laveste siden 1980-tallet (**Figur 3.4.14**). Dette på tross av at jaktkvoter og jaktuttak var redusert over flere år. De siste års tellinger antyder nå en positiv bestandsvekst, sannsynligvis som følge av de lave jaktkvotene de siste åra.

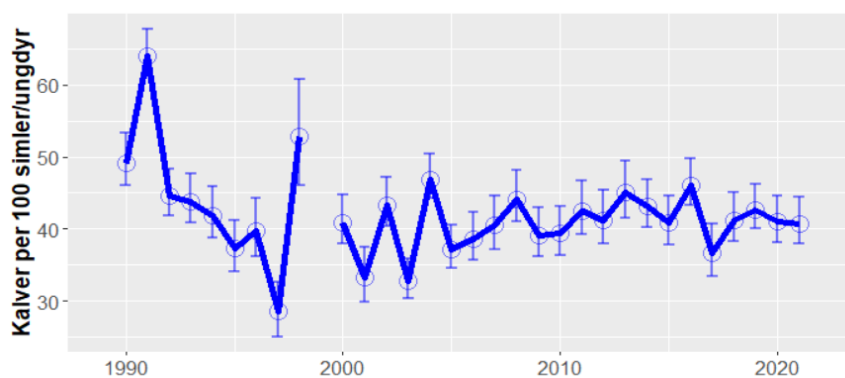


**Figur 3.4.14.** Bestandsutvikling i Rondane sør i perioden 1975-2021 vist som antall rein observert under vintertellinger (blå linje) og under kalvetellinger (lys blå linje). Jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje) er også vist.

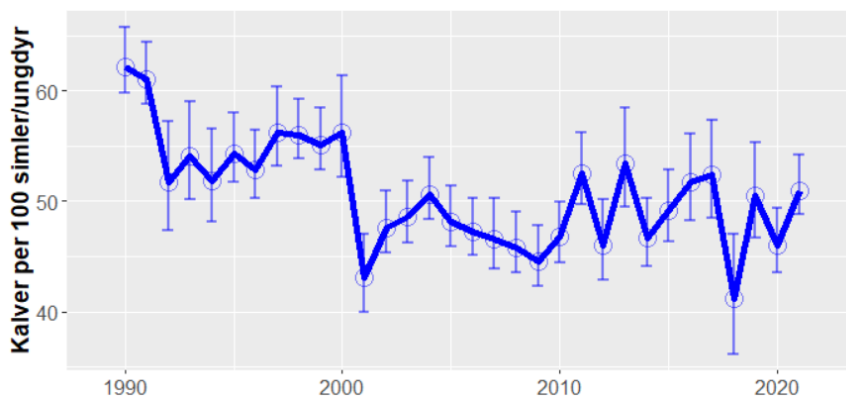
I Rondane sør har man lokalt, over tid, opplevd at bestanden har hatt en betydelig svakere vekst enn forventet ut fra kalve- og strukturtellinger. Det er usikkert hva som er årsak til den manglende bestandsveksten. Utvandring (f.eks. til Sølnekletten), predasjon og/eller effekter av sjukdommer som fotråte er mulige kandidater. Det bør settes fokus på denne bestandens helsetilstand og mulige faktorer som kan medføre svak rekruttering. Merkeaktiviteten som ble startet i forbindelse med et lokalt GPS-merkeprosjekt, har blitt videreført i siste overvåkingsperiode. I dette prosjektet er det nedsatt en arbeidsgruppe som skal se på arealbruken i skogsområdene, og spesielt om predasjon eller annen dødelighet kan ha påvirket bestandsutviklingen i sørområdet.

#### 3.4.4.2 Kalvetellinger i Rondane

I nordområdet har kalveproduksjonen stort sett variert mellom 35 og 45 kalver pr. 100 SU (**Figur 3.4.15**). Over de siste ti-femten årene har det vært betydelig mindre variasjon enn tidligere, med i overkant av 40 kalver pr. 100 SU i tellingene. I sørområdet er antall kalver pr. 100 SU høyere enn i nordområdet (**Figur 3.4.16**). I sør var det en kraftig nedgang i kalvetallet ved tusenårsskiftet, men det er ingen trend siden. På 1990-tallet registrerte vi årlig mellom 50 og 60 kalver pr. 100 SU, mens antallet stort sett har variert fra 45 til drøye 50 kalver pr. 100 SU de siste årene. I 2018 fant vi rekordlave 42 kalver pr. 100 SU.



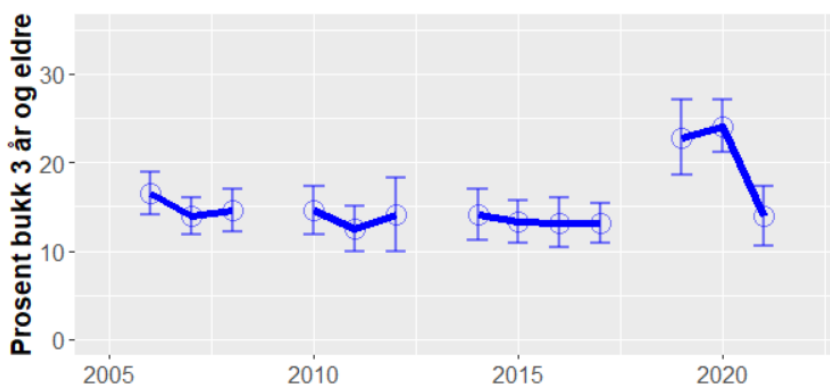
**Figur 3.4.15.** Resultater fra kalvetellingene i Rondane nord i perioden 1990-2021, med antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) og 95 % konfidensintervall.



**Figur 3.4.16.** Resultater fra kalvetellingene i Rondane sør i perioden 1990-2021, med antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) og 95 % konfidensintervall.

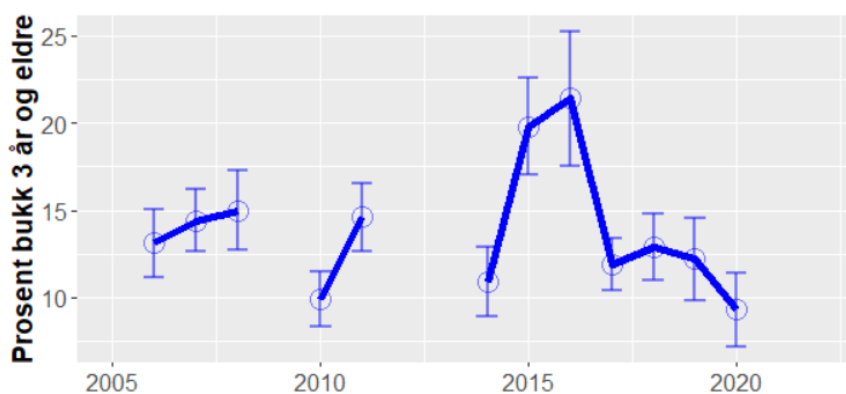
### 3.4.4.3 Kjønn- og aldersstruktur i Rondane

Fram til 2006 ble strukturtellingene i Rondane gjennomført i forbindelse med minimumstillinger om vinteren. Fra og med 2006 er dette endret, og strukturtellingene i Rondane gjennomføres nå etter samme metode som i de øvrige overvåkingsområdene. I nordområdet har vi registrert omkring 15 % bukk (tre år og eldre), men i 2019-2020 var bukkeandelen midlertidig oppe i hele 23-24 % (**Figur 3.4.17**). Andelen bukk har vært lavere i sørområdet (**Figur 3.4.18**). Etter en kortvarig oppgang i forrige overvåkingsperiode, viser tellingene en nedgang her, med rekordlave 10 % i 2020.

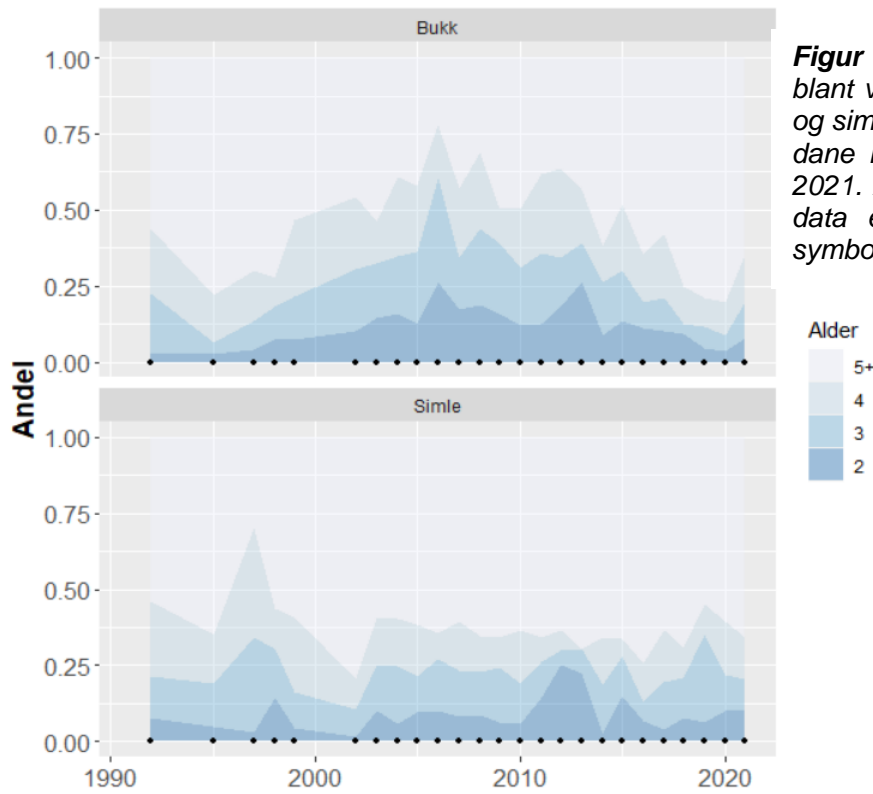


**Figur 3.4.17.** Prosentandelen tre år og eldre bukk i bestanden etter jakt i Rondane nord (95 % konfidensintervall) i perioden 2006-2021. Resultater fra strukturtellingene.

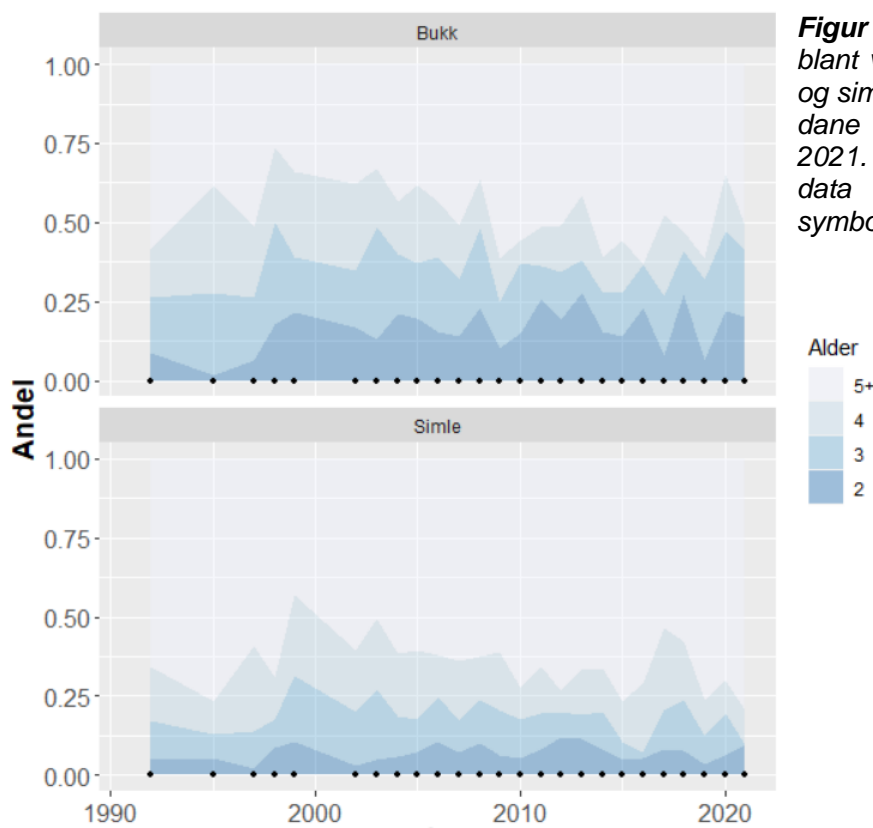
I jaktuttaket har andelen godt voksne (fem år eller eldre) blant voksne bukker økt i løpet av det siste tiåret i Rondane nord (**Figur 3.4.19**). Dette overensstemmer med trenden i andelen bukker observert under strukturtellinga (**Figur 3.4.17**) og kan tyde på at bukkenes gjennomsnittsalder øker. Vi ser ikke den samme utviklinga i jaktuttaket i sør (**Figur 3.4.20**).



**Figur 3.4.18.** Prosentandelen tre år og eldre bukk i bestanden etter jakt i Rondane sør (95 % konfidensintervall) i perioden 2006-2021. Resultater fra strukturtellingene.



**Figur 3.4.19.** Aldersstruktur blant voksne bukker (øverst) og simler (nederst) felt i Rondane nord i perioden 1992-2021. År med aldersstrukturdata er merket med svart symbol på x-aksen.



**Figur 3.4.20.** Aldersstruktur blant voksne bukker (øverst) og simler (nederst) felt i Rondane sør i perioden 1992-2021. År med aldersstrukturdata er merket med svart symbol på x-aksen.

### 3.4.4.4 Kjeve- og vektinnsamling i Rondane

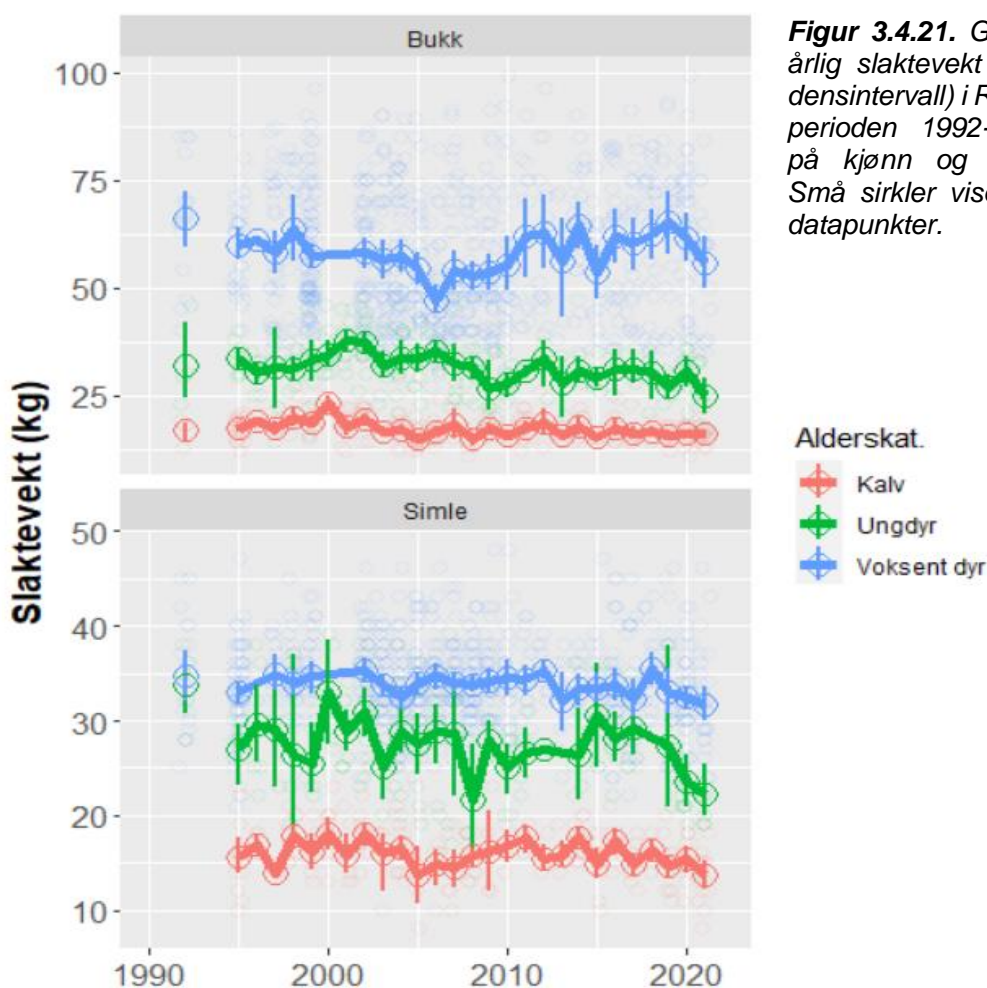
For Rondane nord ser vi en generell vektnedgang over tid. Vi finner en negativ trend i slaktevekter (over hele tidsperioden) for ungdyr av begge kjønn, med en nedgang på cirka 2 kg pr. tiår (**Figur 3.4.21**). Kalvenes vekter har også gått mer eller mindre gradvis nedover de siste ti år. I 2021 var vektene generelt svært lave på tvers av kjønn og aldre, og vi registrerte rekordlave vekter for ungdyra. For voksne bukker er ikke nedgangen i vekt like tydelig, noe som henger sammen med økende gjennomsnittsalder (**Figur 3.4.19**).

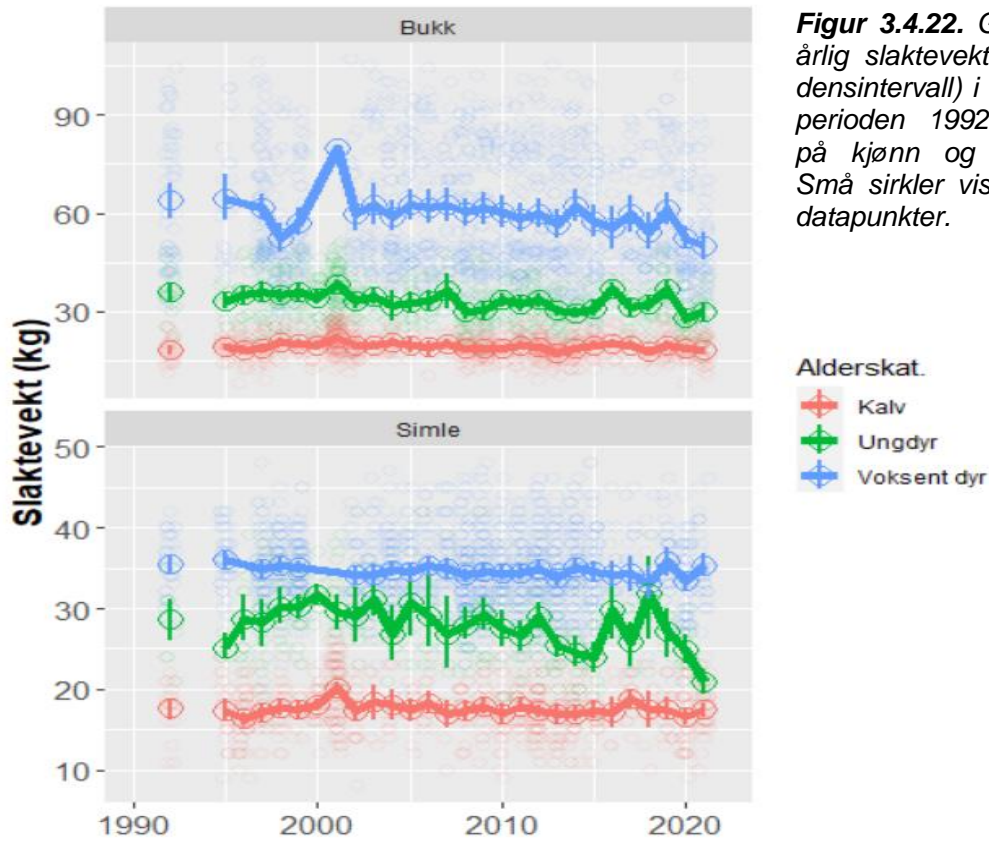
Ved utgangen av forrige overvåkingsperiode påpekte vi (Solberg et al. 2017) en vektnedgang hos ungdyr og voksne bukker i Rondane sør. Vi finner fortsatt en slik negativ trend sett over hele tidsperioden, og det er ingen tydelige tegn på bedring (**Figur 3.4.22**).

I Rondane nord er det en negativ trend (over hele tidsperioden) i kjevelengde hos ungdyr av begge kjønn (**Figur 3.4.21**). Voksne bukker viser sterk tendens til en positiv trend, noe som sannsynligvis skyldes økende gjennomsnittsalder de seinere åra.

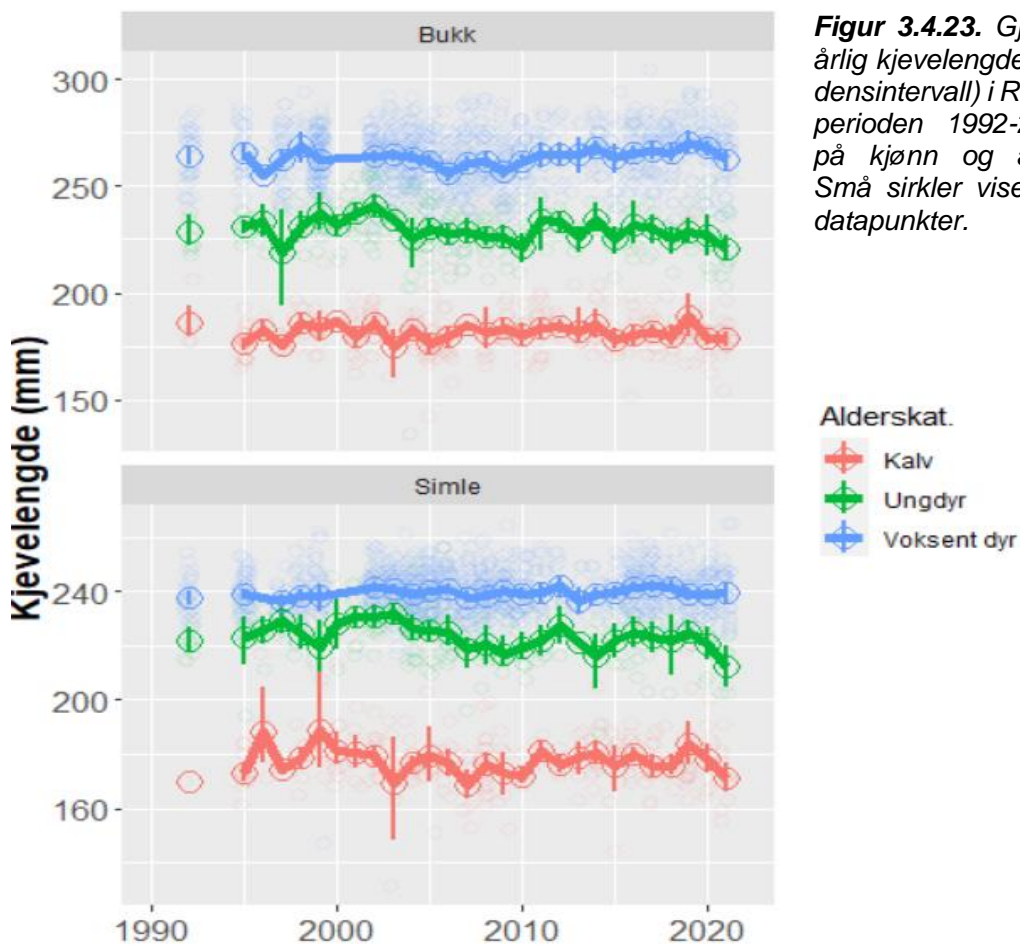
I Rondane sør finner vi en positiv trend over hele tidsperioden hos kalver og voksne simler (**Figur 3.4.22**), men dette er først og fremst et resultat av endringer langt tilbake i tid, og vi ser ingen tydelige endringer i nyere tid.

Gjennomgangen av kjevematerialet og slaktevektene fra Rondane viser at flere registrerte kalver har kjevelengder og/eller slaktevekter tilsvarende 1 ½ år gamle dyr. Årsaken kan være at jeger har huket av for feil aldersgruppe. Kalv og ungdyr sorteres ut og listeføres lokalt, og slike feil bør derfor avdekkes og eventuelt korrigeres under gjennomgangen samme sted.

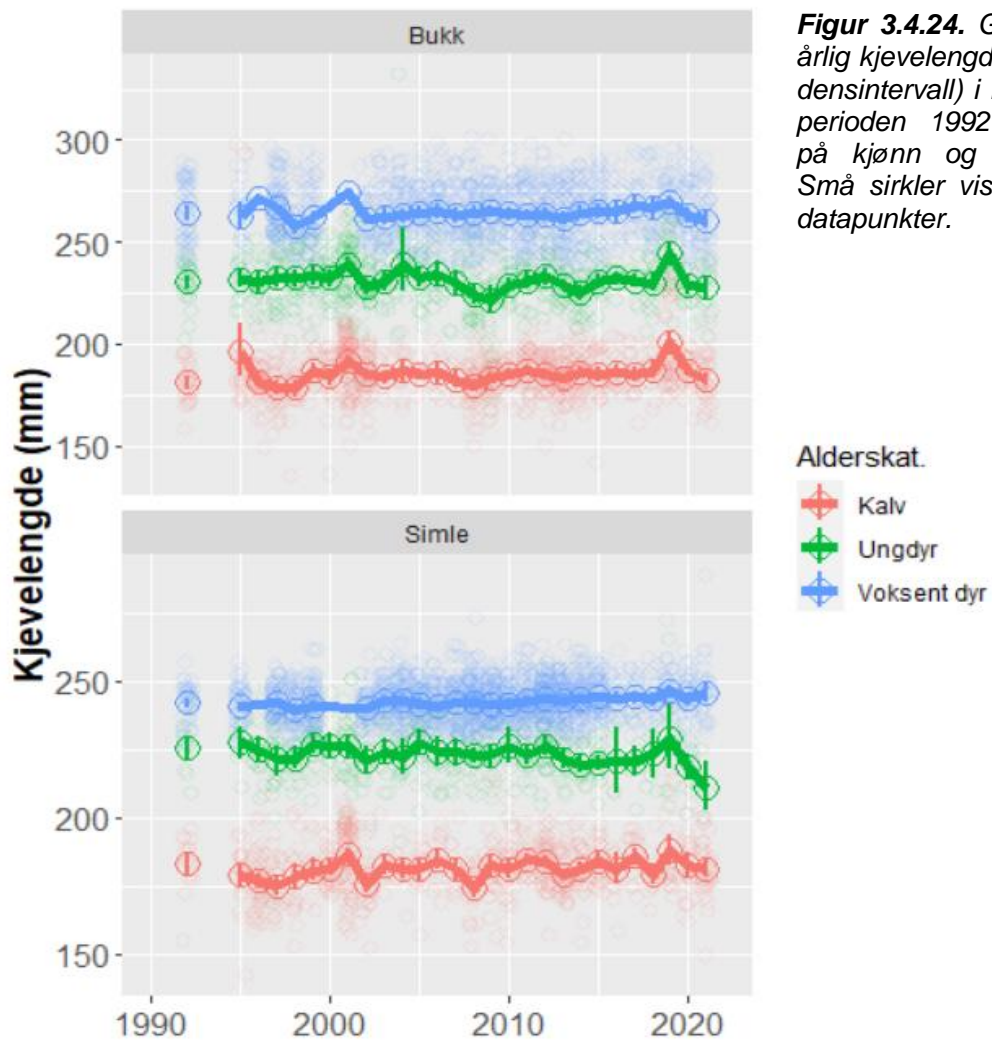




**Figur 3.4.22.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt (95 % konfidensintervall) i Rondane sør i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.



**Figur 3.4.23.** Gjennomsnittlig årlig kjevelengde (95 % konfidensintervall) i Rondane nord i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.



**Figur 3.4.24.** Gjennomsnittlig årlig kjevelengde (95 % konfidensintervall) i Rondane sør i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.



Fjelloppsyn teller rein under strukturtelling i Rondane sør. Foto: Roy Andersen, NINA.

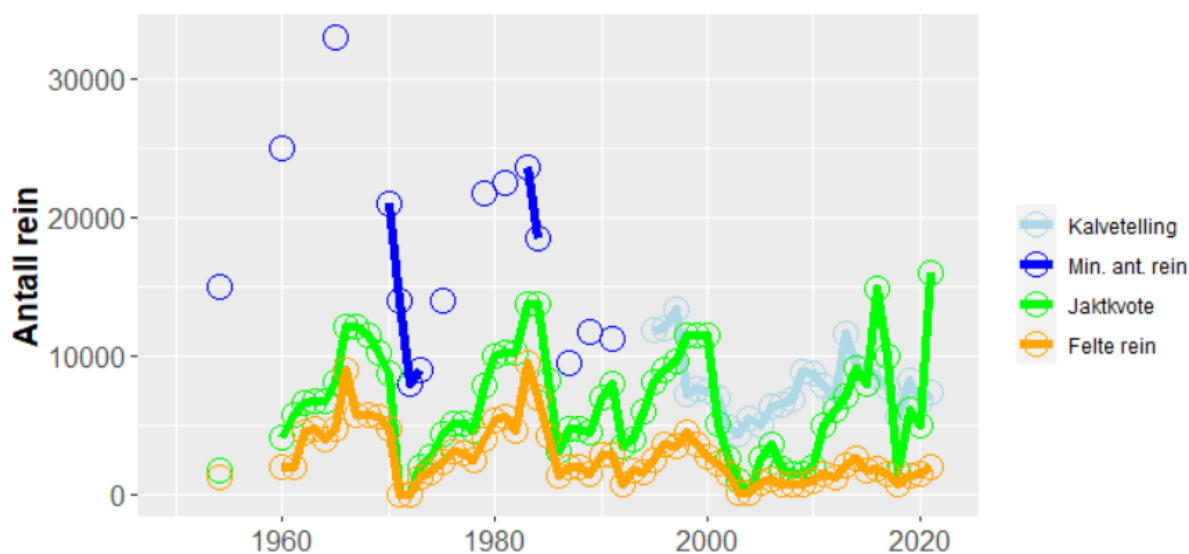


### 3.4.5 Hardangervidda

Hardangervidda er landets største villreinområde. Etter at skrantesyke ble oppdaget, har forvaltningspraksisen blitt betydelig endret. Endringene innebærer en svært stor økning i jaktkvotene, og spesielt kvotene på voksen bukk. Tiltakene som iverksettes for å bekjempe skrantesyke på Hardangervidda, øker behovet for gode kalve- og strukturtellinger og forbedret oppslutning om kjeveinnsamlingene de nærmeste årene.

#### 3.4.5.1 Bestandsutvikling på Hardangervidda

Bestanden på Hardangervidda har variert mye i størrelse de siste 50 åra (**Figur 3.4.25**). Den tilsynelatende sykliske dynamikken innebærer bestandstopper og påfølgende bestandsnedgang omtrent hvert femtende år. Bestanden har i flere perioder nådd svært høye tettheter med påfølgende overbeiting (Skogland 1984b, 1990), og det har lenge vært et overordna mål for forvaltningen å få bedre kontroll med bestandssvingningene. Samtidig er det et ønske om å restituere beitene og reinsdyras kondisjon. Bestanden var i en kort periode fredet for jakt tidlig på 2000-tallet, og den viste deretter en positiv vekst i nærmere 15 år. Siden har bestandsstørrelsen sunket og befinner seg nå rundt 6-8000 dyr. Endringene i avskytingsregime pga. skrantesyken har bidratt til en dramatisk, men villet nedgang i andelen voksen bukk. Bestandsmålet på Hardangervidda er uavklart, og det arbeides nå med å lage en plan for forvaltningen som i best mulig grad tar høyde for utfordringene med CWD. Vinterbestanden og den årlige kalveproduksjonen er nå lavere enn målsetningen en hadde før påvisning av CWD. I 2021 ble det tildelt en fellingskvote på hele 16 000 dyr, mens det faktiske uttaket var på 1974 dyr.

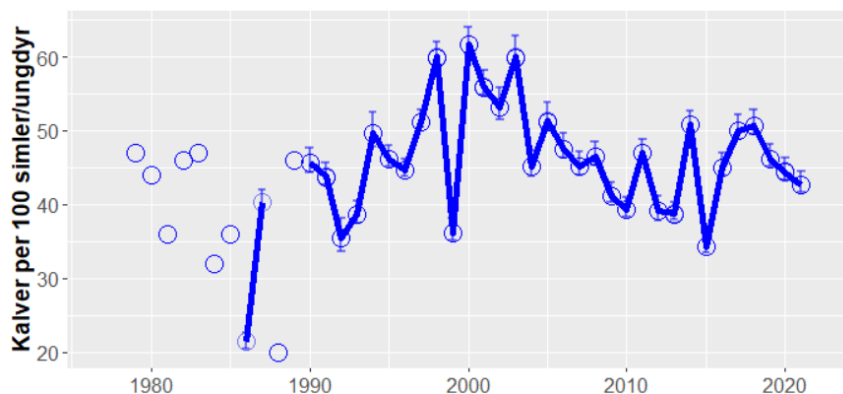


**Figur 3.4.25.** Bestandsutvikling på Hardangervidda i perioden 1954-2021 vist som antall rein observert under sommertellinger (blå punkter, blå linje) og kalvetellinger (lys blå). Jaktkvote (grønn) og jaktuttak (gul) er også vist.

#### 3.4.5.2 Kalvetellinger på Hardangervidda

Kalvetellingene på Hardangervidda har vært gjennomført årlig siden 1979 (**Figur 3.4.26**). I løpet av denne perioden har kalveandelen i flokkene variert betydelig. Det ble registrert spesielt lave kalveandeler enkelte år etter overbeitingen på 1980-tallet. På 1990-tallet ble det registrert en økende andel kalv, noe som kulminerte rundt år 2000. I løpet av de siste to tiåra har det igjen vært en nedgang, men med en betydelig mellomårsvariasjon. I den siste overvåkingsperioden

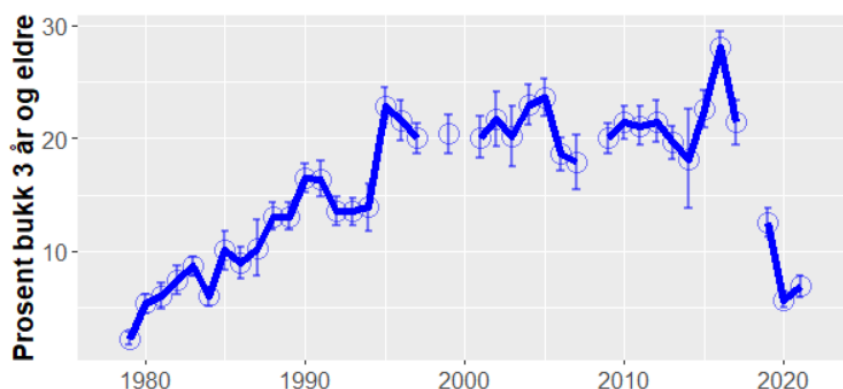
er det registrert mellom 42 og 50 kalver pr. 100 SU på Hardangervidda. Dette er i gjennomsnitt noe høyere enn i forrige overvåkingsperiode.



**Figur 3.4.26.** Resultater fra kalvetellingene på Hardangervidda i perioden 1979-2021, med antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) og 95 % konfidensintervall. Fram til 1989 mangler grunnlagsdata for de fleste år, og usikkerheten er derfor ukjent.

### 3.4.5.3 Kjønnssammensetning og alderssammensetning på Hardangervidda

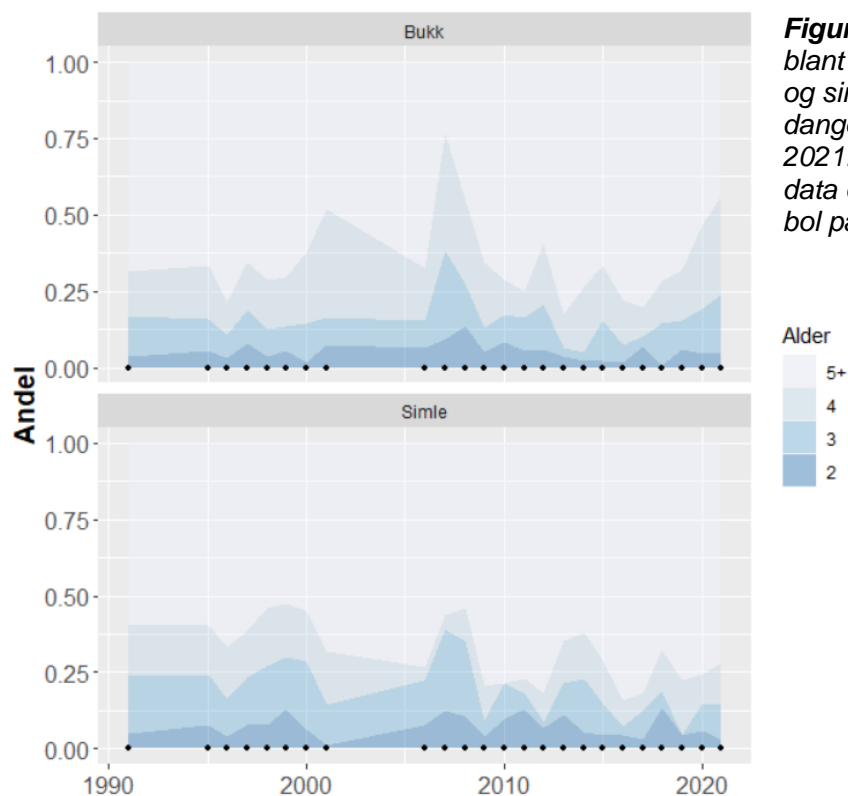
Perioder med stor bestandstetthet, høy dødelighet (Skogland 1985, 1990), variabelt jaktuttak og variasjon i kalverekruttering har ført til at kjønnssammensetningen i villreinbestanden på Hardangervidda har variert mye. I likhet med de øvrige villreinbestandene, hadde Hardangervidda en svært liten andel voksen bukk (tre år og eldre) i strukturtellingene på begynnelsen av 1980-tallet (**Figur 3.4.27**). Dette var en følge av at avskytingen ikke var spesifisert til kjønnssammensetning og aldersklasser. Den svært lave bukkeandelen var nok også en medvirkende årsak til den raske bestandsveksten på slutten av 1970-tallet, og den påfølgende overbeittingsperioden rundt 1980.



**Figur 3.4.27.** Prosentandelen tre år og eldre bukk i bestanden etter jakt i Hardangervidda (95 % konfidensintervall) i perioden 1979-2021. Resultater fra strukturtellinger.

Retta avskyting har ført til at andelen voksen bukk har vært relativt stabil rundt 20 % siden overvåkingsprogrammet startet. I årene før siste overvåkingsperiode økte man simleavskytingen, noe som førte til en økning i andelen bukk i strukturtellingene. Med skrantesjuken ble det fra og med 2017 innført store endringer i avskytingsstrategien, med et større uttak av bukk. Dette ble gjort for å effektivisere CWD-overvåkinga. Selv om dette tiltaket har resultert i svært lave andeler bukk i strukturtellingene, spesielt i 2020 og 2021 (6-7 % bukk), er det altså en ønska endring fra forvaltningens side.

I jaktuttaket har andelen godt voksne (fem år eller eldre) blant voksne bukker gått ned mot slutten av siste overvåkingsperiode (**Figur 3.4.28**), noe som er en forventet effekt av økte kvoter på voksne bukker. Det er allikevel viktig å merke seg at datagrunnlaget fra Hardangervidda er tynt tilbake i tid, siden en svært liten andel av jegerne har levert kjever. Med endringen i avskytingsstrategi forventer man en ytterligere foryngelse av bukkesegmentet i de nærmeste årene, når de fleste voksne bukker etter hvert er skutt og nye kohorter kommer til.



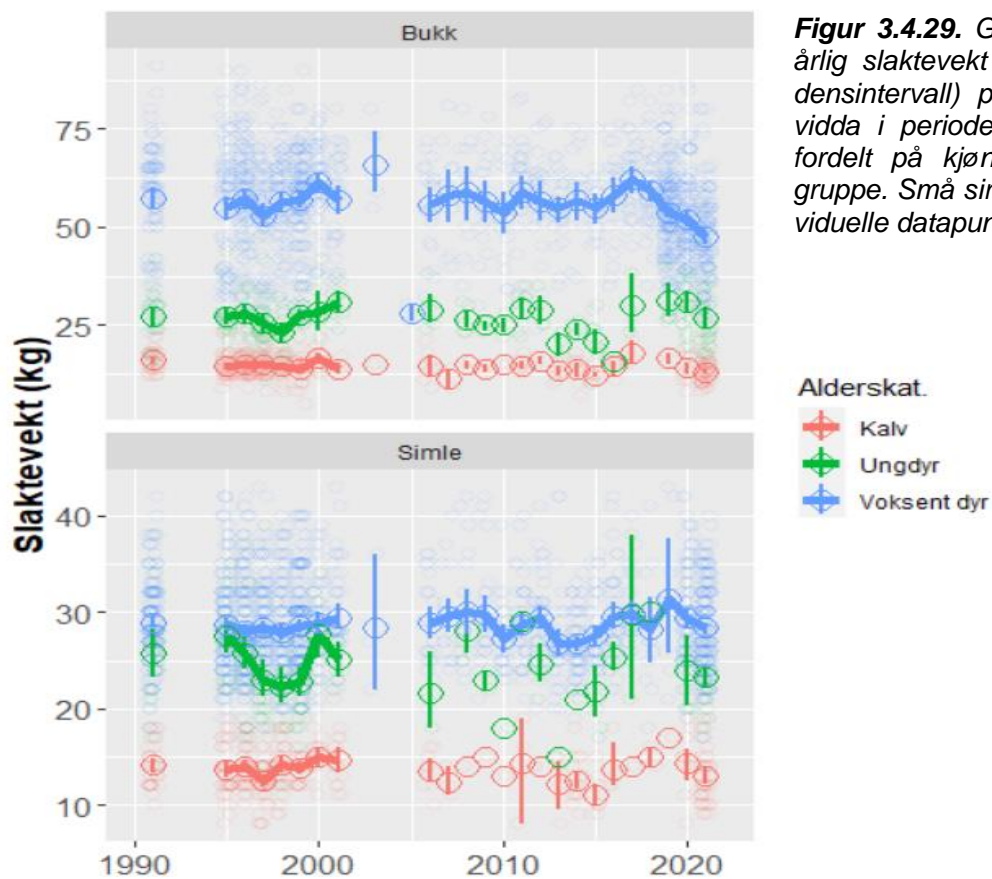
**Figur 3.4.28.** Aldersstruktur blant voksne bukker (øverst) og simler (nederst) felt på Hardangervidda i perioden 1991-2021. År med aldersstrukturdata er merket med svart symbol på x-aksen.

#### 3.4.5.4 Kjeve- og vektinnsamling på Hardangervidda

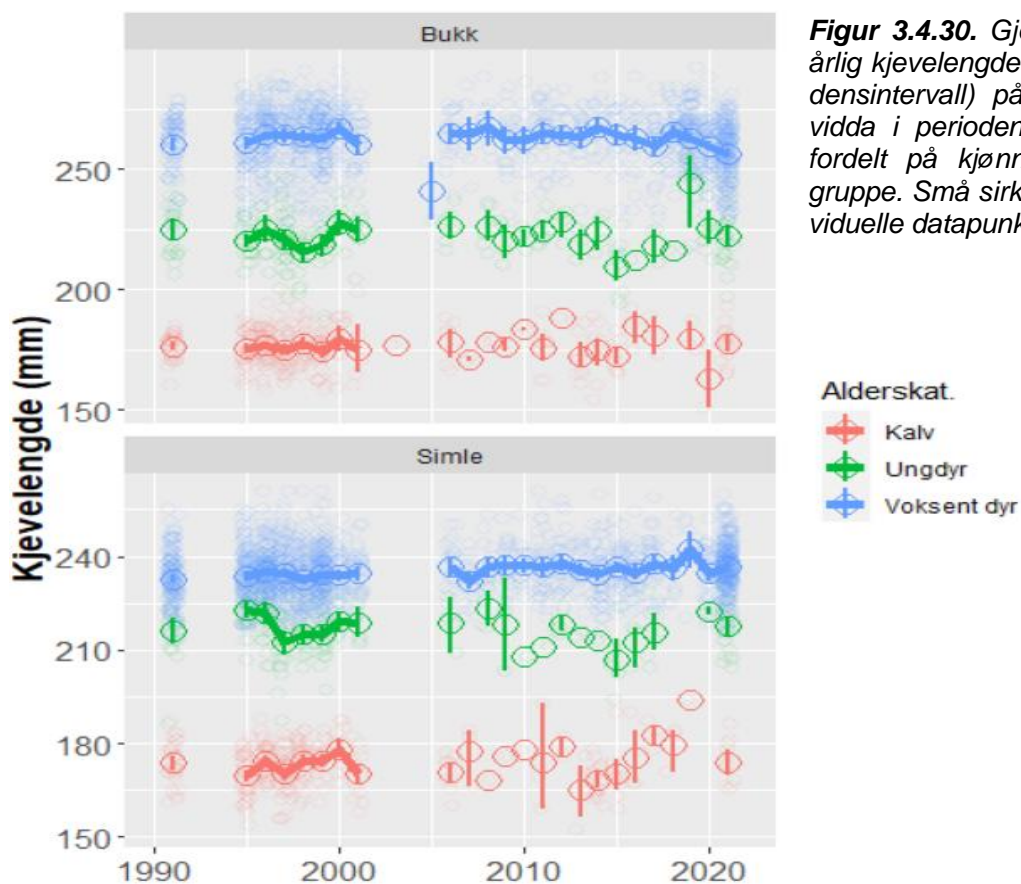
Det har vært et overordna mål å øke kvaliteten og kondisjonen til dyra på Hardangervidda. Fram til 1995 ble kjeveinnsamlinger gjennomført med ulike mellomrom. Etter intensivering av overvåkingsprogrammet i 1995, ble det gjennomført mer eller mindre årlige registreringer av slaktevekt og kjevelengde (**Figur 3.4.29** og **Figur 3.4.30**). Overvåkingsprogrammet samler utelukkende inn data på dyras høstvekt. I tillegg er det også gjennomført flere vinterfellingsprogram på Hardangervidda, med mulighet til å samle inn detaljerte data om dyras vinterkondisjon. Disse har vist at det fram til 1997 var en forbedring over tid i dyras vinterkondisjon (Skogland 1990, Loison & Strand 2005), og at simlenes slaktevekt, fettlagre og fostervekst økte betydelig i perioden 1984 til 1997 (Loison & Strand 2005).

Oppslutningen om kjeveinnsamlingene og rapportering av veide slaktevekter har vært svært lav på Hardangervidda (Solberg et al. 2017 og **Tabell 3.4.1**), og av alle overvåkingsområdene er det her vi har dårligst kunnskap om kondisjonsutviklingen i nyere tid. Vi ser en betydelig forbedret oppslutning etter innføring av insentivordninger i forbindelse med skrantesjuka. Datagrunnlaget er allikevel generelt for svakt til å si noe statistisk sikkert om trender i slaktevekter og kjevelengder over lengre tid (**Figur 3.4.29** og **Figur 3.4.30**), men vi finner en tydelig nedgang i både slaktevektene og kjevelengdene for voksne bukker over de siste år. Dette kan man anta først og fremst er en aldersstruktureffekt, det vil si utslag av høy bukkeavskyting og dertil lavere gjennomsnittsalder de siste åra (**Figur 3.4.28**).

Datamengden pr. jakt sesong øker stadig på grunn av den store økningen i antall fellinger, men også på grunn av nye insentiver for å rapportere og levere kjever. For å bedre kunne spore kondisjonsutviklingen på Hardangervidda i tida framover, er det viktig å få inn kjever og vektdata fra en enda større andel av dyrene som felles, inkludert kalver og åringer. Dette er ikke mindre viktig i en tid med skrantesjuka, ny avskytningsstrategi og forventede endringer i tetthet og kjønns- og alderssammensetning.



**Figur 3.4.29.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt (95 % konfidensintervall) på Hardangervidda i perioden 1991-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.



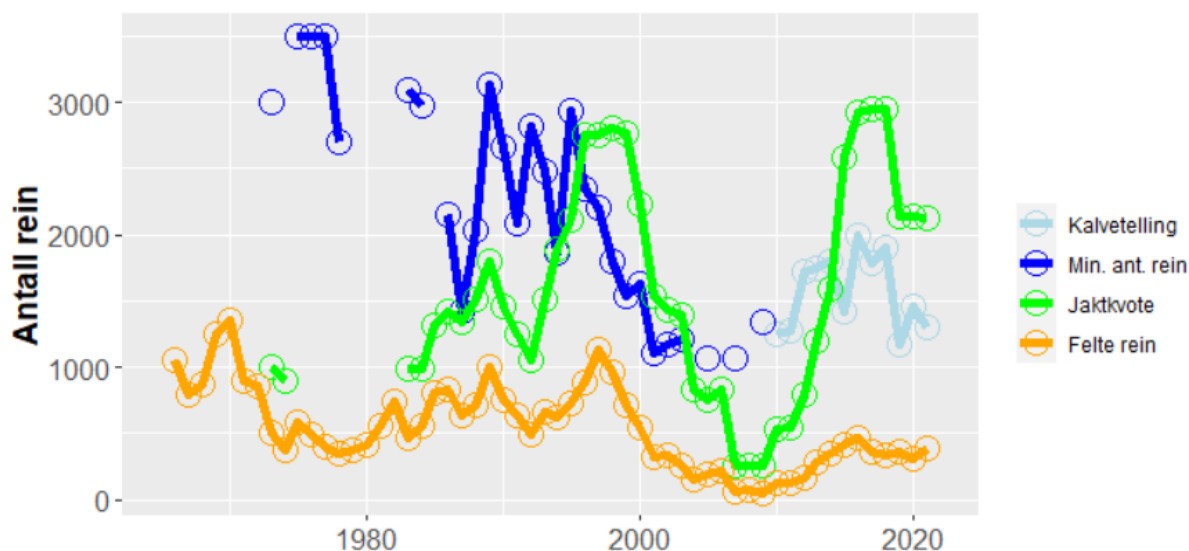
**Figur 3.4.30.** Gjennomsnittlig årlig kjevelengde (95 % konfidensintervall) på Hardangervidda i perioden 1991-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.

### 3.4.6 Setesdal-Ryfylke

Setesdal-Ryfylke er et marginalt villreinområde når det gjelder vinterbeiteressurser. Området har også hatt omfattende tekniske inngrep i form av veger, vannkraftmagasiner, kraftledninger, bebyggelse og løypenett. Bestanden har tidligere vært påvirket av innvandring fra Hardangervidda, samt av at dyr fra Setesdal-Ryfylke tidvis har vandret ut og brukt vinterbeiteområder på Hardangervidda. Tidligere var også området preget av tamreindrift (se Strand et al. 2011 for detaljer) og utveksling med Setesdal-Austhei. På grunn av veger, hyttebebyggelse og tilhørende forstyrrelser (Strand et al. 2011), har inn- og utvandringen til og fra nærliggende villreinområder vært svært lav de seinere årene. Det er imidlertid fortsatt noen dyr, og i hovedsak bukker, som vandrer fram og tilbake mellom Setesdal-Ryfylke og Hardangervidda eller Setesdal-Austhei. Det har også vært lite utveksling av dyr mellom nord og sør i Setesdal-Ryfylke, og villreinbestanden har derfor vært splittet i to adskilte delbestander de seinere åra (Strand et al. 2011).

#### 3.4.6.1 Bestandsutvikling i Setesdal-Ryfylke

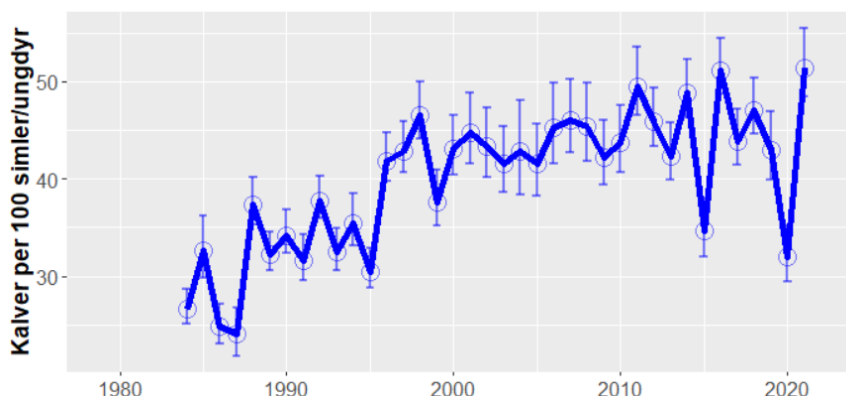
Bestanden i Setesdal-Ryfylke har gjennomgått minst to perioder med høy bestandstetthet og påfølgende overbeiting av vinterbeiteressursene. I overvåkingsprogrammet representerer Setesdal-Ryfylke et område hvor forvaltningen aktivt har redusert bestandstettheten i et forsøk på å restituere beiter og øke dyras kondisjon og kalveproduksjon. Under minimumstillingene sommerstid ble det fram til midten av 1990-tallet funnet rundt 1500-3000 dyr årlig (**Figur 3.4.31**). Det ble vedtatt å redusere bestanden vesentlig, og jaktkvoter og avskyting ble økt. Minimumstillingene antyder at bestandsstørrelsen sank til ca. 1000 dyr på midten av 2000-tallet. I løpet av de seinere åra har det vært et ønske om å øke bestandsstørrelsen i sørområdet (sør og vest for Blåsjø). Antallet rein i dette området var i en periode svært lavt, og størstedelen av bestanden hadde fram til 2010 tilhold i områdene nord for Blåsjø (Strand et al. 2011). De samlede bestandsdataene fra Setesdal-Ryfylke tilsier en vekst i bestanden etter at jaktkvotene ble redusert på 2000-tallet, med en påfølgende utflating og bestandsnedgang i siste overvåkingsperiode, da jaktkvotene igjen har vært høye.



**Figur 3.4.31.** Bestandsutvikling i Setesdal-Ryfylke i perioden 1973-2021, vist som antall rein observert under sommertellinger (blå punkter, blå linje) og kalvetellinger (lys blå). Jaktkvote (grønn) og jaktuttak (gul) er også vist.

### 3.4.6.2 Kalvetellinger i Setesdal-Ryfylke

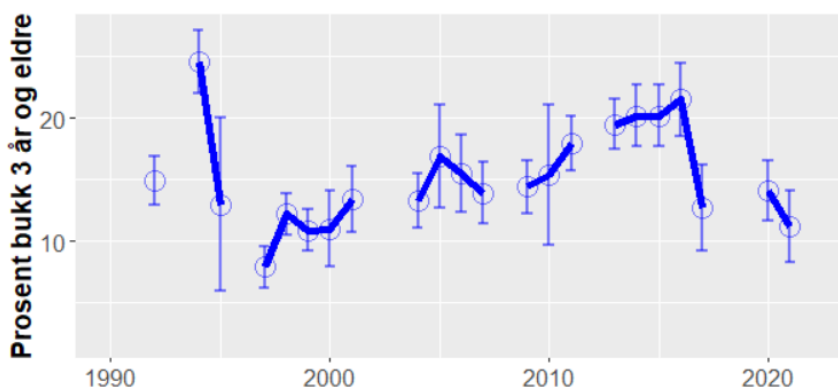
Vi har tilgang til årlige kalvetellinger i Setesdal-Ryfylke tilbake til 1984. Det har vært til dels store variasjoner i antall kalver pr. 100 SU (**Figur 3.4.32**). I første del av dataserien var kalveandelen lav, og vi registrerte årlig mellom 25 og 35 kalver pr. 100 SU. Siden har det vært en økning i kalveproduksjonen. Den negative korrelasjonen mellom minimumsstørrelsen på villreinbestanden og kalveproduksjonen antyder at høy konkurranse om beiteressursene medvirket til den lave produksjonen på 1980- og 1990-tallet. I løpet av den siste overvåkingsperioden har vi registrert mellom 32 og 51 kalver pr. 100 SU. Dette inkluderer både det laveste og det høyeste tallet registrert på svært lang tid, og i 2021 var kalveproduksjonen rekordhøy for Setesdal-Ryfylke. Kalveproduksjonen har altså blitt mer variabel mellom år i forrige og siste overvåkingsperiode, ofte med svært god produksjon i året etter et bunnår (2015-16, 2020-21).



**Figur 3.4.32.** Resultater fra kalvetellingene i Setesdal-Ryfylke i perioden 1984-2021, med antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) og 95 % konfidensintervall.

### 3.4.6.3 Kjønn- og alderssammensetning i Setesdal-Ryfylke

Andelen voksen bukk (tre år og eldre) observert under strukturtellingene i Setesdal-Ryfylke var svært lav på begynnelsen av 1980-tallet, med mindre enn 5 % bukk i bestanden. I likhet med de øvrige områdene har forvaltningen siden arbeidet aktivt for å øke andelen bukk. Andelen økte gradvis fra begynnelsen på 1990-tallet (**Figur 3.4.33**), og det var ved slutten av forrige overvåkingsperiode cirka 20 % bukk i Setesdal-Ryfylke. Bukkeandelen har imidlertid falt til 11-14 % igjen i siste periode, og i 2021 var den på sitt laveste siden 2000. Dette kan til dels være et resultat av den betydelige utvekslingen av dyr med Hardangervidda, hvor det har vært endret avskytning og tilsvarende endring i (kjønn- og) aldersstruktur på grunn av skrantesjuka. For Setesdal-Ryfylke er dataene på aldersstruktur i jaktuttaket generelt dårlig på grunn av lavt jaktuttak og lav andel leverte kjever, og vi viser derfor ikke tidsseriefigur på dette.

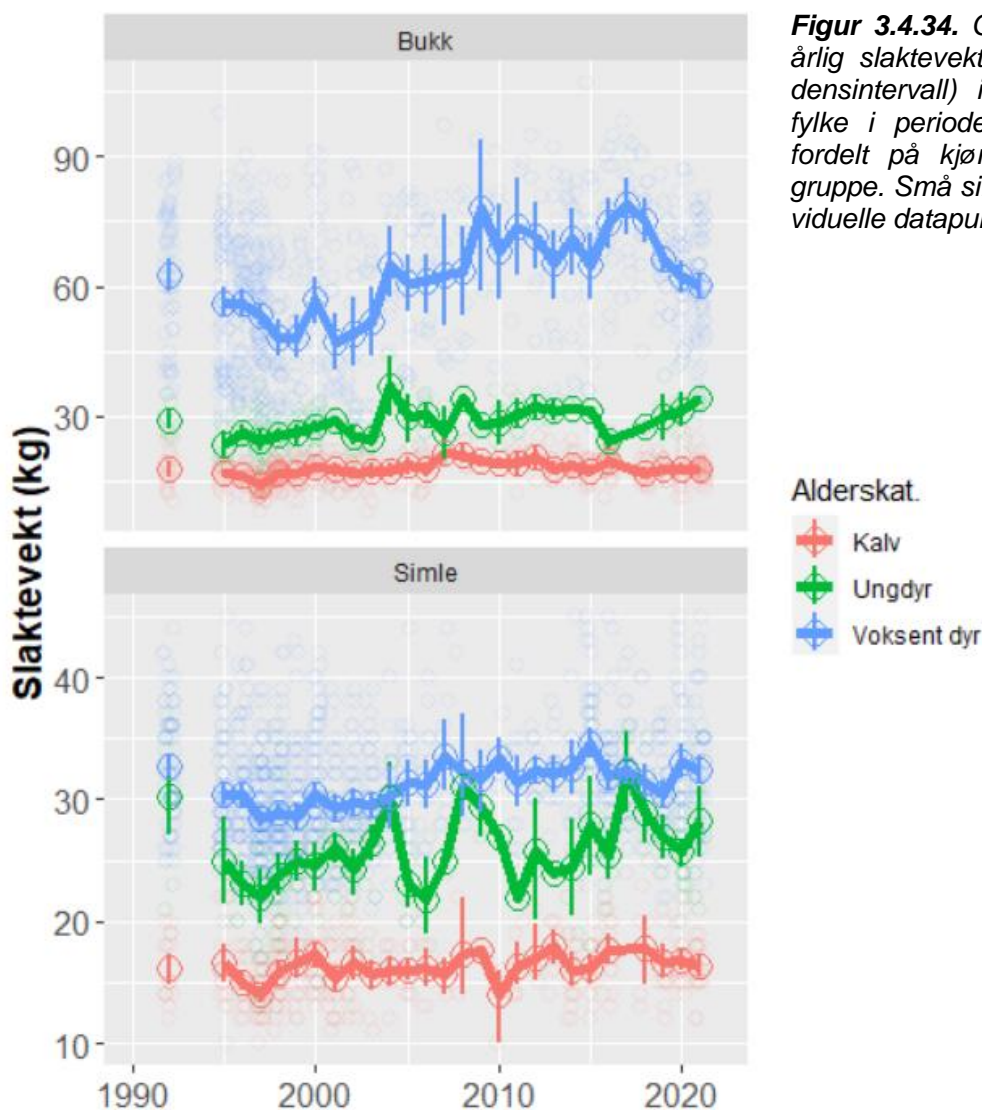


**Figur 3.4.33.** Prosentandelen tre år og eldre bukk i bestanden etter jakt i Setesdal-Ryfylke (95 % konfidensintervall) i perioden 1992-2021. Resultater fra strukturtellingene.

### 3.4.6.4 Kjeve- og vektinnsamling i Setesdal-Ryfylke

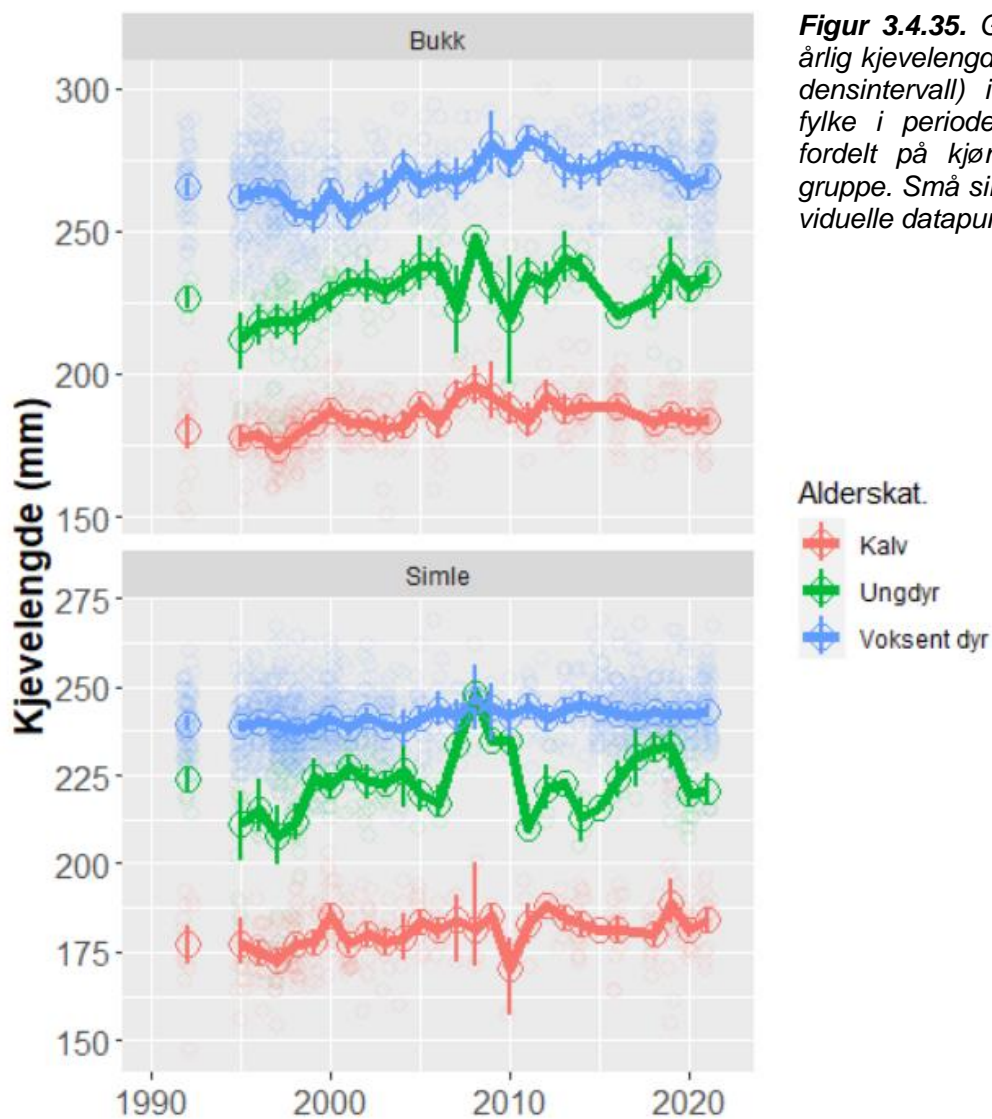
Det har vært gjennomført årlige kjeveinnsamlinger i Setesdal-Ryfylke siden 1995. Oppslutningen om overvåkingsprogrammet er svak (**Tabell 3.4.1** og Solberg et al. 2017). Til tross for dette og et beskjedent jaktuttak i enkelte år, har vi tidligere påvist trender. I de første årene etter at programmet startet, var kondisjonen nedadgående. Dette var trolig en forsinket effekt av overbeiting i perioder da bestanden var større. Planmessig reduksjon av bestanden gjennom slutten av 1990-tallet medførte at slaktevektene økte hos alle kjønns- og aldersgrupper (**Figur 3.4.34**).

Over hele tidsperioden er det en økning i slaktevekter for bukk ungdom (2,6 kg pr. tiår) og voksen (5,0 kg), samt for voksne simler (1,3 kg). Denne observerte vektøkningen skyldes trolig bestandsreduksjon, samt at forvaltningen økte bukkenes gjennomsnittsalder ved å redusere andelen bukker i jaktuttaket. Trenden over tid er på langt nær lineær, og utviklingen i vekter har flatet ut. For voksne bukker er det også en tydelig nedgang i siste overvåkingsperiode. Dette kan henge sammen med endret aldersstruktur, det vil si færre eldre bukker i bestanden (**Figur 3.4.33**).



**Figur 3.4.34.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt (95 % konfidensintervall) i Setesdal-Ryfylke i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.

Som for slaktevektene er det et dårlig datagrunnlag for å analysere utviklingen i kjevelengdene i Setesdal-Ryfylke over lengre tid. Allikevel er trenden såpass sterk at vi over hele tidsserien finner en klar økning i kjevelengdene for alle kjønns- og aldersgrupper (**Figur 3.4.35**). Utviklingen er ikke lineær, og økningen i kjevelengder har avtatt og flatet ut fra slutten av 2000-tallet.



**Figur 3.4.35.** Gjennomsnittlig årlig kjevelengde (95 % konfidensintervall) i Setesdal-Ryfylke i perioden 1992-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.

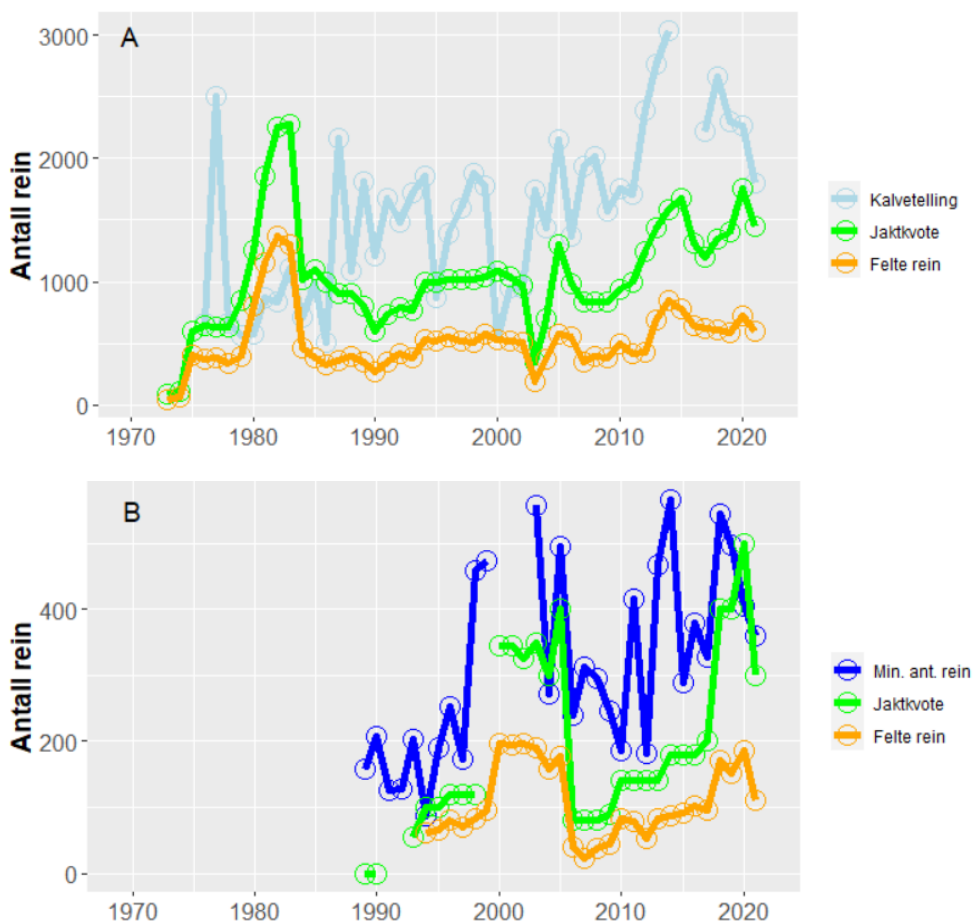


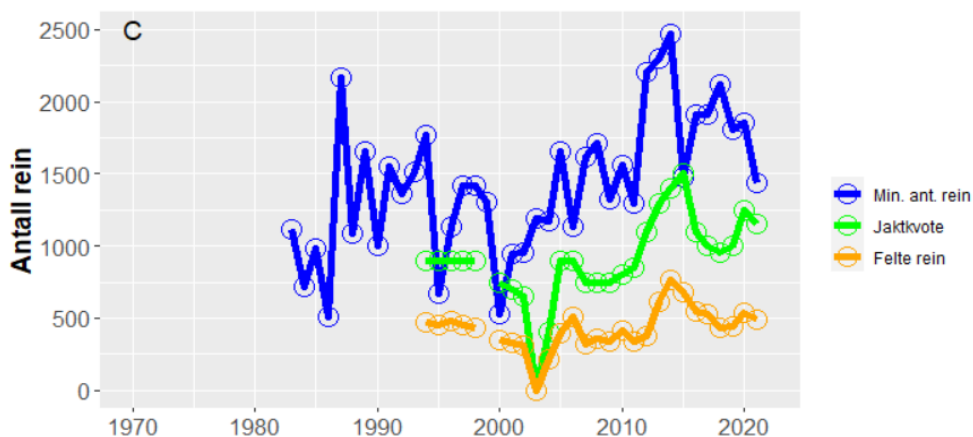
### 3.4.7 Snøhetta

I likhet med Setesdal-Ryfylke og Hardangervidda, representerer Snøhetta et område med tidligere sterk bestandsvekst og påfølgende overbeiting. Bestandsveksten og beiteeffekten var særlig stor på 1950-tallet, men også på slutten av 1980-tallet. Snøhettaområdet har også betydelige utfordringer med hensyn til fragmentering og oppdeling av leveområdene. Utbyggingen av Aurasvassdraget og etableringen av magasinet ved Aursjøen bidro i sin tid til en deling av Snøhetta i et vestlig og et østlig leveområde. Merking av dyr med GPS-sendere har siden bekreftet at det er lite utveksling mellom de to delområdene (Jordhøy et al. 2012).

#### 3.4.7.1 Bestandsutvikling i Snøhetta

Etter bestandsveksten på 1980-tallet har forvaltningen stort sett lyktes med å holde bestanden ved bestandsmålet, men med en økning i forrige overvåkingsperiode (**Figur 3.4.36A**). Dette ble fulgt av en tilsynelatende nedgang i totalbestanden i siste periode. Den minste bestanden (Snøhetta vest) ble rammet av en større ulykke i 2006, da minst 241 dyr omkom i et snøras i Svarthøa. Jaktkvotene ble følgelig redusert, noe som kan ha medvirket til at bestanden etter hvert vokste (**Figur 3.4.36B**). Minimumstillingene antyder en bestand rundt 300-600 dyr, omtrent som i forrige overvåkingsperiode. Den årlige variasjonen i observerte rein under minimumstillinga i Snøhetta vest er svært stor i perioder, og man bør tolke dataene forsiktig. Bestanden i Snøhetta øst vokste kraftig fra rundt år 2000 (**Figur 3.4.36C**) og har til tider vært større enn målene i bestandsplanen. Som i Snøhetta vest, antyder dataene en nedgang i bestandsstørrelse i Snøhetta øst siden toppen i 2014, og delbestanden var i 2021 på sitt laveste siden 2011. Det samme gjelder totalbestanden i Snøhetta (**Figur 3.4.36A**). Dette kan dels forklares med svært lave kalvetall over lang tid (se **kap. 3.1.7.2**).

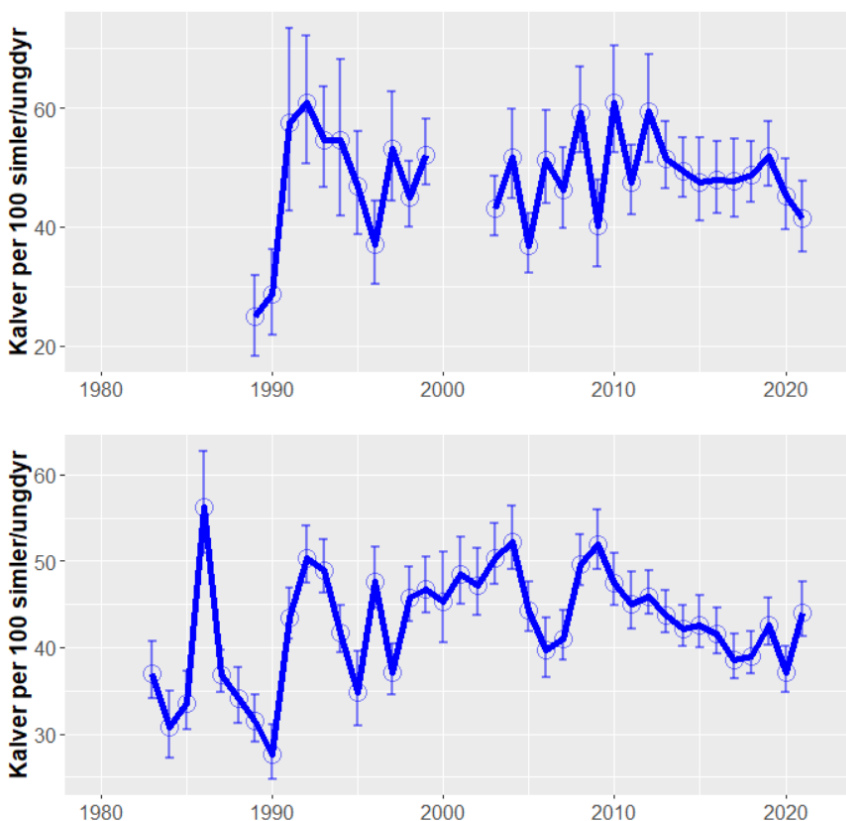




**Figur 3.4.36.** Bestandsutvikling i hele Snøhetta samlet (A), i Snøhetta vest (B) og i Snøhetta øst (C). Bestandstall er vist som antall rein observert under kalvetelling (lys blå linje) eller vintertelling (blå). Jaktkvote (grønn linje) og jaktuttak (gul linje) er også vist.

### 3.4.7.2 Kalvetellinger i Snøhetta.

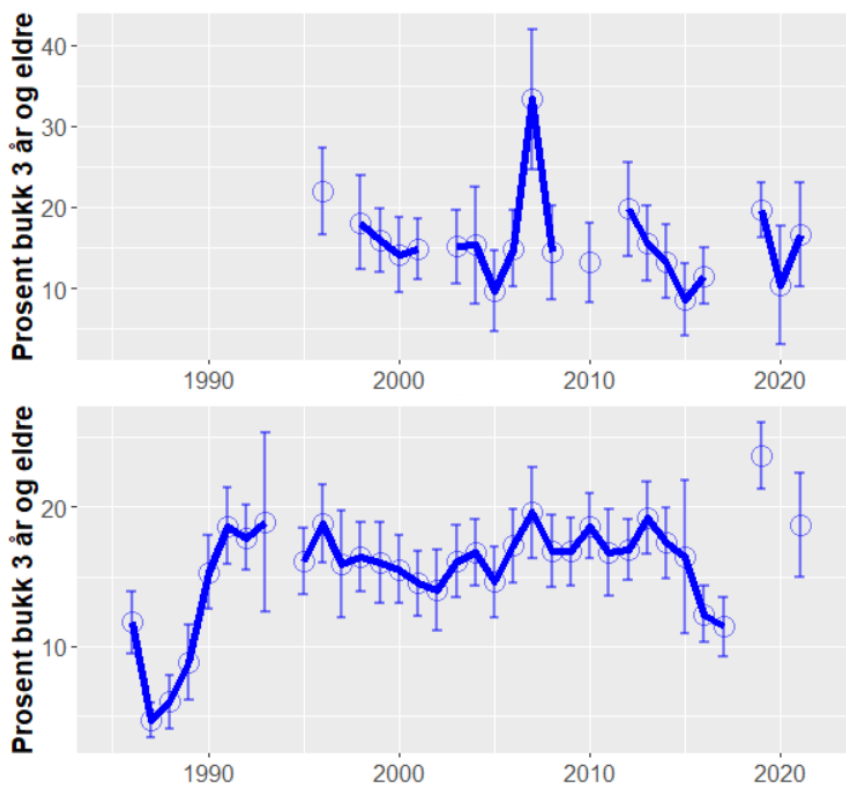
Siden omtrent 2010 har antallet kalv pr. 100 SU gått mer eller mindre gradvis nedover, både i Snøhetta vest og øst (**Figur 3.4.37**). I løpet av siste overvåkingsperiode har vi årlig registrert mellom 42 og 52 kalver pr. 100 SU i vest, og mellom 37 og 44 kalver pr. 100 SU i øst. Tendensen til nedgang ser ut til å fortsette i Snøhetta vest, med den laveste kalveandelen siden 2009 i 2021. Trenden har tilsynelatende flatet ut i Snøhetta øst, hvor kalveandelen i 2020 allikevel var på sitt laveste (37 kalv pr. 100 SU) siden midten av 1990-tallet. Den generelle nedgangen i kalveproduksjon i Snøhetta kan være et utslag av den relativt høye bestandsstørrelsen som ble registrert i forrige og siste overvåkingsperiode, men andre faktorer kan også spille inn.



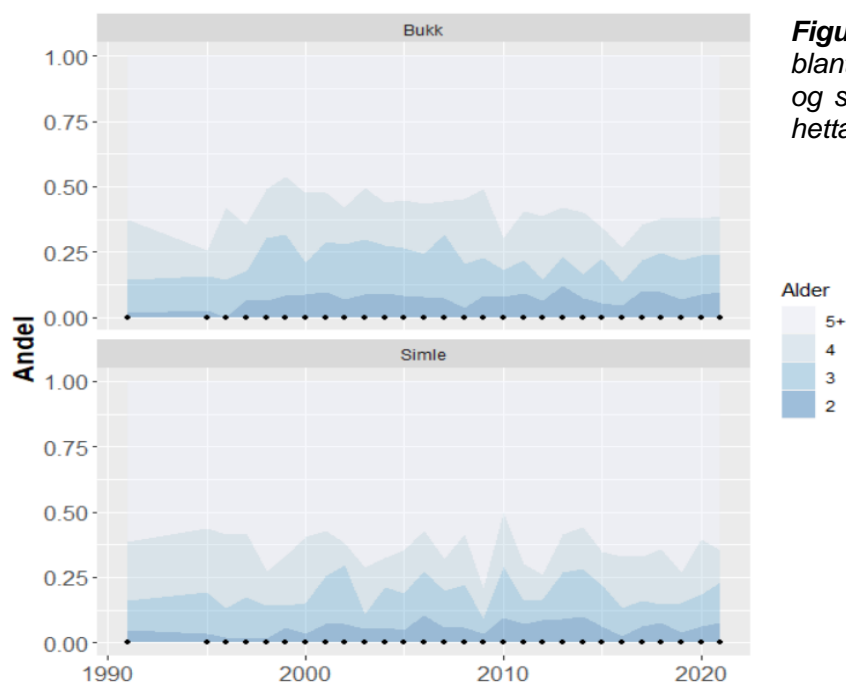
**Figur 3.4.37.** Resultater fra kalvetellingene i Snøhetta vest (øverst) og øst (nederst) i perioden 1983-2021, med antall kalver pr. 100 simler og ungdyr (SU) og 95 % konfidensintervall.

### 3.4.7.3 Kjønn- og alderssammensetning i Snøhetta

I Snøhettaområdet hadde bestanden små andeler voksen bukk (tre år og eldre) i strukturtellingene på slutten av 1970-tallet. I ettertid har målretta avskyting ført til at andelen voksen bukk har økt (**Figur 3.4.38**). I siste overvåkingsperiode har andelen voksen bukk i Snøhetta stort sett variert mellom 10 % og 20 %, men verdiene er usikre. Nedgangen mot slutten av forrige overvåkingsperiode kan allikevel se ut til å ha avtatt i siste periode, da det er tegn på høyere andel bukk, spesielt i øst. I jaktuttaket har ikke andelen godt voksne (fem år eller eldre) blant voksne bukker endret seg betraktelig over de siste tiår (**Figur 3.4.39**). Det samme gjelder for simlene.



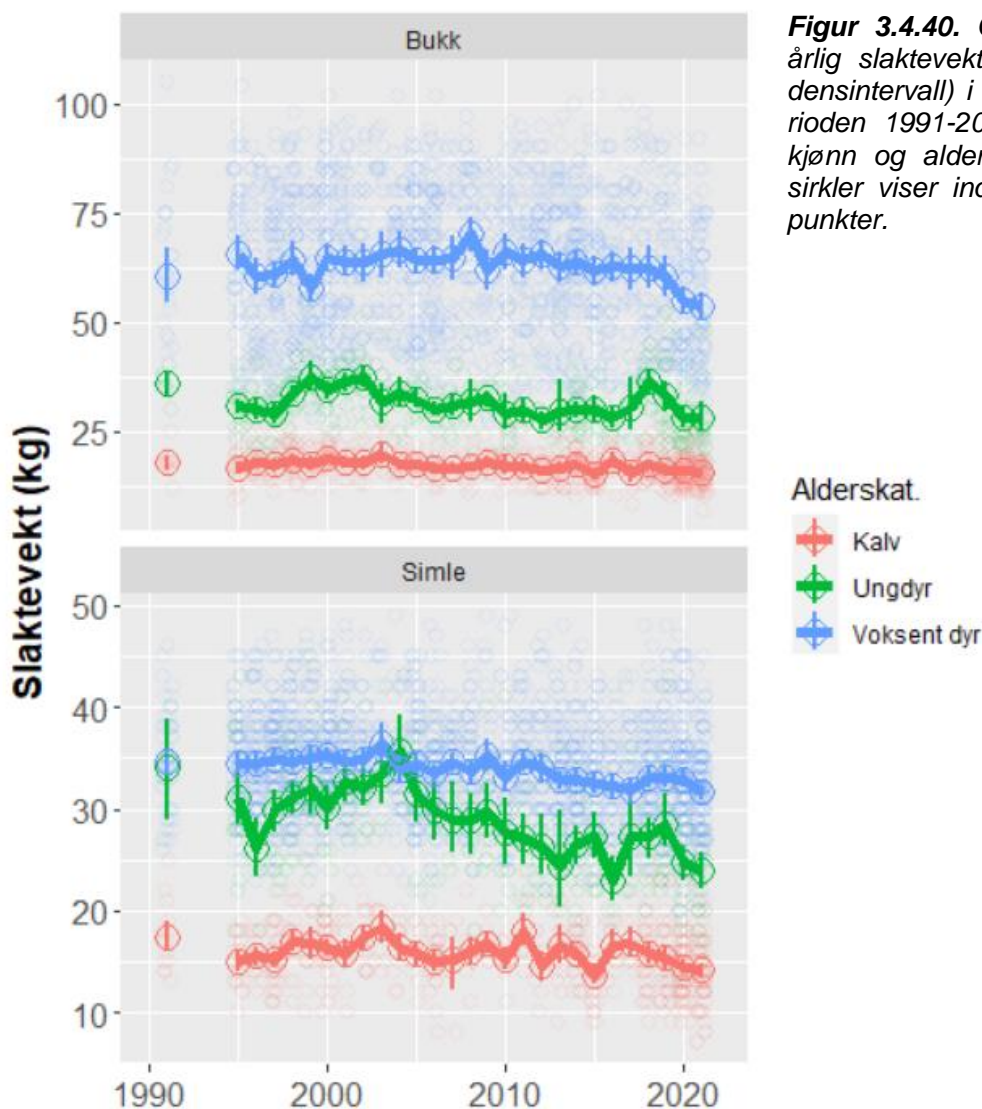
**Figur 3.4.38.** Prosentandelen tre år og eldre bukk i bestanden etter jakt i Snøhetta vest (øverst) og øst (nederst) (95 % konfidensintervall) i perioden 1986-2021. Resultater fra strukturtellinger.



**Figur 3.4.39.** Aldersstruktur blant voksne bukker (øverst) og simler (nederst) felt i Snøhetta i perioden 1991-2019.

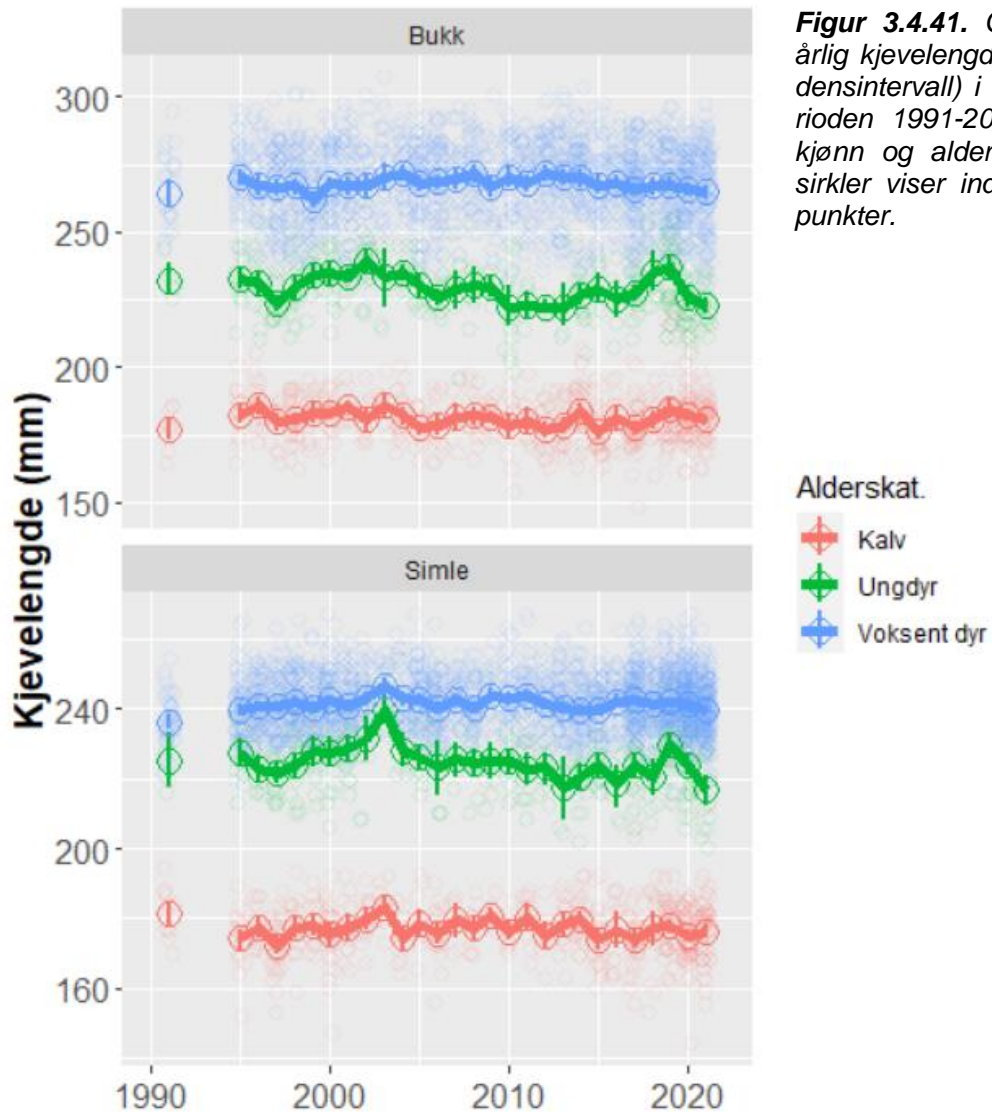
### 3.4.7.4 Kjeve- og vektinnsamling i Snøhetta

Oppslutningen om kjeveinnsamling og rapportering av slaktevekter er god i Snøhettaområdet (**Tabell 3.4.1** og Solberg et al. 2017). Slaktevektene har variert betydelig siden oppstarten i 1991. Sett over hele tidsserien finner vi en negativ trend hos ungdyr og voksne av begge kjønn (**Figur 3.4.40**). Trenden er ikke lineær og kommer først og fremst av en betydelig nedgang i slaktevektene i siste overvåkingsperiode, noe vi også ser hos kalvene. Over det siste tiåret har eksempelvis voksne bukker vist en gjennomsnittlig årlig nedgang på hele 1,1 kg, noe som sannsynligvis ikke kan knyttes til endringer i aldersstruktur og derfor heller gjenspeiler redusert kondisjon og/eller kroppsstørrelse (**Figur 3.4.41**).



**Figur 3.4.40.** Gjennomsnittlig årlig slaktevekt (95 % konfidensintervall) i Snøhetta i perioden 1991-2021, fordelt på kjønn og aldersgruppe. Små sirkler viser individuelle datapunkter.

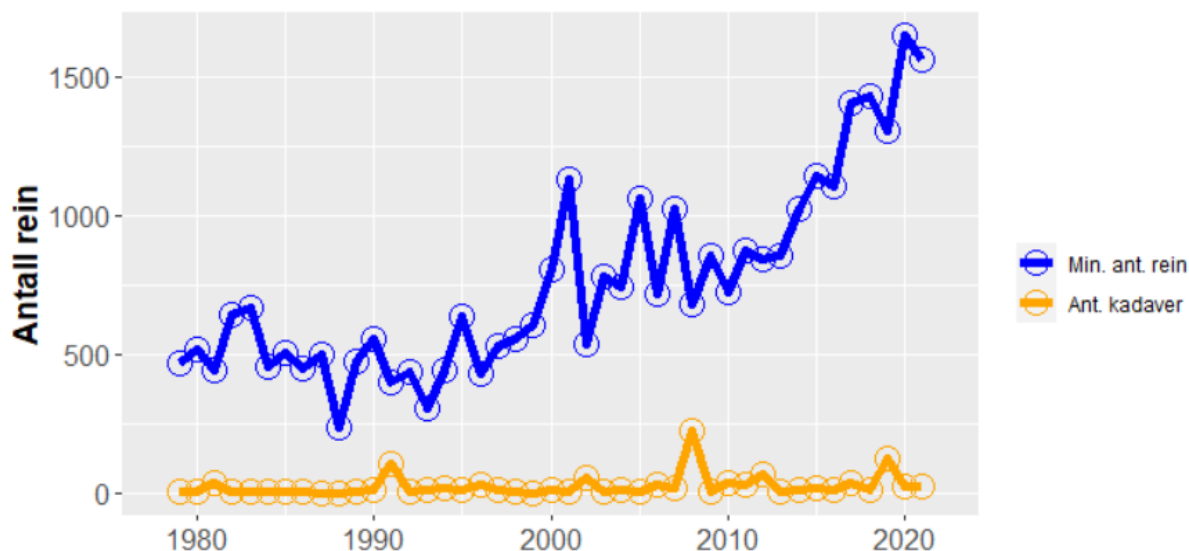
For kjevelengdene i Snøhetta finner vi over hele tidsserien en nedgang for ungdyr av begge kjønn, men ingen større endring for de andre aldersklassene (**Figur 3.4.41**). Det er allikevel verdt å merke seg en gradvis nedgang i kjevelengdene for voksne bukker over det siste tiåret, noe som samsvarer med vektutviklinga (**Figur 3.4.40**).



### 3.4.8 Svalbard

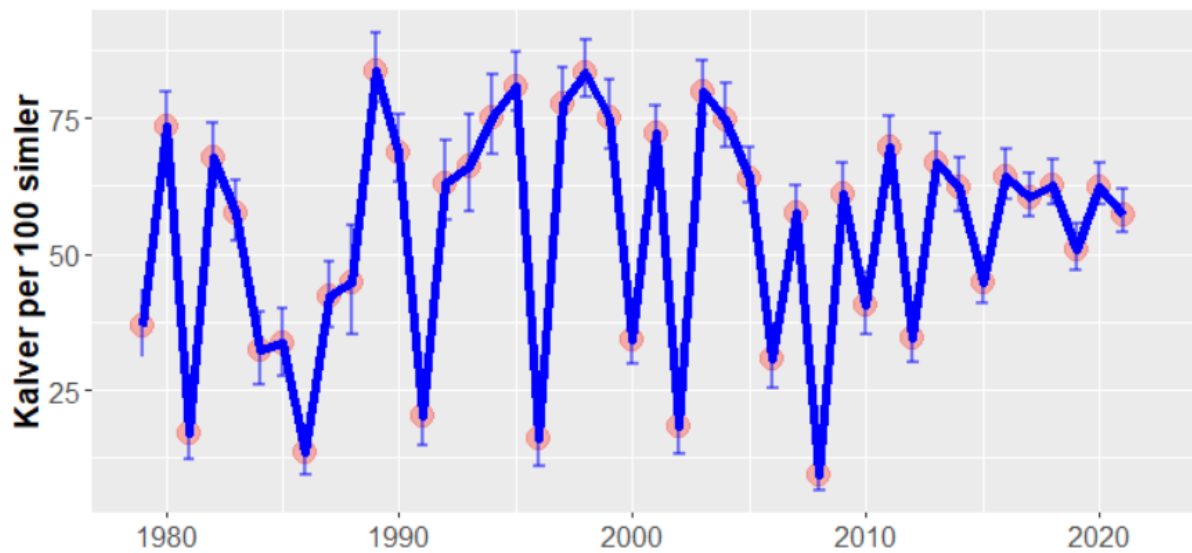
Overvåkinga på Svalbard ble opprettet for å framskaffe referansedata fra en bestand som var lite påvirket av mennesker. Det gjøres strukturtellinger hver sommer i Reindalen, Semmeldalen og Colesdalen på Nordenskiöld Land. Strukturtellingene regnes også som gode kalve- og minimumstillinger, det vil si de reflekterer godt årlige svingninger i bestandsstørrelse. Jaktuttaket i dette området har vært svært beskjedent sammenlignet med bestandene på fastlandet. Samtidig representerer datasettet den eneste høykvalitetstidsserien fra jaktede bestander på Svalbard, noe som gir muligheter for å studere betydningen av høsting også her.

Overvåkingsdataene viser stor årlig variasjon i vinteroverlevelse (ved telling av kadaver, **Figur 3.4.42**) og kalveandel sommerstid (**Figur 3.4.43**). Over tid har derfor tettheten i bestanden variert mye (**Figur 3.4.42**). Fram til midten av 1990-tallet registrerte vi årlig rundt 400-500 reinsdyr i de inkluderte dalførene. Etter den tid har vi sett en tredobling i antall rein, noe som i stor grad kan tilskrives lengre, varmere og mer produktive somre, og dermed en økning av bærekapasiteten (Albon et al. 2017, Hansen et al. 2019). Stadig seinere start på vinteren ser ut til å ha en positiv effekt på kondisjonen gjennom vinteren (Loe et al. 2022), og derved økt gjennomsnittlig overlevelse og reproduksjon. Dette på tross av at vintrene jevnt over har blitt hardere med mer regn og ising, noe som har en negativ effekt på kondisjonen og de vitale ratene.



**Figur 3.4.42.** Antall reinsdyr (blå linje) og antall kadaver (gul linje) registrert årlig i overvåkingsområdet på Svalbard i perioden 1979-2021.

I de seinere åra har mellomårsvariasjonen i kalvingsrater blitt kraftig redusert (**Figur 3.4.43**), og de store krasjene (og toppene) i kalveproduksjon har vært fraværende siden 2000-tallet. Bestandssvingningene til svalbardreinen har ofte blitt karakterisert som sterkt fluktuerende sammenlignet med andre bestander av rein og karibu (Tyler 1987). Både kalvingsratene og mortaliteten fulgte en 'kvasisyklisk' dynamikk (5-6 års syklus) i tiåra etter at overvåkinga startet. Overvåkingsdataene antyder at denne variabiliteten i bestandsdynamikken nå har endret seg, i takt med endringer i klima og miljø. Dette er en lærdom man også kan dra nytte av i forvaltningen av fastlandsrein. Selv en liten økning i kalveproduksjon og/eller overlevelse vil over tid kunne føre til betydelig bestandsvekst. På tross av høy årlig variabilitet i store deler av tidsserien, er det en positiv trend i kalvingsratene. Dette har bidratt til den nærmest eksponentielle økningen i bestandsstørrelse siden midten av 1990-tallet (**Figur 3.4.42**).



**Figur 3.4.43.** Antall kalver pr. 100 simler (95 % konfidensintervall) registrert årlig i overvåkingsområdet på Svalbard i perioden 1979-2021.



Kalv av svalbardrein. Foto: Brage Bremset Hansen, NINA.

## 4 Beiteressursovervåking i elg- og hjorteområdene

I overvåkingsperioden 2017–2021 har det vært gjennomført beiteovervåking for elg og hjort via Landsskogtakseringen. Dette er fortsettelsen av overvåkingen vi gjennomførte i de to forrige overvåkingsperiodene (Solberg et al. 2012a, Solberg et al. 2017), basert på beitetrededata fra 9. (2005–2009), 10. takst (2010–2014), og deler av 11. takst (2015–2016). I siste overvåkingsperiode har også vi inkludert data fra hele 11. takst (2015–2019) og de første 2 årene av 12. takst (2020–2021).

### 4.1 Overvåkingsdesign

Hovedfokus har vært rettet mot viktige trearter i elgens diett, som rogn, osp og selje/vier (ROS), andre lauvtrearter (Lauv) og furu. Elgen er i likhet med rådyret, en typisk lauv- og kvist-eter (browser), men utnytter også planter i feltsjiktet i den snøfrie perioden. Hjorten er mer fokusert på planter i feltsjiktet, men utnytter også trær og busker, særlig vinterstid (Ahlén 1965, Mysterud 2000, Gebert & Verheyden-Tixier 2001). Av de aktuelle trærne viser elgen høyest preferanse for ROS-artene (Hjeljord & Histøl 1999, Månsson et al. 2007), og det er sannsynlig at disse også utgjør de mest prefererte tre- og buskartene for hjort og rådyr. Også dunbjørk og hengebjørk utnyttes av elgen (og hjort og rådyr), men er ikke blant de mest prefererte (Månsson et al. 2007). Det samme gjelder furu, som hovedsakelig beites av elg.

Beitetilbud og beitetrykk registreres på de fleste av Landsskogtakseringens permanente prøveflater (250 m<sup>2</sup>) i skog. Permanente prøveflater ble etablert i alle fylker utenom Finnmark fra og med 1986 (6. takst), og i Finnmark siden oppstarten av 9. takst i 2005. I starten ble flatene fordelt i et 3 x 3 km rutenett under barskoggrensa, men siden 9. takst er det også etablert permanente flater over eller nord for barskoggrensa i alle fylker (9 x 9 km rutenett i Finnmark og 3 x 9 km rutenett i de andre regionene). Totalt inngår ca. 22 000 flater (Astrup et al. 2011). Hver av flatene undersøkes en gang i hver takst, hvilket i de fleste tilfeller betyr at de besøkes en gang hvert 5. år.

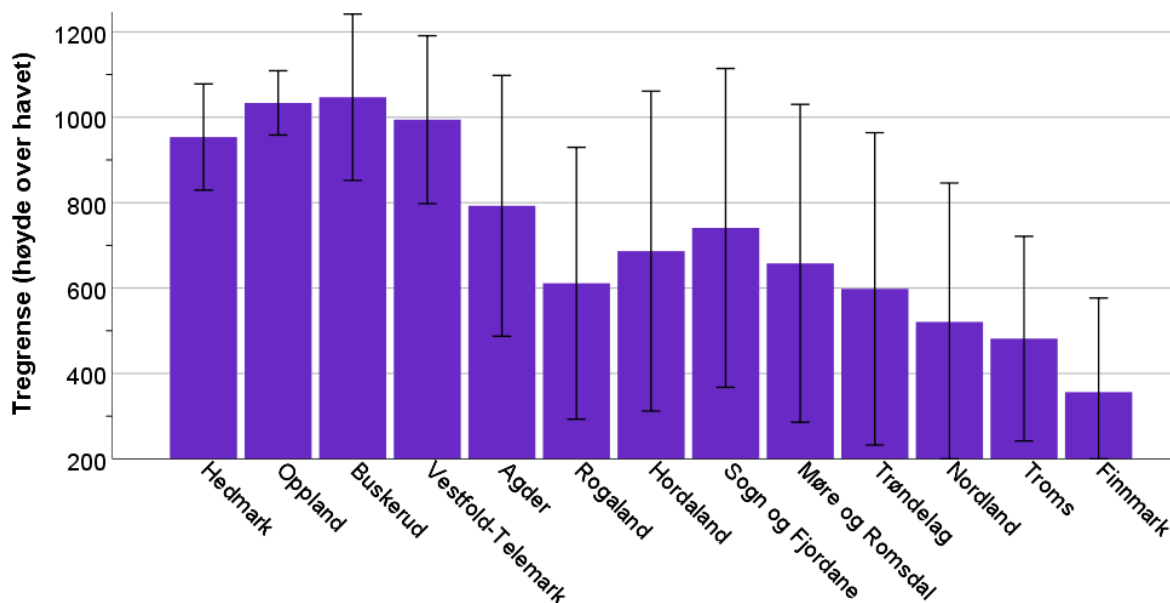
For registrering av beitetilbud og beitetrykk inngår flater som ligger på arealtypene produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal. I tillegg inkluderte vi prøveflater på snaumark (eks. snau myr, ur etc.) og kystlynghei, ettersom dette er en arealtype vi finner i skog og utmark (under tregrensa), og fordi det er stor variasjon i andelen av disse arealtypene mellom regioner. Dersom registreringer av beitetilbudet på disse flatene ikke er gjennomført, er tilbudet av beitetrær satt til 0. I tilfeller der prøveflatene er delt på grunn av store forskjeller i skoglige forhold innenfor flata, har vi valgt å la arealtype, bonitet og hogstklasse på den største flatedelen representere hele flata. Flater på arealtypene snaumark og kystlynghei kan derfor ha et beitetilbud større enn 0 dersom den mindre flatedelen befinner seg på tresatt areal.

I alle regioner sør for Finnmark inkluderte vi kun flater på snaumark som befant seg under tregrensa. Tregrensa ble definert som høyden over havet for den høyestliggende flata med trevegetasjon (dvs. flater med arealtypen produktiv skog, uproduktiv skog, og annet tresatt areal) i den aktuelle kommunen. I **Figur 4.1.1** viser vi tregrensa (gjennomsnitt på tvers av kommuner  $\pm 2$  SD) i ulike regioner. Tregrensa er vanskelig å definere fordi den varierer innenfor kommuner og kan variere over tid. I tillegg kan vi som følge av tilfeldigheter i utvalget av flater, ha underestimert tregrensen i enkelte kommuner, og dermed feilaktig utelatt enkelte høytliggende flater med snaumark som faktisk befinner seg under tregrensa. Dette er spesielt problematisk i Finnmark der få flater og store variasjoner i skogbildet gjør det spesielt vanskelig å definere en tregrense. I Finnmark har vi derfor inkludert alle flater på snaumark i analysene.

Et annet element som kan påvirke variasjonen i beitetretthet mellom regioner, er rutenettfordelingen (3 x 3 km, 3 x 9 km, 9 x 9 km). I regioner med mye skogareal over barskoggrensen vil prøveflater fra høyereliggende arealer (3 x 9 km, 9 x 9 km) være underrepresentert i det samlede utvalget av prøveflater, og gjennomsnittet på tvers av flater kan påvirkes hvis tilstanden over og



under barskogsgrensen (3 x 3 km rutenett) er forskjellig. I gjennomsnitt er tettheten av beitetrær noe høyere under enn over barskogsgrensen (særlig furu og ROS) og derfor vil gjennomsnittet på tvers av flater overestimere tettheten av beitetrær i regioner med store arealer over barskogsgrensen. Dette gjelder særlig for Nordland (18 % av prøveflatene er i 3 x 9 km rutenettet), Rogaland (17 %) og Trøndelag (15 %), mens ingen flater befinner seg over barskogsgrensa (eller tregrensa) i Østfold-Akershus. Effekten av å justere for dette var likevel lav og forandret ikke de kvalitative forskjellene mellom regioner. I analysene valgte vi derfor å bruke data fra prøveflatene uten å kontrollere for forskjeller i rutenettfordelingen.



**Figur 4.1.1.** Gjennomsnittlig ( $\pm 2$  SD) tregrensehøyde (meter over havet) i kommuner i ulike regioner i Norge. Tregrensen er definert som høyden over havet for den høyestliggende prøveflaten med trevegetasjon i kommunen.

Vi benyttet data fra totalt 15 959 permanente flater i analysene (11. takst), hvorav 684 fra Finnmark. I Finnmark er brorparten av flatene (550) fra bjørkeskogområdene (9 x 9 km rutenettet), mens kun 134 flater var fra barskogområdene (3 x 3 km rutenett), hovedsakelig i Sør-Varanger og Karasjok. I de andre fylkene inngår data fra 13 677 flater i barskogområdene (3 x 3 km rutenett), og 1 598 fra skogområdene over barskogsgrensa (3 x 9 km rutenett). Til sammenligning benyttet vi hele 4 367 flater over barskogsgrensa (sør for Finnmark) i Solberg et al. 2017 da det ikke ble justert for tregrensenivå i kommunene.

Det store antallet flater undersøkt hvert år gir et rimelig representativt bilde på den årlige utviklingen i skoglige forhold på nasjonalt nivå. På regionnivå er antallet flater undersøkt pr. år langt lavere, og hele takstperioden (fem år) er nødvendig for å få et nøyaktig bilde på utviklingen.

I rapporten har vi valgt å presentere resultatene på landsnivå (utenom Finnmark) og regionnivå. Regionene tilsvarer fylker før 2020 med unntak for fylkene Østfold, Oslo og Akershus som er slått sammen til en region (Østfold-Akershus). I tillegg benytter vi nåværende fylkesinndeling for tidligere Vestfold og Telemark (nå Vestfold og Telemark) og Aust-Agder og Vest-Agder (nå Agder). Tilstand og utvikling i Finnmark er behandlet separat (**kap. 4.1.4**).

#### 4.1.1 Beitetilbud og beitetrykk i 9. takst (2005-2009)

I 9. takst ble beitetilbudet registrert som antallet beitetrær i høydesegmentet 0,5-3,0 m på hver prøveflate (250 m<sup>2</sup>). Av beitetrær inngår furu som enkeltart, samt rogn, osp og selje/vier i en gruppe (ROS). Det ble også registrert andre lauvtrær i en gruppe (Lauv). Med bakgrunn i fordelingen av eldre lauvtrær i norske skoger, er det å anta at det meste av trær som inngår i

samlegruppen Lauv, er dunbjørk og gråor (totalt > 90 %). I tillegg vil det inngå noe hengebjørk, hegg og alm, samt edellauvtrærarter som eik, bøk, ask, lind, lønn og hassel i sør.

Beitetrykket ble målt som andel beita skudd på de samme trærne i løpet av de siste fem åra. I praksis er dette en registrering av andelen synlig beita skudd i forhold til summen av beita og ikke beita skudd, uavhengig av når disse er beita. Denne andelen vil være høyere enn andelen skudd beita det siste året.

#### 4.1.2 Beitetilbud og beitetrykk i 10. (2010-2014), 11. (2015-2019) og 12. takst (2020-2024)

Ved oppstart av 10. takst ble det gjort endringer i metodikken for innsamling av beiteressursdata. Mens antallet beitetrær tidligere ble registrert via en egen rutine, inngår denne nå i den såkalte småtreregistreringen til Landsskogtakseringen. De viktigste endringene er at beitetilbudet registreres på fire småflater (à 5,3 m<sup>2</sup>, radius 1,3 m) og ikke på hele prøveflata (250 m<sup>2</sup>) som tidligere. Småflatene er fordelt rundt sentrum av storflata i retningene øst, nord, vest og sør. Her blir beitetilbudet registrert som antallet beitetrær innenfor de tre høydesegmentene 1) 0,3-1,3 m høyde, 2) 0-24 mm dbh og 3) 25-49 mm dbh, der dbh er diameter av stammen i brysthøyde (dvs. 1,3 m høyde). De fleste trær i høydegruppen 25-49 mm dbh vil antagelig ha toppskuddet utenfor beiterেকেvidde (> 3 m), men kan likevel ha beitbar biomasse innenfor rekkevidde. I analysene fokuserer vi mest på trærne som befinner i størrelseskategoriene 0,3-1,3 m og dbh = 0-24 mm da disse er antatt å ha mest beitebiomasse tilgjengelig for elg og hjort.

I småtreregistreringen ble antallet trær tidligere fordelt på artene gran, furu og samlegruppen lauv. For å tilrettelegge for registrering av beitetilbudet for hjortevilt, ble bjørk (dunbjørk og hengebjørk) og ROS-artene skilt ut som egne samlegrupper i 10. takst. I tillegg inngår kun vier- (salix-) arter (inkludert selje) som kan bli trær (høyde > 5 m) i samlegruppen ROS og ikke selje og andre vierarter som tidligere. De resterende lauvtrærarter inngår i samlegruppen lauv, som nå hovedsakelig består av mindre attraktive beitetrærarter (som gråor og hegg). Fordelen med denne endringen er at vi får bedre oversikt over høydefordelingen til de aktuelle beitetrærne, noe som bidrar til bedre estimat på det reelle beitetilbudet. Samtidig vil endringer i antallet beitetrær i den minste høydeklassen gi oss et tidlig varsel om framtidige endringer i det samlede beitetilbudet. Ulempen med denne endringen er at resultatene ikke er direkte sammenlignbare med beitetre-registreringene gjort i 9. takst. Et unntak er furu, som var utskilt som egen art allerede fra oppstarten av småtreregistreringen i 2005. Siden 10. takst er imidlertid høydeintervallet for den laveste småtregruppen endret fra 0,1-1,3 m (i 9. takst) til 0,3-1,3 m.

I tillegg til data fra småtreregistreringene viser vi utviklingen i antallet trær i størrelsesklassen dbh ≥ 50 mm. Dette er trær der det aller meste av den beitbare biomassen befinner seg over beitehøyden for elg og hjort. Enkelte individer av furu og bjørk kan likevel tilby mye beitbar biomasse fra lavhengende greiner. I tillegg er det av interesse å studere utviklingen i antallet trær der kronesjiktet har vokst seg utenfor beiterেকেvidde. Dette gjelder særlig for rogn, osp og selje, som beites hardt av hjortedyr. Tredata for denne størrelsesklassen (dbh ≥ 50 mm) på prøveflatene er tilgjengelig tilbake til 6. takst (1986-1993), men med tilstrekkelig informasjon om treart kun tilbake til 7. takst (1994-1998).

Beitetrykket blir målt i høydeintervallet 0,3-3,0 m, men kun på trærne som registreres på småflatene. Beitetrykket måles som andel beita fjorårsskudd og ikke som akkumulert antall beita skudd som i 9. takst. Ved bruk av den tidligere metoden var det vanskelig å oppnå presise estimat på beitetrykket fordi det på enkelte flater var et stort antall trær, og fordi beitetrykket ble målt som akkumulert beitetrykk. Nye skudd som vokser ut i løpet av vekstsesongen skal ikke medregnes ved taksering av siste års beitetrykk. Både elg og hjort vil fortrinnsvis beite på kvist vinterstid, mens det er lauvet som beites på sommeren. Beitetrykket som registreres av Landsskogtakseringen er derfor et uttrykk for hvor intensivt beitetrærne utnyttes vinterstid.

### 4.1.3 Beitetilbudet i feltsjiktet

I tillegg til å beite på kvist og lauv utnytter hjortedyr planter i felt- og bunnsjiktet, spesielt sommerstid og i perioder uten snø. Dette gjelder særlig store flerårige urter og bregner, for eksempel mjørdurt, turt og strutseving. I Landsskogtakseringen gjøres det ingen registreringer av forekomst av urter og bregner, men det gjennomføres registreringer av ulike vegetasjonstyper. Flere av disse vegetasjonstypene er assosiert med store urter og bregner (storbregneskog, høgstaude-skog, gråorskog, flommarkskog, or-askeskog og viersump), og deres geografiske fordeling kan gi oss et inntrykk av hvor vi finner det beste beitetilbudet i feltsjiktet (se Solberg et al. 2012a).

Også blåbærlyng utgjør en stor andel av elgens diett i sommerhalvåret, og utnyttes mye i vinterhalvåret der snøforholdene tillater det. Blåbærlyng utnyttes dessuten av hjorten gjennom hele året og er antydning som en mulig indikatorart for måling av beitetrykket fra hjort på Vestlandet (Mysterud et al. 2010). I Landsskogtakseringen gjennomføres det ingen registrering av beitetrykket på blåbærlyng, men dekningsgraden av blåbærlyng registreres på alle permanente prøveflater i produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal. Den samme metodikken har vært benyttet siden 2008 og følgelig er det nå mulig å studere endringer i dekningsgraden på samme flater gjennom tre takseringer.

Blåbærlyng er en halvskyggeplante som trives best i lysåpen skog, men utkonkurreres av andre planter på hogstflatene eller i tett og skyggefull skog. Dekningsgraden av blåbærlyng kan derfor endre seg over tid som følge av konkurranse om lys og næring fra andre planter eller som følge av hardt beitetrykk. Vi forventer ingen tilsvarende endring i andelen urterike vegetasjonstyper over tid selv om frekvensen av enkeltarter innen vegetasjonstype kan endre seg. For å se den geografiske fordelingen av urterike vegetasjonstyper og blåbærdekning viser vi til Solberg et al. 2012a.

### 4.1.4 Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark

I Finnmark ble prøveflatene for første gang etablert i perioden 2005-2011. I de fem første årene ble barskogområdene (eks. Pasvik og Karasjok) taksert (3 x 3 km rutenett), mens bjørkeskogområdene ble taksert de to siste årene (9 x 9 km). I hele denne perioden ble gammel metodikk benyttet for registrering av beitetrykk og småtreantall. Fra og med 2012 er samme registreringsmetodikk benyttet i Finnmark som i resten av landet. Det betyr at beitetakstdata nå er tilgjengelig fra tre takster i Finnmark (gammel metodikk: 2005-2011, ny metodikk: 2012-2016, 2017-2021). Det samme er tilfelle i resten av landet (gammel metodikk: 2005-2009, ny metodikk: 2010-2014, 2015-2019), men her er det i tillegg data tilgjengelig fra de to første årene av 12. takst (ny metodikk: 2020-2024).

### 4.1.5 Andre variabler

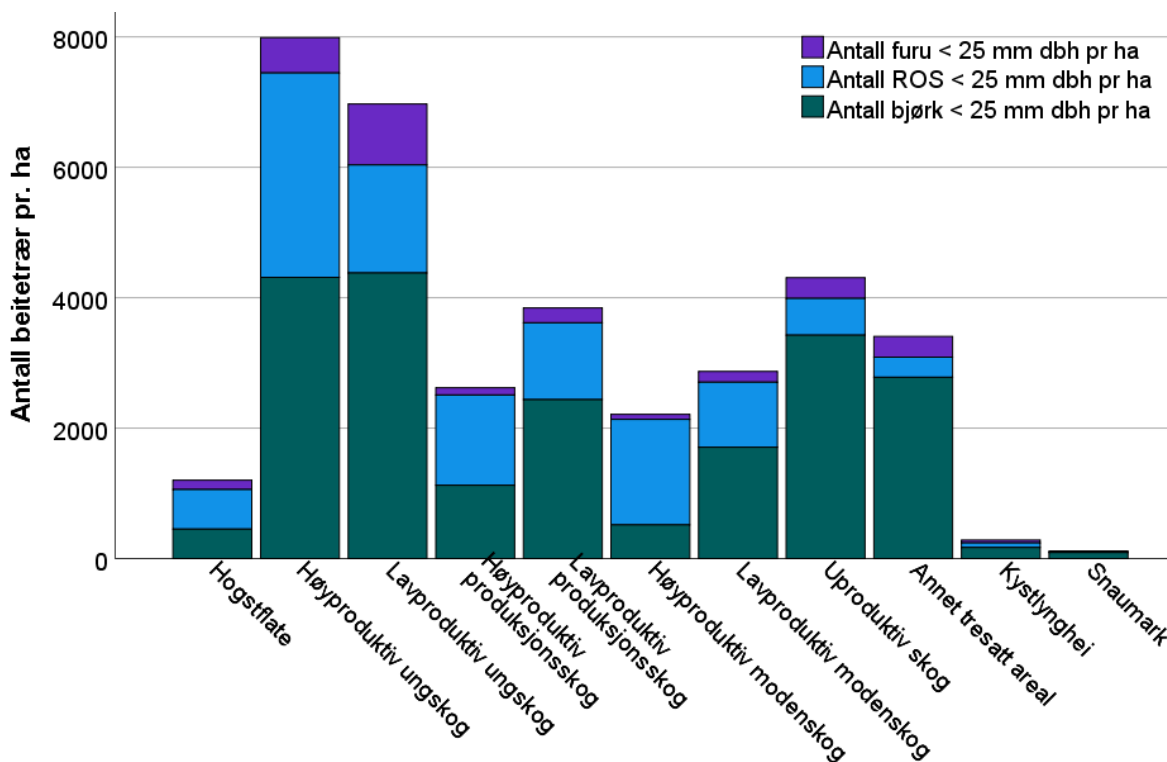
I kapitelene under viser vi tilstand og utvikling i beitetilbud og beitetrykk i figurform og gjør noen enkle analyser av variasjonen mellom regioner og over tid. Variasjonen over tid er vist på takstnivå (femårsperiode) og årstnivå, men er statistisk testet kun på takstnivå. I disse testene benytter vi kun data fra prøveflater som har vært undersøkt i alle takstene som inngår i analysen. I tillegg kontrollerer vi for variasjon i andre skoglige faktorer som kan påvirke utviklingen i beitetrykk og beitetilbud over tid. De to viktigste er skogens bonitet (produktivitet) og alder eller utviklingsstadium.

Boniteten beskriver vekstpotensialet for trærne i skogen og varierer som et resultat av ulik næringstilgang, temperatur- og fuktighetsforhold mellom områder. I områder med høy bonitet har trærne en høy årlig tilvekst, mens det motsatte er tilfelle der boniteten er lav. Landsskogtakseringen klassifiserer først skogen som produktiv eller uproduktiv, der skillet går ved en produksjonsevne på 1 m<sup>3</sup> pr. ha pr. år. Deretter er den produktive skogen inndelt i 8 ulike bonitetsklasser (6, 8, 11, 14, 17, 20, 23, 26). Boniteten endrer seg vanligvis lite over tid, men det kan skje, for eksempel som følge av grøfting og drenering av fuktig mark.

Alderen på skogen kan på sin side variere mye over tid, og særlig i den produktive skogen som benyttes til skogbruksformål. Etter at skogen er hogd, tar det gjerne fra 80 til 120 år før skogen igjen befinner seg i hogstmoden alder – avhengig av skogens bonitet. I tillegg til alder, deles derfor den produktive skogen inn i ulike hogstklasser (utviklingsstadium), varierende fra 1 til 5. Hogstklasse 1 er skogen rett etter hogst, mens hogstklasse 5 er hogstmoden skog. Skog med lav bonitet bruker lengre tid på å nå de høyere hogstklassene enn skog med høy bonitet.

I løpet av skogens utvikling fram til hogstmodent stadium vil trærne gradvis vokse ut av beitehøyde for elg og hjort. I tillegg vil artssammensetningen endre seg, fra et stort innslag av lauvtrær i starten til en økende dominans av gran og/eller furu etter hvert som skogbestanden blir eldre. Produktiv skog i et tidlig utviklingsstadium vil ha den høyeste tettheten av beitebare trær og busker. Spesielt høy tetthet finner vi i skog som befinner seg i hogstklasse 2, eller hva vi kaller ungskog.

For å kunne kontrollere for skogens bonitet og utviklingsstadium i analysene, lagde vi en variabel vi kaller skogkategori. Denne er delt i 11 ulike nivå: 1) Hogstflater, 2) Høyproduktiv ungskog, 3) Lavproduktiv ungskog, 4) Høyproduktiv produksjonsskog, 5) Lavproduktiv produksjonsskog 6) Høyproduktiv moden skog, 7) Lavproduktiv moden skog, 8) Uproduktiv skog, 9) Annet tresatt areal, 10) Kystlynghei og 11) Snaumark. Flater i kategori 1-7 befinner seg på arealtypen produktiv skog, der lavproduktiv skog er skog med bonitet 6-11, mens høyproduktiv skog er skog med bonitet 14-26. Tilsvarende er hogstflater og ungskog klassifisert som henholdsvis skog i hogstklasse 1 og 2, mens produksjonsskog og moden skog befinner seg i henholdsvis hogstklasse 3-4 og hogstklasse 5.



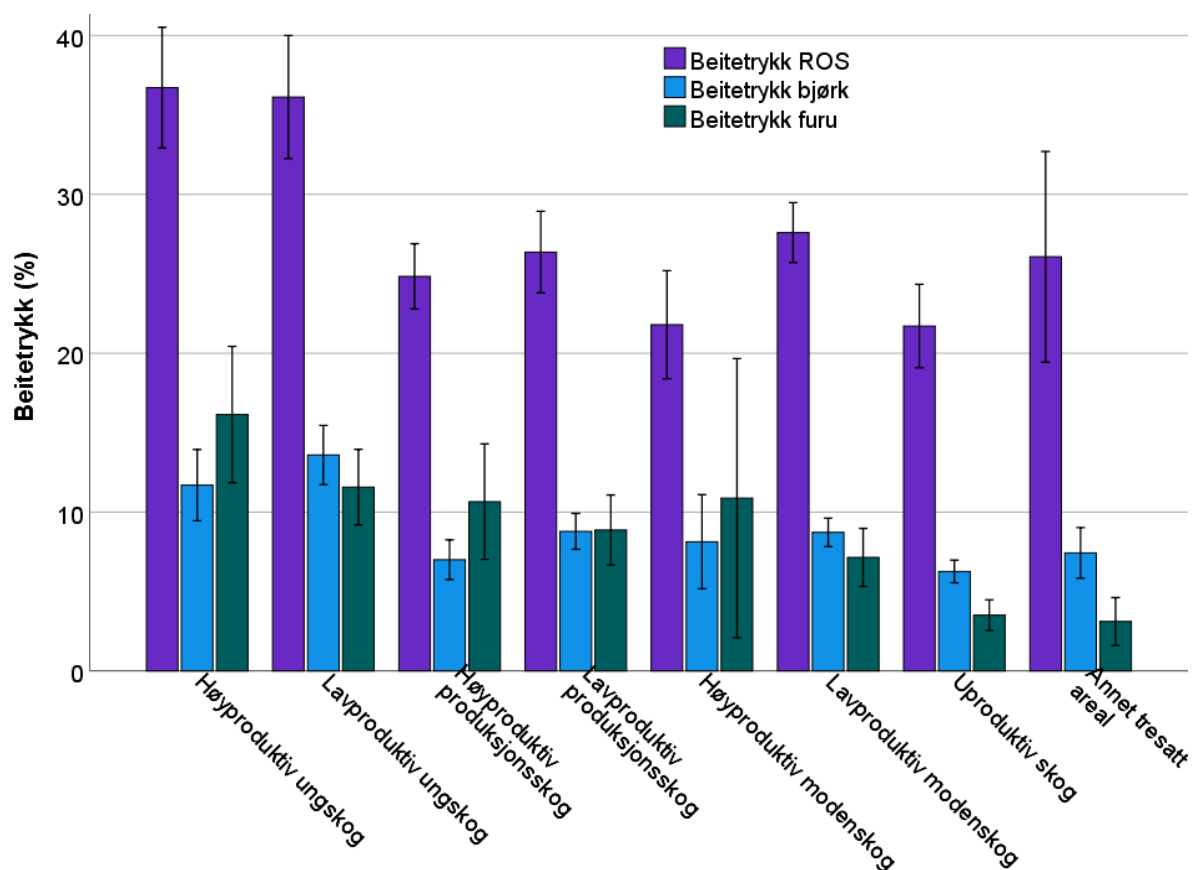
**Figur 4.1.2.** Gjennomsnittlig (95 % CI) antall beitetrær pr. ha i ulike kategorier av skog i Norge utenom Finnmark. Data fra i 11. takst (2015-2019). Beitetrær er trær og busker i høydesegment 1 (0,3-1,3 m) og 2 (0-25 mm dbh).

De resterende skogkategoriene (8-11) dekker andre arealtyper i skog og utmark under tregrensa. Flater med uproduktiv skog befinner seg på arealtypen uproduktiv skog i alle takster.

Flater med skogkategorien annet tresatt areal inkluderer flater på arealtypen trebevokst myr fram til 8. takst og arealtypen annet tresatt siden 9. takst. Skogkategorien kystlynghei befinner seg på flater med arealtypen kystlynghei, som er lyngdekte flater i lavlandet der tredekningen er lav og ikke holder kravet til arealtypen annet tresatt. Snaumark inkluderer flater på arealtypene snau myr og impediment fram til 8. takst og arealtypen snaumark siden 9. takst.

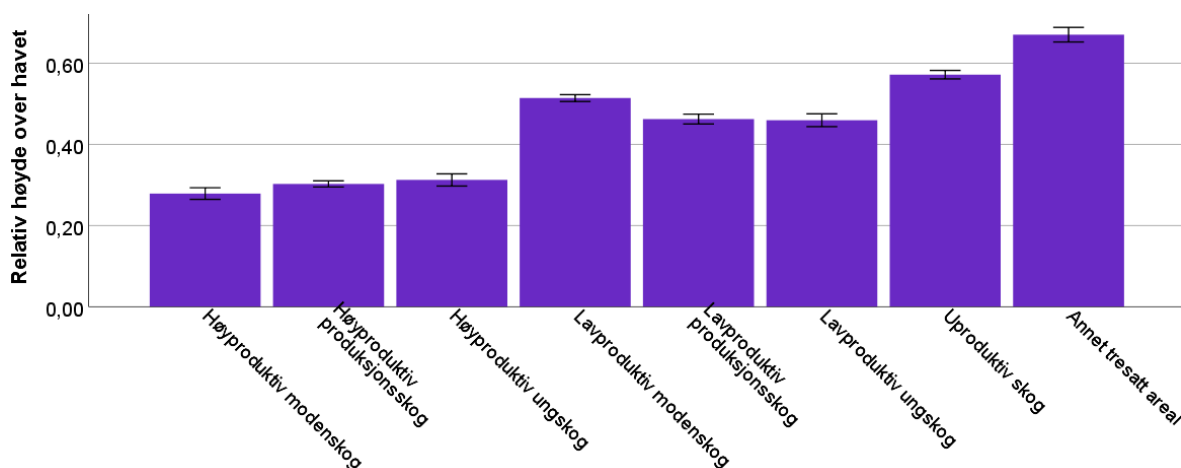
I **Figur 4.1.2** viser vi hvordan antallet beitetrær fordeler seg mellom de ulike skogkategoriene i 11. takst. Høyest tetthet av beitetrær finner vi i ungskog (hogstklasse 2), mens det er vesentlig lavere tetthet av beitetrær i eldre skog (produksjonsskog og moden skog). For bjørk og furu var antallet beitetrær i ungskogen mer enn dobbelt så høyt som i den eldre produktive skogen, mens forskjellen var noe mindre for ROS-artene (**Figur 4.1.2**). Det er også variasjon i tettheten av beitetrær mellom høy- og lavproduktiv skog, men ikke like systematisk. I høyproduktiv skog finner vi høyere tetthet av ROS-artene, mens beitebare bjørk og furu forekommer oftere i lav- og uproduktiv skog.

Delvis som følge av den store variasjonen i beitetretetthet, er det stor variasjon i beitetrykket mellom skogkategorier. I skog med høy tetthet av beitetrær kan elg og hjort beite mer effektivt, og følgelig bruker de gjerne mer tid til beiting i slike habitater enn i skog med lav beitetretetthet (Edenius et al. 2002). Av samme grunn vil også beitetrykket være høyere i skog med høy beitetretetthet, noe vi ser illustrert i **Figur 4.1.3**. På nasjonalt nivå er beitetrykket 30-60 % høyere på flater i ungskog enn i eldre skog (produksjonsskog og modensskog), og synker med synkende skogproduktivitet (**Figur 4.1.3**).



**Figur 4.1.3.** Gjennomsnittlig beitetrykk (95 % CI) på flater i ulike skogkategorier i Norge utenom Finnmark. Data fra tresatte prøveflater i hele Norge utenom Finnmark i 11. takst (dvs. ikke flater med skogkategori hogstflate, snaumark og kystlynghei). Beitetrykket er målt som prosentandelen skudd beitet siste vinter.

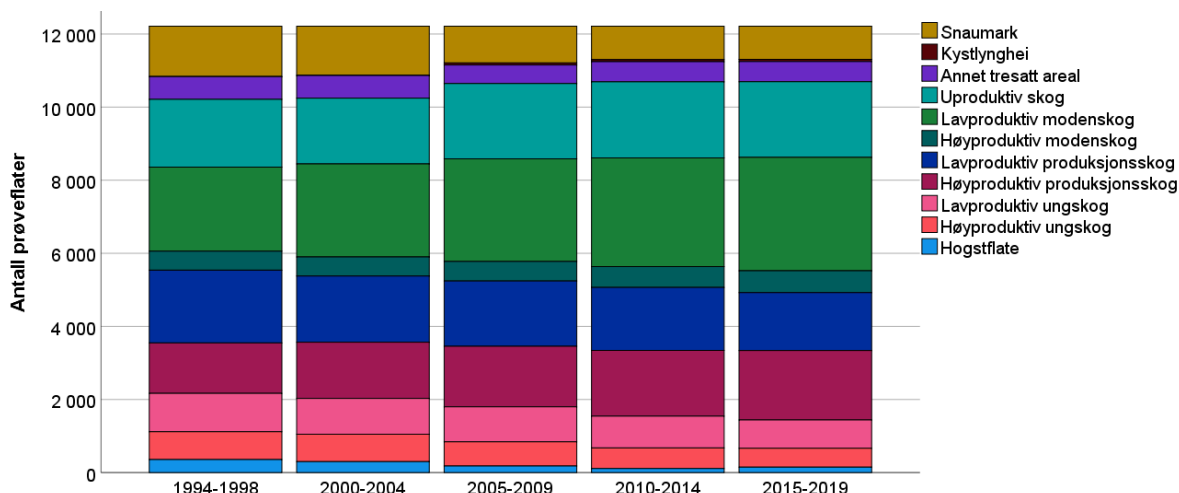
Forholdet mellom skogproduktivitet og beitetrykket på trær og busker påvirkes også av bestandstettheten av hjortevilt. Skogens produktivitet synker fra sør til nord og fra lavt til høyt i terrenget (**Figur 4.1.4**), og over de samme gradientene er det stor variasjon i tettheten av elg og hjort. Jevnt over er det lavere hjortedyrtetthet i nord enn i sør og lavere i høyereliggende enn lavere liggende terreng. Det siste gjelder spesielt vinterstid når mer snø og lengre vinter gjør det mindre attraktivt å oppholde seg i høyden. Mange elg og hjort vil derfor trekke til lavereliggende områder med mer produktiv skog vinterstid og tilbake til høyereliggende arealer med mindre produktiv skog i sommerhalvåret. Resultatet av slike sesongvandringer er at beitetrykket blir relativt lavt i den minst produktive skogen (**Figur 4.1.3**), til tross for et relativt høyt tilbud av beitetrær (særlig bjørk, **Figur 4.1.2**).



**Figur 4.1.4.** Gjennomsnittlig relativ høyde over havet (95 % CI) for prøveflater fordelt på skogkategori. Data fra tresatte prøveflater i hele Norge utenom Finnmark i 11. takst (dvs. ikke flater med skogkategori hogstflate, snaumark og kystlynghei). Høyde over havet er målt som høyde delt på tregrensehøyden i kommunen. I kommuner med areal som ikke strekker seg til tregrensa, er tregrensa satt til 1000 meter over havet.

Den store variasjonen i beitetilbud mellom skogkategorier betyr at det samla beitetilbudet i et område kan endre seg over tid fordi sammensetningen av skogen er i kontinuerlig endring. Dette gjelder særlig i områder med stor variasjon i skogavvirkningen og dermed andelen skog som befinner seg i ungskogstadiet. I Norge som helhet har det vært en nedgang i andelen areal med ungskog de siste 30 årene og en vesentlig økning i andelen hogstmoden skog (**Figur 4.1.5**). Isolert sett skulle det tilsi at beitetilbudet av busker og trær er lavere i slutten enn i starten av perioden. På den annen side har det også vært en økning i både produktiv og uproduktiv skog på bekostning av andelen snaumark (**Figur 4.1.5**). Deler av dette kan skyldes grøfting og drenering eller generell gjengroing (og kan også skyldes små endringer i feltinstruksen mellom de ulike takstene). Disse endringene kan ha bidratt til en økning i det registrerte beitetilbudet i enkelte områder, men hvor og hvor mye er ukjent.

For å utforske dette nærmere undersøkte vi i hvilken grad fordelingen av skogkategoriene har endret seg i ulike regioner i Norge i løpet av de siste 5 takstene, og i hvilken grad dette kan ha påvirket beitetilbudet over tid. Vi brukte da som utgangspunkt fordelingen av beitetilbudet mellom skogkategorier på regionnivå i 11. takst og benyttet så de predikerte verdiene til å modellere beitetilbudet i tidligere takster. I modellene inkluderte vi kun effekten av skogkategori på beitetilbudet, men ikke effekten av andre potensielle påvirkningsfaktorer som varierende klima, beitetrykk og ungsogspleie (ungskogrydding, tynning, sprøyting). Det er sannsynlig at alle disse variablene har påvirket beitetilbudet, men i hvilken grad har vi ikke sett oss i stand til å undersøke. Resultatene fra disse analysene bør derfor tolkes med forsiktighet.



**Figur 4.1.5.** Antallet prøveflater i ulike skogkategorier fordelt på takstperiode (7.-11. takst). Data fra hele Norge utenom Finnmark, men kun fra prøveflater undersøkt i alle fem takstene.

## 4.2 Resultater

### 4.2.1 Variasjon i beitetilbud og beitetrykk i 9., 10. og 11. takst

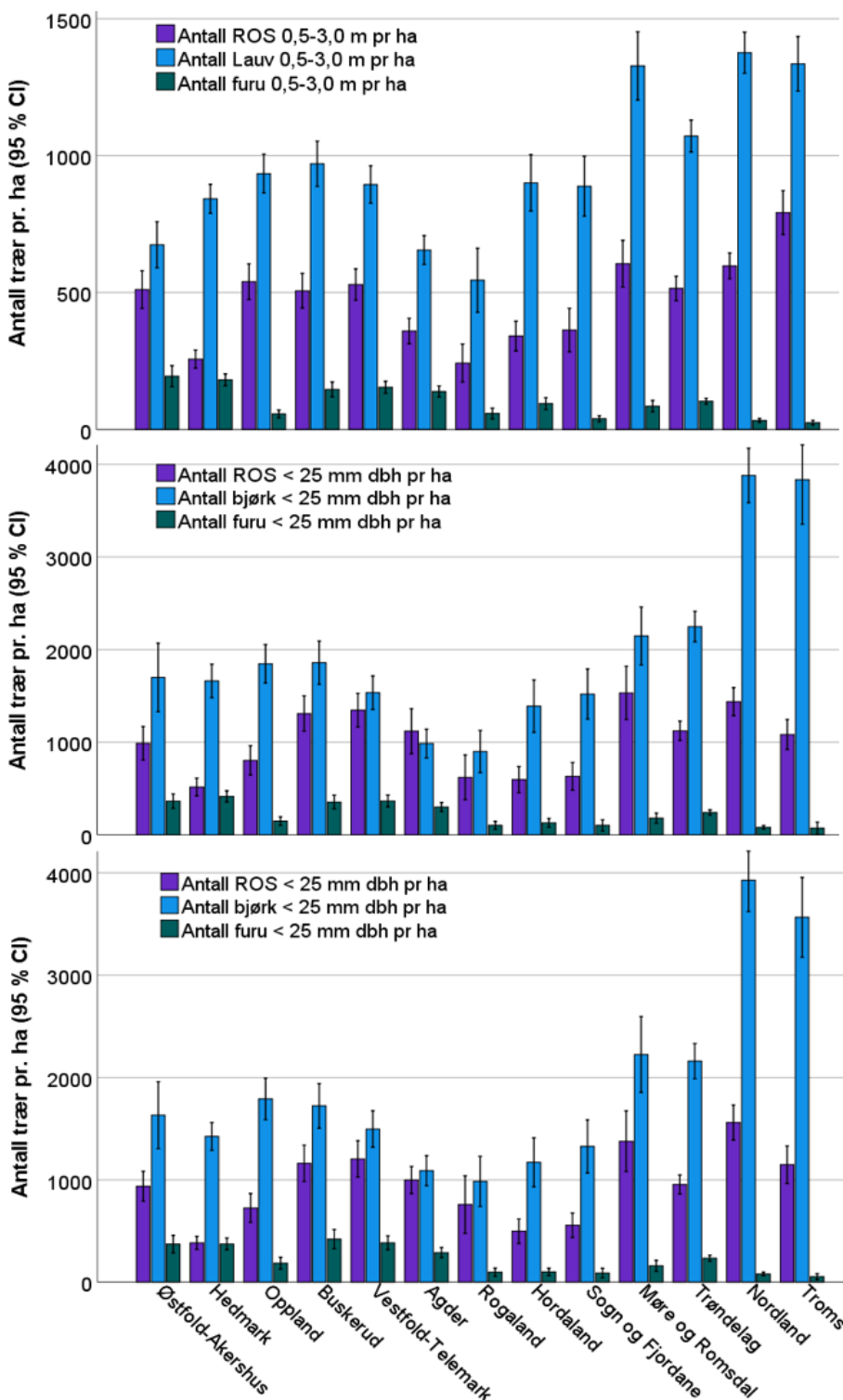
Siden oppstart av beiteovervåkingen i skog i 2005 har vi nå tilgjengelig data fra tre fulle takster i alle regioner. Det betyr at alle prøveflatene er undersøkt tre ganger i løpet av de siste 17 årene (2005-2021) og noen flater undersøkt fire ganger (to år med data fra 12. takst sør for Finnmark). Resultatene antyder at det er til dels store geografiske forskjeller i tettheten av beitetrær (**Figur 4.2.1**) og i beitetrykk (**Figur 4.2.2**) og at det også er en viss utvikling i begge parameterne over tid.

I 9. takst ble det benyttet en annen metodikk for registrering av beitetrær og beitetrykk enn i senere takster, men den geografiske fordelingen viste mye av det samme mønsteret (**Figur 4.2.1**, **Figur 4.2.2**). Det var en positiv korrelasjon i beitetilbudet av ROS-trær på regionnivå mellom suksessive takster (Spearman's rho,  $r_{9-10 \text{ takst}} = 0,70$ ,  $r_{10-11 \text{ takst}} = 0,96$ ) og det samme var tilfelle for beitetrykket på ROS ( $r_{9-10 \text{ takst}} = 0,61$ ,  $r_{10-11 \text{ takst}} = 0,43$ ). Et tilsvarende forhold var også til stede for beitetilbudet av furu ( $r_{9-10 \text{ takst}} = 0,97$ ,  $r_{10-11 \text{ takst}} = 0,94$ ) og beitetrykket på furu ( $r_{9-10 \text{ takst}} = 0,80$ ,  $r_{10-11 \text{ takst}} = 0,86$ ). Bjørk ble først skilt ut som egen art i 10. takst, mens den inngikk i samlegruppen lauv i 9. takst. Det var likevel en positiv korrelasjon mellom beitetilbudet på lauv i 9. takst og beitetilbudet av bjørk i 10. takst ( $r_{9-10 \text{ takst}} = 0,88$ ) og det samme var tilfelle for beitetrykket ( $r_{9-10 \text{ takst}} = 0,52$ ). Også mellom 10. og 11. takst var det høy korrelasjon i beitetilbudet av bjørk ( $r_{9-10 \text{ takst}} = 0,98$ ), mens korrelasjonen i beitetrykk var noe lavere ( $r_{10-11 \text{ takst}} = 0,39$ ).

Antallet beitetrær pr. ha var i nesten alle regionene høyest for bjørk, etterfulgt av ROS-artene og furu (**Figur 4.2.1**, **Figur 4.2.2**). De tre artsgruppene fordelte seg likevel noe forskjellig mellom regioner. Jevnt over var tilbudet av beitetrær høyere fra Midt-Norge til Troms enn på Østlandet, Sørlandet og deler av Vestlandet (**Figur 4.2.1**). Dette gjelder spesielt lauvtrær i riktig beitehøyde, mens beitbare furu viser det motsatte mønsteret. I Sør-Norge er det spesielt lave verdier i Rogaland og delvis i Agder og i Hedmark, med unntak for furu. Furu har generelt sett mer beitbar biomasse pr. tre og sannsynligvis kompenserer dette noe for det lavere antallet beitetrær pr. ha i disse regionene.

Som forventet var det registrerte beitetrykket i 10. og 11. takst (siste års beitetrykk) lavere enn det akkumulerte beitetrykket registrert i 9. takst, og beitetrykket på ROS var høyere enn på furu og lauv/bjørk (**Figur 4.2.2**). Sistnevnte samsvarer med tidligere studier av elgens beitevaner, og

antyder at hjorten på Vestlandet har mange av de samme beitepreferansene som elgen i andre deler av landet. Forskjellen i beitetrykk er dessuten større mellom furu og lauv (9. takst) enn mellom furu og bjørk (10. takst). Dette kan forklares med at bjørk er mer preferert som beiteplante enn de fleste andre treartene i samlegruppen Lauv (eksempel gråor).

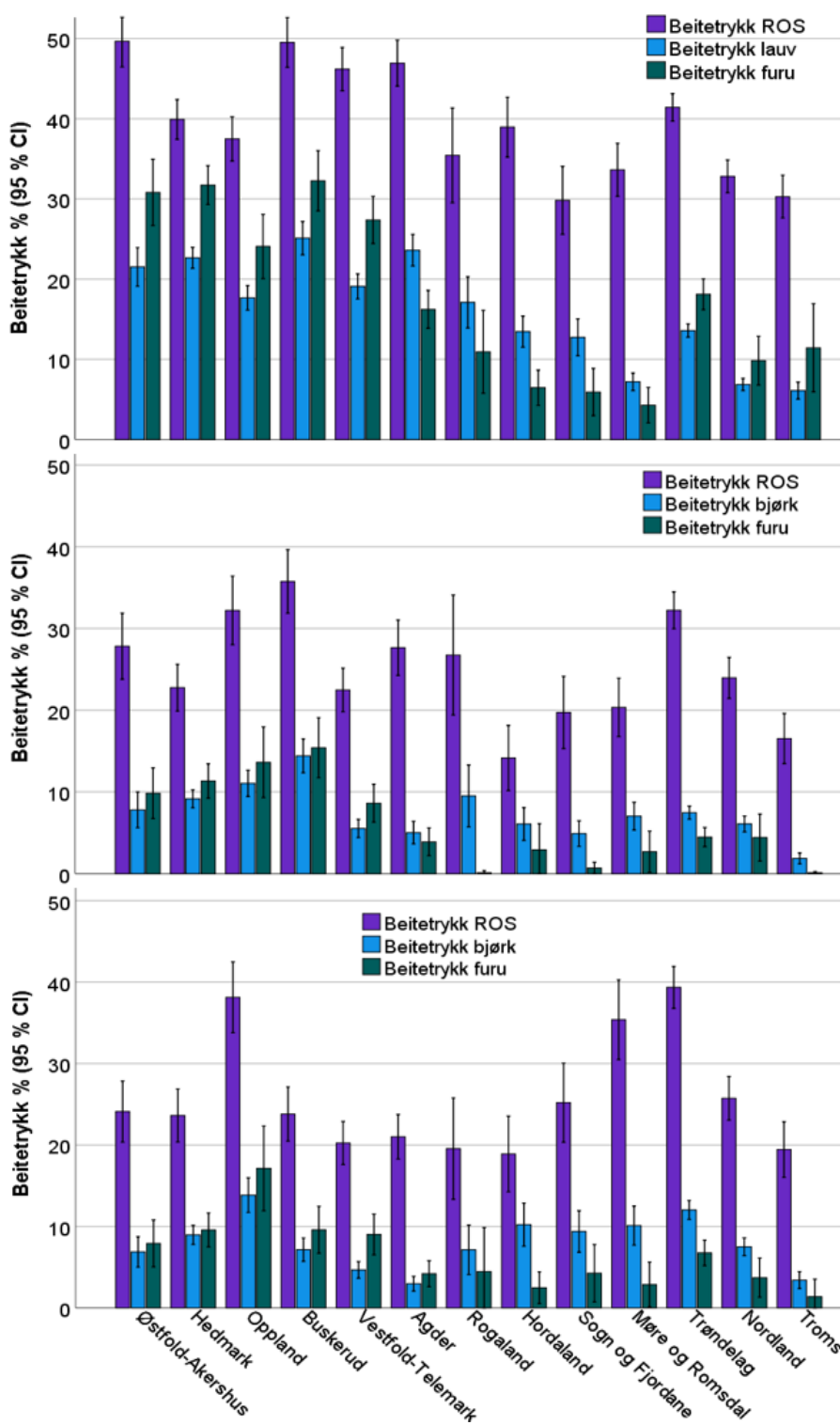


**Figur 4.2.1.** Beite-  
ilbudet av trær i  
ulike treartsgrup-  
per i 9. (2005-  
2009, øverst), 10.  
(2010-2014,  
midten) og 11.  
takst (2015-2019,  
nederst) fordelt på  
region. Data fra  
15060 permanente  
flater undersøkt i  
alle tre takstene.  
Antallet trær i 10.  
og 11. takst er fra  
høydesegmentene  
0,3-1,3 m og 0-25  
mm dbh.

I alle tre takstene var det stor variasjon i beitetrykk mellom regioner (**Figur 4.2.2**). Beitetrykket i 9. takst var jevnt over høyere på Østlandet og på Sørlandet enn i resten av landet, men dette endret seg noe i 10. og 11. takst. Særlig påfallende er den relative økningen i beitetrykket i Trøndelag og Oppland fra 9. til 11. takst, sammenlignet med andre regioner. Utviklingen går



delvis i motsatt retning på Østlandet og på Sørlandet. På Vestlandet er beitetrykket lavere, særlig på furu. Her er det hjorten som dominerer og denne er i langt mindre grad en lauv- og kvistbeiter enn elgen. Lite skogareal og færre prøveflater pr. region gjør estimatene også mer usikre på Vestlandet enn i de andre, mer skogrike regionene.



**Figur 4.2.2.** Beitetrykket på trær i utvalgte treartsgrupper i 9. (øverst), 10. (midten) og 11. takst (nederst) fordelt på region. Beitetrykket ble målt som akkumulert andel beita skudd i 9. takst og andel beita fjorårsskudd i 10. og 11. takst.

Fra 10. til 11. takst var det en signifikant nedgang i antallet beitetrær i Norge og en økning i beitetrykket i landet som helhet (**Tabell 4.2.1**). Antallet ROS-trær i beitbar høyde (< 25 mm dbh)

sank med i gjennomsnitt 8 %, mens antallet bjørk og furu sank med henholdsvis 4 % og 1 % (ikke signifikant). Nedgangen i antallet beitetrær var størst på Østlandet, deler av Sørlandet og i Trøndelag (ROS), mens Vestlandet og Nord-Norge var mindre berørt (**Figur 4.2.1**).

Nedgangen i antallet beitetrær var mindre når vi samtidig kontrollerte for skogkategori (**Tabell 4.2.1**). Dette antyder at endringen til dels skyldtes lavere andel ungskog i 11. takst enn i 10. takst (**Figur 4.1.5**). For furu var det faktisk en tendens til økning i antallet beitetrær fra 10. til 11. takst når vi samtidig kontrollerte for skogkategori (**Tabell 4.2.1**).

Fra 10. til 11. takst økte beitetrykket med et drøyt prosentpoeng for ROS-artene og bjørk, mens endringen var minimal og ikke signifikant ( $P > 0,05$ ) for furu (**Tabell 4.2.1**). Økningen var mest utpreget når vi samtidig kontrollerte for skogkategori. Dette er i samsvar med at mest beiting foregår i yngre skog (**Figur 4.1.3**), som det var mindre av i 11. takst (**Figur 4.1.5**). Størst økning i beitetrykket fant vi i Nord-Norge, i Trøndelag og på Vestlandet, mens utviklingen delvis gikk i motsatt retning (dvs. synkende beitetrykk) på Sørlandet og på Østlandet (**Figur 4.2.2**). Særlig stor var nedgangen i det registrerte beitetrykket i Buskerud (**Figur 4.2.2**).

**Tabell 4.2.1.** Prosentvis endring i beitetilbud og beitetrykk mellom 10. og 11. takst. *Endring (%) viser utviklingen uavhengig av skogstruktur, mens Endring (%) med skogkategori kontrollerer for at skogens aldersstruktur (skogkategori) har endret seg mellom takster. Interaksjon takst \* region antyder hvorvidt beitetilbud og beitetrykk har endret seg signifikant med ulik takt mellom regioner. Verdier med uthevet skrift er statistisk signifikante ( $P < 0,05$ ).*

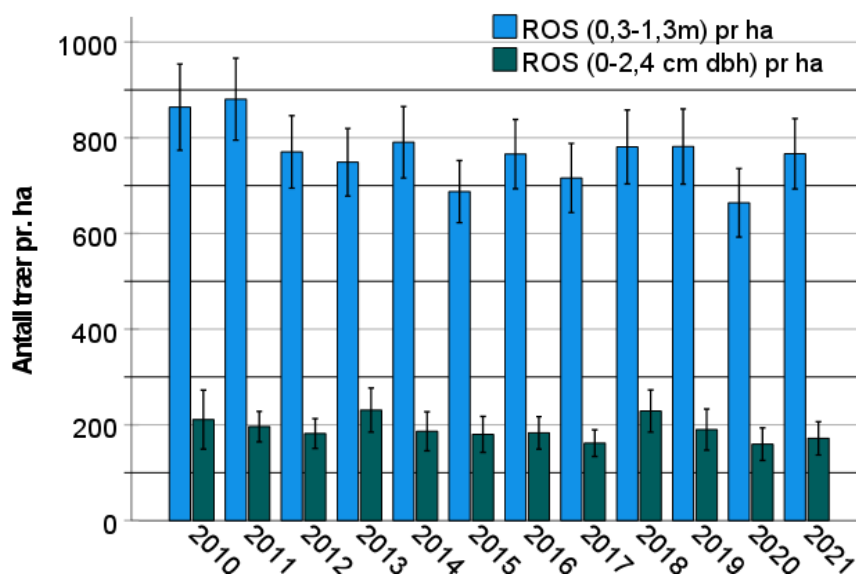
|                         | Endring (%) | Endring (%) med skog-kategori | Interaksjon takst * region |
|-------------------------|-------------|-------------------------------|----------------------------|
| <b>ROS pr. ha</b>       | <b>-7,6</b> | <b>-6,8</b>                   | <b>ja</b>                  |
| <b>Bjørk pr. ha</b>     | <b>-4,0</b> | <b>-1,9</b>                   | <b>ja</b>                  |
| <b>Furu pr. ha</b>      | -0,7        | 2,7                           | <b>ja</b>                  |
| <b>Beitetrykk ROS</b>   | 4,7         | <b>6,3</b>                    | <b>ja</b>                  |
| <b>Beitetrykk Bjørk</b> | <b>14,4</b> | <b>16,4</b>                   | <b>ja</b>                  |
| <b>Beitetrykk Furu</b>  | -2,8        | 1,5                           | ja                         |

#### 4.2.2 Variasjon i beitetilbud og beitetrykk mellom år

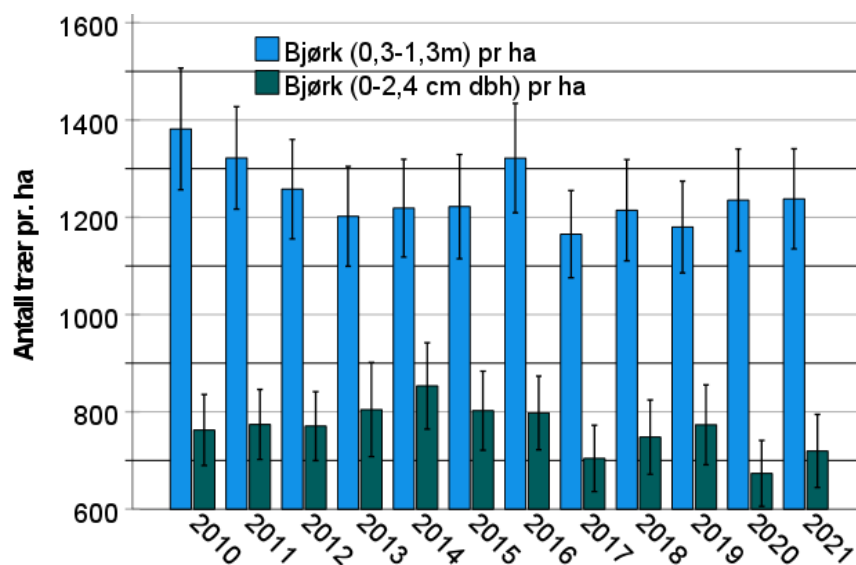
Den negative utviklingen i antallet beitebare ROS og bjørk synes å fortsette i de to første årene av 12. takst (2020 og 2021, **Figur 4.2.3** - **Figur 4.2.4**). I tillegg ser vi at utviklingen er svakt negativ i begge høydesegmentene for ROS og bjørk. Antallet beitebare furu har endret seg mindre over tid og var stort sett på samme nivå i starten av 12. takst som i de foregående to takstene (**Figur 4.2.5**).

Beitetrykket i perioden 2010-2021 viste først en negativ trend fram til 2014 og deretter en positiv trend for alle artsgrupper (**Figur 4.2.6**). For hele perioden samlet var trenden positiv. Her bør det nevnes at registreringen av siste års beitetrykk ble innført som ny praksis i 2010, og at noe av variasjonen i de påfølgende årene kan skyldes en tilpasning av rutinene. Dette gjelder særlig for beitetrykket registrert i 2010, som var mye høyere enn på samme flater i 2015.

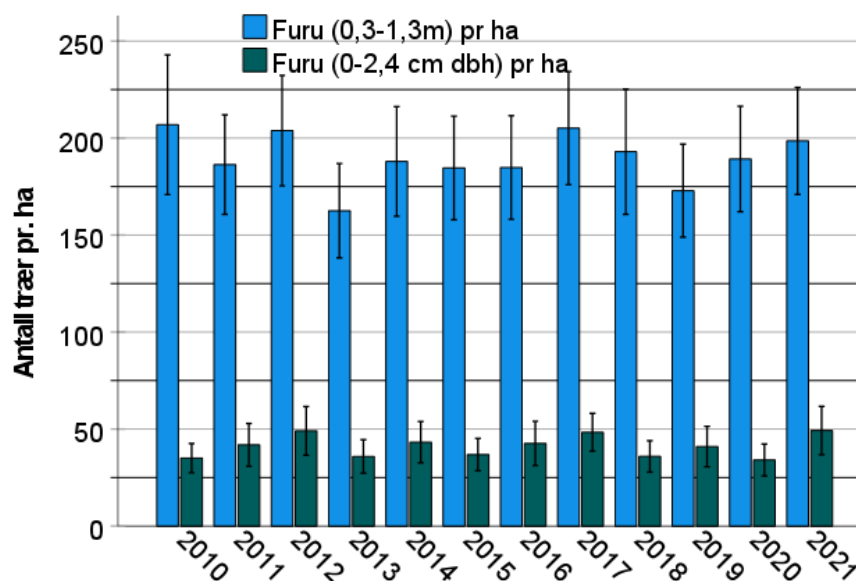
Til forskjell fra tettheten av beitetrær har deknningen av blåbærlyng vist en positiv trend siden oppstart av blåbærovervåkingen i 2008 (**Figur 4.1.7**). Samlet sett økte dekningsprosenten med 53 % i perioden 2008-2021. Størst prosentvis økning var det på annet tresatt areal (89 % økning) etterfulgt av uproduktiv skog (65 % økning) og produktiv skog (48 % økning). Økningen over tid var derfor ikke utelukkende en konsekvens av endret aldersstruktur i skogen (**Figur 4.1.5**).



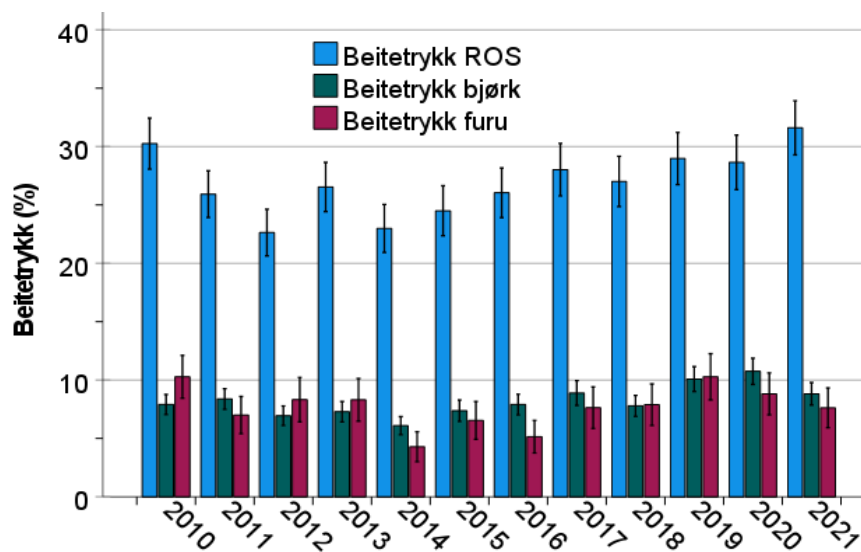
**Figur 4.2.3.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) rogn, osp og selje (ROS) pr. ha, fordelt på diameterklasse og år. Data fra omkring 3000 permanente flater undersøkt pr. år, der samme flate undersøkes med 5 års mellomrom.



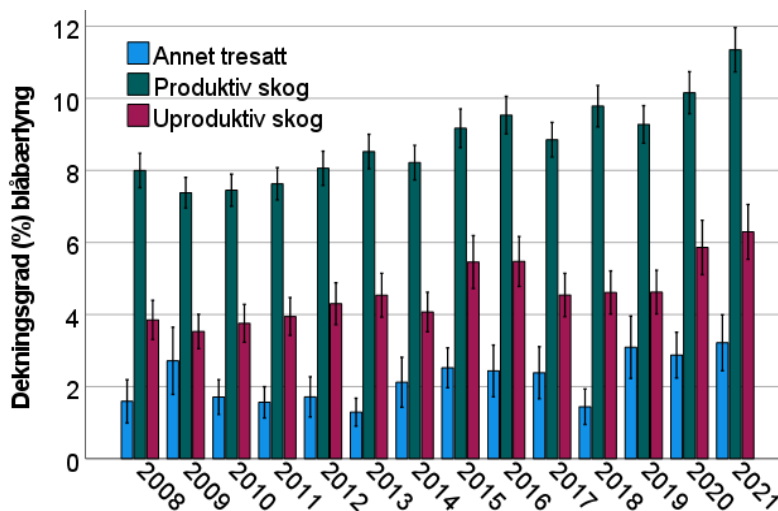
**Figur 4.2.4.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) bjørk pr. ha, fordelt på diameterklasse og år. Data fra omkring 3000 permanente flater undersøkt pr. år, der samme flate undersøkes med 5 års mellomrom.



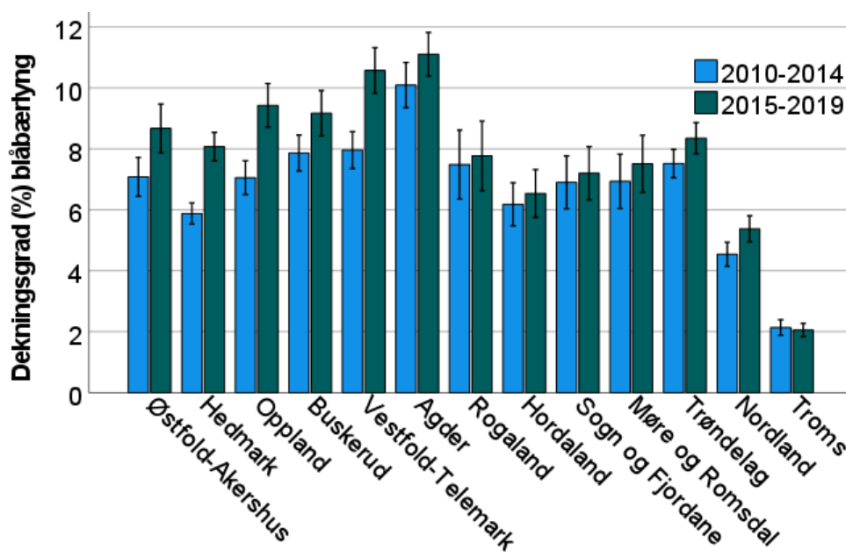
**Figur 4.2.5.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) furu pr. ha, fordelt på diameterklasse og år. Data fra omkring 3000 permanente flater undersøkt pr. år, der samme flate undersøkes med 5 års mellomrom.



**Figur 4.2.6.** Gjennomsnittlig beitetrykk (95 % CI) fordelt på artsgruppe og år. Data fra omkring 3000 permanente flater, der samme flate undersøkes med 5 års mellomrom.



**Figur 4.2.7.** Gjennomsnittlig prosent (95 % CI) flateareal dekt av blåbærlyng, fordelt på arealtype og år. Data fra omkring 3000 permanente flater undersøkt pr. år, der samme flate undersøkes med 5 års mellomrom.

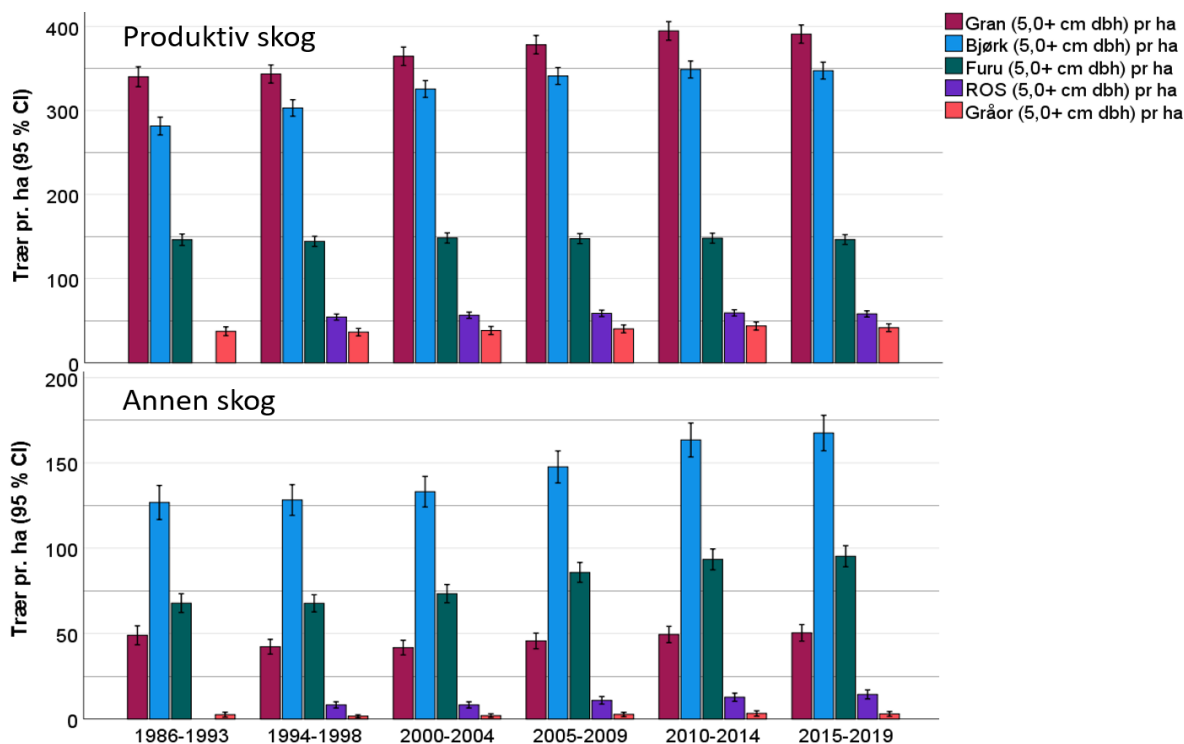


**Figur 4.2.8.** Gjennomsnittlig prosentandel (95 % CI) flateareal dekt av blåbærlyng i 10. og 11. takst, fordelt på region. Data fra 12 658 prøveflater undersøkt i begge taks-ter. Kun fra flater i produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal.

På regionnivå var økningen i dekningsgrad størst i Oppland, Hedmark og Vestfold og Telemark, mens den var lavest i regionene fra Rogaland til Trøndelag (**Figur 4.2.8**). I sistnevnte regioner var det ingen signifikant økning, med unntak for Trøndelag. Heller ikke i Troms var det en opplagt trend. De regionale forskjellene er muligens relatert til endringer i skogbruksaktivitet og skogens alder, men kan også skyldes varierende beitetrykk og værforhold. Vinteren 2014 var spesielt tørr på deler av Vestlandet og i Trøndelag, og biomassen av blåbærlyng ble betydelig redusert (Meisingset et al. 2016).

### 4.2.3 Variasjon i antallet rekrutterte beitetrær

I **Figur 4.2.9** viser vi utviklingen i tettheten av trær i høydesegmentet  $\geq 50$  mm dbh for de vanligste treartene skogen. Dette er individer der trekrona for det meste befinner seg utenfor beiterækkevidde for elg og hjort og treets høydevekst vil derfor i liten grad påvirkes av beiting. De siste 40 årene har det for de fleste artsgruppene vært en økning i tettheten trær i dette størrelsessegmentet. Økningen var størst fra 7. til 10. takst, med påfølgende utflating.

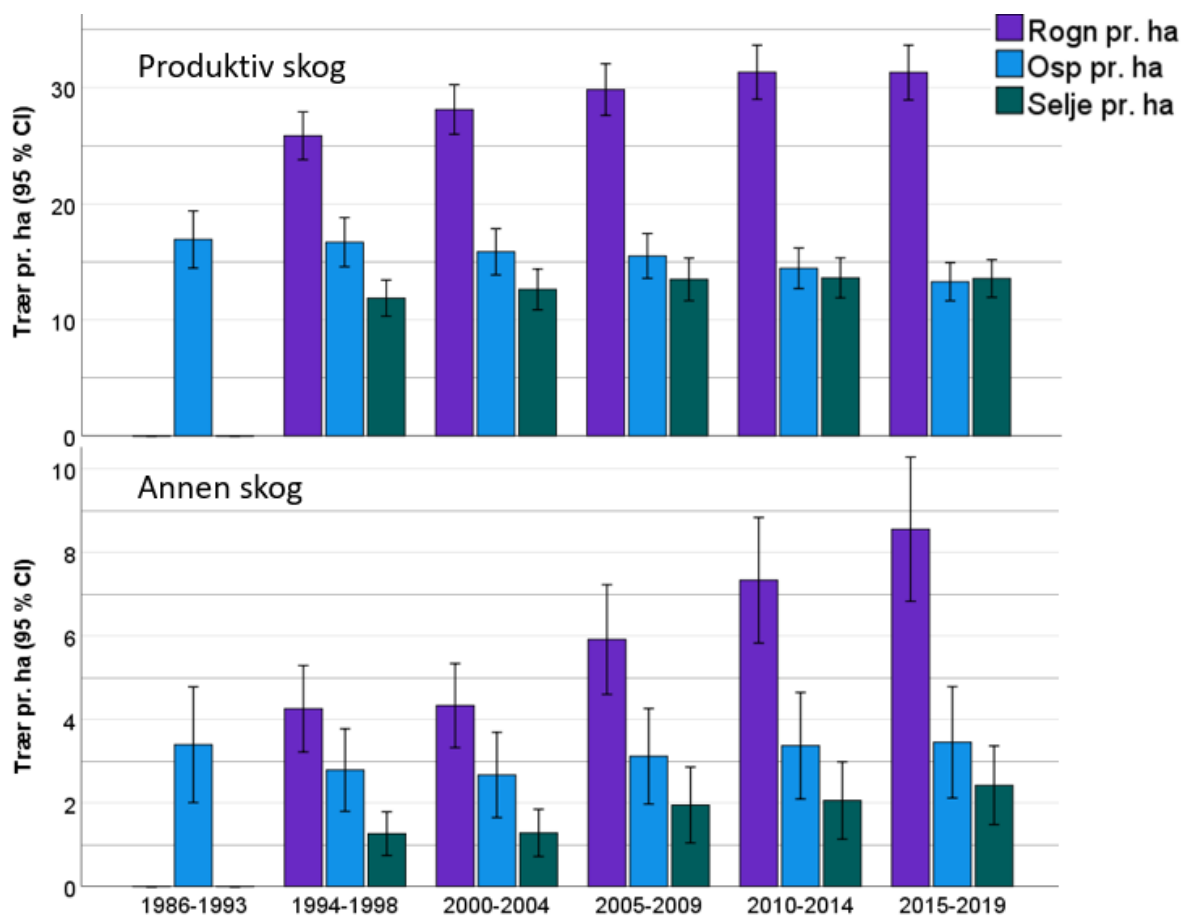


**Figur 4.2.9.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) trær  $\geq 50$  mm dbh pr. ha fordelt på art, takst (6. – 11.) og skogtype. Annen skog inkluderer flater på arealtype uproduktiv skog og annet tresatt areal. Data kun fra prøveflater undersøkt i hver takst fra 7. til 11. takst. Merk ulik skala på y-aksen i øvre og nedre figur. Rogn og selje (som inngår i ROS) var ikke skilt ut som egne arter i 6. takst (1986-1993).

Jevnt over er det høyere tetthet av trær i produktiv skog enn i annen skog (uproduktiv skog og annet tresatt areal), og utviklingen over tid har vært noe forskjellig (**Figur 4.2.9**). Mest påfallende er den lave eller manglende veksten i tettheten av ROS (7 % fra 7. til 11. takst) og furu (0 % fra 6. til 11. takst) i produktiv skog, mens tettheten av både ROS (51 % fra 7. til 11. takst) og furu (29 % fra 6. til 11. takst) har økt mye i uproduktiv skog og på annet tresatt areal (**Figur 4.2.9**).

En av grunnene til den svake økningen i antallet ROS-individer i produktiv skog er den negative utviklingen i antallet osp og svake veksten i antall selje (**Figur 4.2.10**). Til sammenligning viser

antallet rogn en økende trend i alle skogkategorier, men i mindre grad fra 10. til 11. takst i produktiv skog (**Figur 4.2.10**). Nedgangen i antallet osp kan være en konsekvens av kronisk høyt beitetrykk de siste 40 årene, men også skogbruket kan ha medvirket (Solberg et al. 2012b). ROS er pionerarter som hovedsakelig rekrutteres på lysåpne flater etter hogst eller andre forstyrrelser. Når ungskogarealet nå synker og den eldre skogen øker i omfang, kan vi forvente redusert rekruttering av disse artene. Et unntak er rogna som også rekrutteres i eldre skog (Solberg et al. 2012b). Interessant nok finner vi da også en større økning i antallet store ROS-trær i den mer lysåpne og mindre produktive delen av skogen (dvs. annen skog) enn i den produktive skogen (**Figur 4.2.10**).

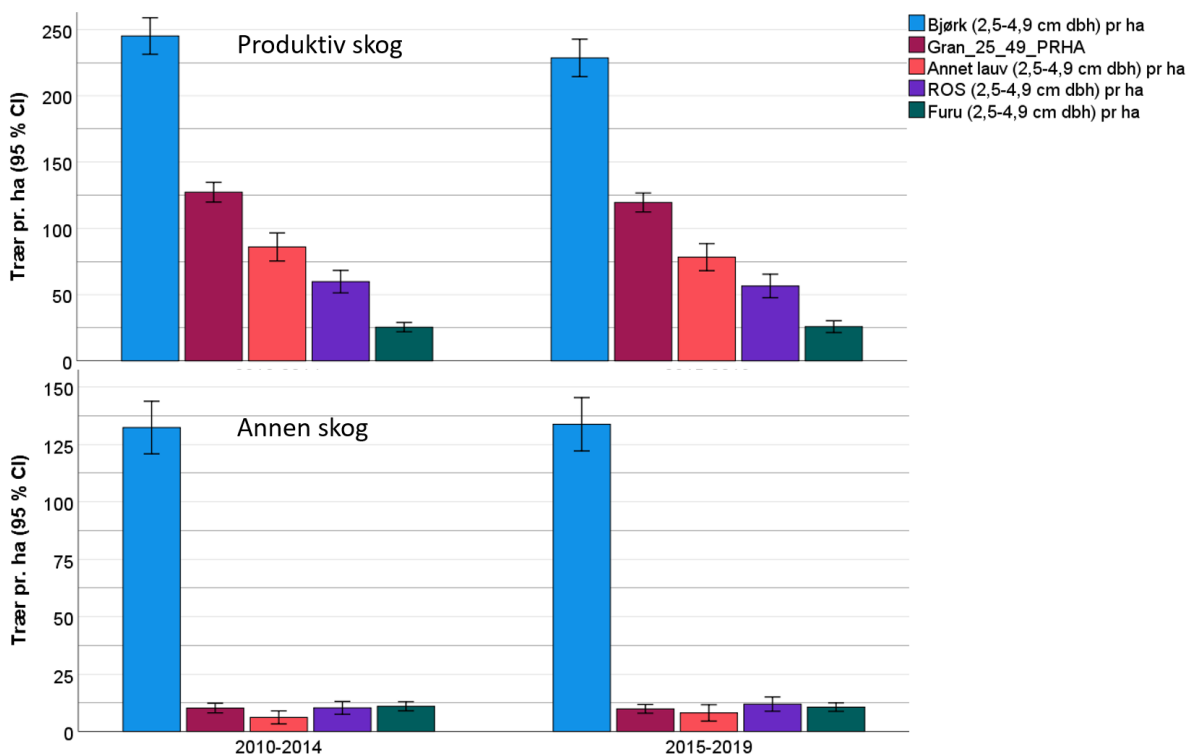


**Figur 4.2.10.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) trær  $\geq 50$  mm dbh pr. ha fordelt på art, takst (6. – 11.) og skogtype. Annen skog inkluderer flater på arealtypene uproduktiv skog og annet tresatt areal. Data kun fra prøveflater undersøkt i hver takst fra 7. til 11. takst. Merk at det er ulik skala på y-aksen i øvre og nedre figur. Rogn og selje ble først utskilt som egne arter i 7. takst (1994-1998).

For de andre beitetreartene synes hjortedyrbeiting å ha mindre effekt på rekruttering av større trær ( $\geq 50$  mm dbh). Et mulig unntak er furu i produktiv skog, som ikke har økt i antall til tross en vesentlig økning i andelen eldre skog (**Figur 4.1.5**). Dette kan være en direkte effekt av høyt beitetrykk over tid, eller en indirekte effekt av at skogbruket i elgrike områder nå velger å plante gran i stedet for furu der det er mulig. Grana beites kun unntaksvis av elgen, med mindre elgtettheten er svært høy. For skogeieren i elgrike områder kan det derfor lønne seg med et treslagsskifte til gran selv på mindre gunstige lokaliteter.

For trær i størrelsessegmentet 25-49 mm dbh, finner vi mye av det samme mønsteret som i figurene over. For alle flater samlet er det en svak nedgang i antallet trær fra 10. til 11. takst (ca. 4 %), men ingen vesentlig endring i artssammensetning (**Figur 4.2.11**). Det er derfor grunn til å

tro at det er nedgangen i andelen ungskog framfor høyt beitetrykk som ligger til grunn for endringen. Faktisk er endringen minst for furu (0 % endring) og ROS-artene (-2 % endring), som begge beites av elg, mens grana, som kun unntaksvis beites av hjortedyr, opplever den største nedgangen (-6 % endring). Trær i dette størrelsessegmentet befinner seg fortsatt innenfor beiterækkevidde for elg og hjort, men for de fleste individene vil kronesykket være utenfor beiterækkevidde. Det er derfor sannsynlighet at disse trærne kan rekrutteres til neste høydesegment ( $\geq 50$  mm dbh), selv i områder med høyt beitetrykk.

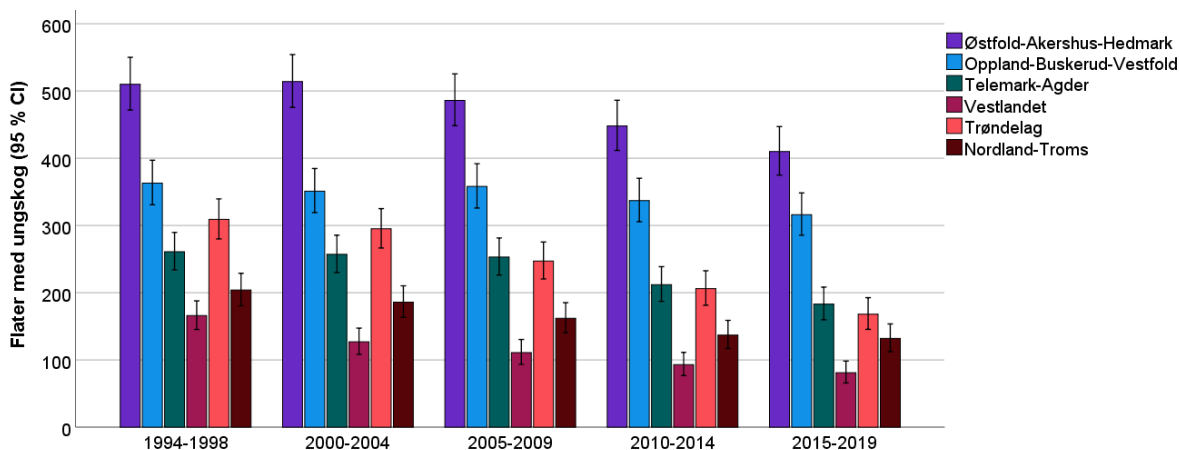


**Figur 4.2.11.** Gjennomsnittlig antall (95 % CI) trær 25-49 mm dbh pr. hektar fordelt på art, takst (6. – 11.) og skogtype. Annen skog inkluderer flater på arealtypene uproduktiv skog og annet tresatt areal. Data kun fra prøveflater undersøkt i både 10. og 11. takst. Merk ulik skala på y-aksen i øvre og nedre figur. Annet lauv inkluderer alle lauvtreartene utenom ROS og bjørk, hvorav gråor er den mest dominerende.

#### 4.2.4 Regionale endringer i skogstruktur og beitetilbud fra 7. til 11. takst

Som vist i **Figur 4.1.5.** har det i Norge vært en vesentlig endring i skogens struktur i løpet av de siste 25 årene og spørsmålet er om dette også kan ha påvirket beitetilbudet av busker og trær som utnyttes av hjorteviltet. Generelt sett er det langt høyere tetthet av beitetrær i ung enn i eldre skog (**Figur 4.1.2**) og følgelig kan det samlede beitetilbudet variere i takt med variasjonen i skogavvirkning.

Samlet sett har det vært en nedgang i antallet flater med ungskog i Norge (utenom Finnmark) i løpet av de siste fem takstene (ca. 29 %), men med stor variasjon mellom landsdeler (**Figur 4.2.12**) og regioner. Av de mer skogrike regionene var nedgangen størst i Nordland og Trøndelag (46 %) og minst i Buskerud (6 %) og Oppland (12 %).

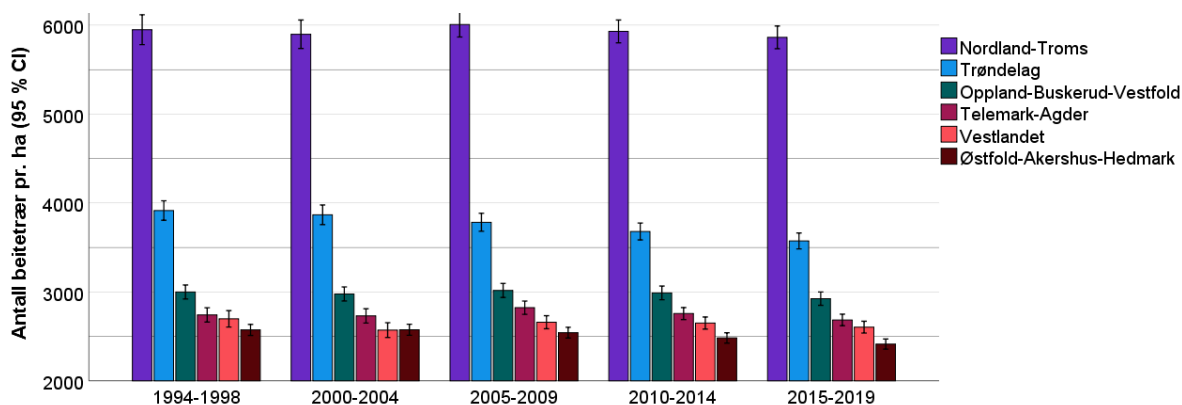


**Figur 4.2.12.** Antall flater med ungskog (skogkategori høyproduktiv ungskog og lavproduktiv ungskog) fordelt på takst og landsdel. Basert på prøveflater undersøkt i alle takster fra 7. til 11. takst.

Nedgangen i andel ungskog har sannsynligvis ført til færre beitetrær de siste 25 årene, men mindre enn forventet basert på reduksjonen i antallet ungskogsflater alene. Gitt at tettheten av beitetrær pr. skogkategori var som i 11. takst, finner vi en estimert nedgang i antall beitetrær på 10 % i produktiv skog og 4 % på hele skogarealet fra 7. til 11. takst (**Figur 4.2.13**).

Størst estimert nedgang fant vi i Trøndelag (-9 %) og Nordland (-5 %), der det også var størst nedgang i ungskogsarealet. Det var størst nedgang i antallet furu (-9 %) og minst nedgang i antallet ROS (-2 %). Det siste er muligens fordi ROS-artene varierer mindre i antall (pr. ha) mellom skogkategorier enn hva som er tilfelle for bjørk og furu (**Figur 4.1.2**).

Den beskjedne nedgangen i estimert antall beitetrær skyldes delvis det faktum at ungskogen utgjør kun en mindre andel av skogarealet (ca. 15 % av den produktive skogen og 11 % av det totale skogarealet i 11. takst). Selv om beitetilbudet pr. arealenhet (og beitetrykket, **Figur 4.1.3**) er størst i ungskogen, er det derfor den gjenværende delen av skogen som bidrar mest til mattilbudet for elg og andre hjortedyr gjennom vinteren. I tillegg har det vært en viss økning i andelen tresatt areal i løpet av perioden (**Figur 4.1.5**) og dermed har arealet med trær og busker økt.

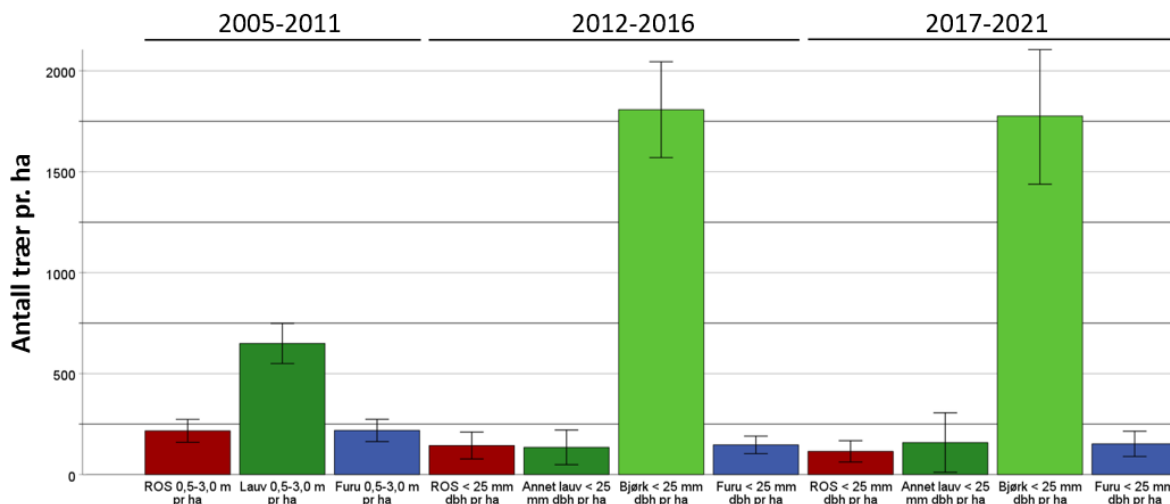


**Figur 4.2.13.** Estimert antall beitetrær pr. ha fordelt på takst og landsdel. Data kun fra flater undersøkt i alle takster i perioden.



## 4.2.5 Beitetilbud og beitetrykk i Finnmark

I Finnmark befinner mye av skogen seg nord for barskogsgrensen og er dominert av bjørk. Furu finnes hovedsakelig i Sør-Varanger, og i enkelte spredte bestander lenger nord og vest. Likevel er det relativt mye mat tilgjengelig for elgen i form av bjørk og ROS (**Figur 4.2.14**). Det faktum at mange av trærne er kortvokste betyr dessuten at store deler av kvist- og lauvbiomassen er innenfor beiterækkevidde for elgen. Sammenlignet med regionene lenger sør (**Figur 4.2.1**) er tettheten av beitetrær omtrent som i Agder og flere av Vestlandsfylkene, men betraktelig lavere enn i Troms og Nordland.

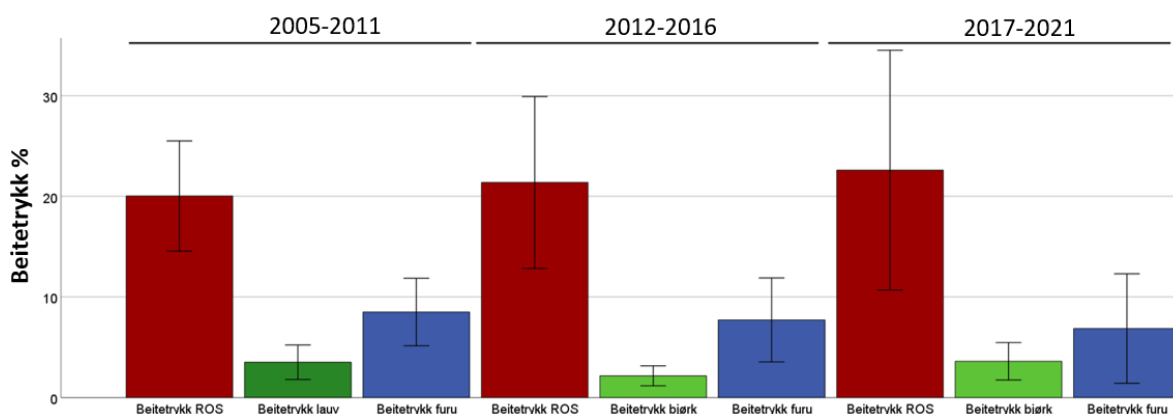


**Figur 4.2.14.** Beitetilbud av trær i ulike treartsgrupper i 9. (2005-2011), 10. (2012-2016) og 11. takst (2017-2021) i Finnmark. Data fra 679 permanente flater undersøkt i alle takstene. Antallet trær i 10. og 11. takst er fra høydesegmentene 0,3-1,3 m og 0-25 mm dbh. Se **kap. 4.1** for informasjon om artsgruppering i ulike takster.

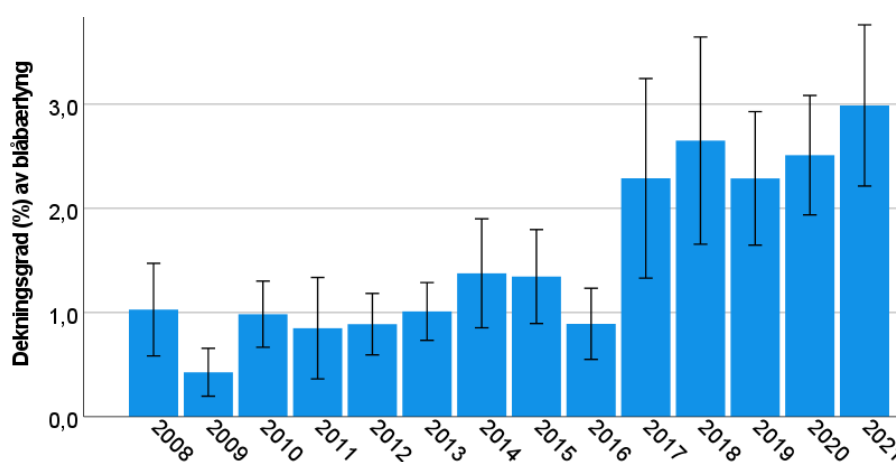
I løpet av de siste 30-40 årene har det vært en stor vekst i elgbestanden i Finnmark (Fjellaksel 2010), men fortsatt er tettheten av elg betraktelig lavere enn i Sør- og Midt-Norge (Solberg et al. 2017). Dette ser vi også reflektert i beitetrykket, som er relativt lavt (**Figur 4.2.9**) og kun sammenlignbart med hva vi finner på Vestlandet og i Troms (**Figur 4.2.15**). På bjørk er det faktisk nesten ingen spor av beiting. Et annet interessant trekk er at beitetrykket på ROS og furu i 10. og 11. takst ikke er lavere enn beitetrykket på ROS og furu i 9. takst (**Figur 4.2.15**), til tross for at kun siste års beitetrykk ble registrert i 10. takst. Dette kan skyldes en generell økning i beitetrykket i Finnmark, i samsvar med økende bestandstetthet av elg, men kan også skyldes tilfeldigheter (store konfidensintervall).

Sammenlignet med de fleste regioner i landet, er det lav dekningsgrad av blåbærlyng i Finnmark – ca. 1-2 % (**Figur 4.2.16**). I resten av landet er dekningsgraden i gjennomsnitt 7 % (**Figur 4.2.8**). Dekningsgraden av blåbærlyng i Finnmark er også noe lavere enn i Troms (ca. 2 %), der mye av feltsjiktet dekkes av vegetasjonstyper rike på urter og bregner (17 % i 9. takst, Solberg et al. 2012a). Urter og bregner er attraktive beiteplanter og utgjør en stor del av elgens sommerdiett i områder der de finnes. I Finnmark er kun 2 % av arealet dekt av de samme vegetasjonstypene. Det er derfor grunn til å tro at elgen i Finnmark hovedsakelig lever av lauv fra bjørk og andre lauvtrær (ROS) sommerstid.

I likhet med regionene lenger sør har dekningsgraden av blåbærlyng økt i Finnmark i perioden med overvåking (**Figur 4.2.16**). Særlig markant var økningen fra 10. (2012-2016) til 11. takst (2017-2021), men fra et lavt nivå. Økningen fant sted i både ytre og indre deler av regionen, men hva som er årsaken er uklart. Mulige forklaringsvariabler er klimaendringer og varierende beitetrykk fra tamrein. De siste 10-årene har det også vært flere episoder med kraftig lauvmakkangrep på skogen i Finnmark, med mulige effekter på tilveksten av blåbærlyng.



**Figur 4.2.15.** Beitetrykk på trær i ulike treartsgupper i perioden 2005-2011 (9. takst), 2012-2016 (10. takst) og 11. takst (2017-2021) i Finnmark. Data fra 679 permanente flater undersøkt i alle takstene. Beitetrykket ble målt som akkumulert andel beita skudd i 9. takst og andel beita fjorårsskudd i 10. og 11. takst. Se **kap. 4.1** for informasjon om artsgruppering i ulike takster.



**Figur 4.2.16.** Gjennomsnittlig prosent (95 % CI) flateareal dekt av blåbærlyng i Finnmark i 2008-2021. Data fra omkring 50 flater undersøkt hvert år. Kun fra flater i produktiv skog, uproduktiv skog og på annet tresatt areal.

### 4.3 Oppsummering og veien videre

Basert på data fra Landsskogtakseringens prøveflatenett har vi nå resultater fra 17 år med beiteressursovervåking i norske skogområder. Dette innbefatter data fra tre hele takster (9. – 11. takst) av fem års varighet, samt data fra de to første årene av 12. takst (2020 og 2021). Siden oppstart av 10. takst (2010, 2012 i Finnmark) er alle data innsamlet med samme metodikk, hvilket muliggjør direkte sammenligninger på tvers av to hele takster. Resultatene antyder at det er stor variasjon i hjorteviltets beitetilbud og beitetrykk mellom regioner og at det stedvis også er betydelige endringer over tid.

I hele perioden har beitetilbudet (beitetrær pr. ha) vært høyest fra Midt-Norge til Troms og lavest i Agder, Rogaland og Hordaland. Også i Finnmark er tettheten av beitetrær lav, mens Østlandsfylkene befinner seg i en mellomstilling. De siste 12 årene har det vært en generell nedgang i antallet beitetrær på landsbasis, men mest på Østlandet og i Trøndelag. Nedgangen er delvis et resultat av økende alder på skogen (synkende andel ungskogflater) og dermed er det færre trær som befinner seg innenfor beitehøyde for elg og hjort.

Også beitetrykket viser stor variasjon mellom regioner, med lavere verdier i Nord-Norge og på Vestlandet, og høye verdier i Trøndelag og på Østlandet. Beitetrykket har endret seg noe over tid, i samsvar med at også bestandstettheten av elg (og delvis hjort) har endret seg. De siste 12 årene har det vært en generell økning i beitetrykket, og særlig på lauvtreartene. Størst har økningen vært på Vestlandet og fra Trøndelag til Troms, mens beitetrykket til dels har sunket på Øst- og Sørlandet.

Variasjonen i beitetrykk er sannsynligvis delvis en funksjon av antallet hjortedyr (særlig elg) i forhold til antallet beitetrær. I Trøndelag har den samlede elgbestanden vært relativt stabil de siste 12 årene (**kap. 13.2**), mens beitetrykket har økt. Dette kan skyldes en samtidig nedgang i antallet beitetrær i samme periode, og dermed et større beitetrykk på de gjenværende beitetrærne. Det motsatte ser vi delvis i Agder og Buskerud, der bestanden og beitetrykket har vært synkende de siste 12 årene, mens beitetilbudet har vært relativt stabilt. I Nord-Norge er beitetilbudet i utgangspunktet svært godt, men likefullt ser vi et økende beitetrykk – i takt med økende bestandsstørrelse av elg (**kap. 13.2**).

I hvilken grad varierende beitetrykk medvirker til variasjonen i beitetilbud er mindre klart. De siste 12 årene har det vært en generell økning i beitetrykket og samtidig nedgang i beitetilbudet av rogn og bjørk (**Tabell 4.2.1**). Selv om sistnevnte synes å være et delvis resultat av økende skogalder (**Tabell 4.2.1**), kan vi ikke utelukke at høyt og økende beitetrykk også har medvirket til denne nedgangen. Samtidig er det interessant å merke seg at tettheten av furu har vært rimelig stabil, mens dekningen av blåbærlyng faktisk har økt betydelig i samme periode, til tross for økende beitetrykk. Denne utviklingen er ikke umiddelbart lett å forklare med økt beitetrykk, og vitner om at beiting fra hjortedyr ikke alltid fører til en reduksjon av beiteressursen.

Det høye beitetrykket fra elg og hjort skaper tidvis bekymring med hensyn den videre veksten og rekrutteringen av de mest foretrukne beitetrerartene. Dette gjelder særlig for intensivt beitede arter som rogn, osp og selje (ROS-artene), som fordeler seg med lavere tetthet enn andre boreale trearter. Dette er trearter som utgjør en viktig del av dietten til skoglevende hjortedyr, og som samtidig er assosiert med viktig biologisk mangfold (lav, insekter, Solberg et al. 2014).

For å avklare hvorvidt beitetrykket nå er av en slik størrelse at det reduserer rekrutteringen av visse trearter til den eldre delen av skogen, overvåker vi også utviklingen i antall trær med dbh på 50 mm eller mer. Dette er trær som har nådd en høyde der kronesjiktet med stor sannsynlighet befinner seg utenfor beiterেকেvidde for elg og hjort. Dersom beitetrykket er uforholdsmessig høyt, forventer vi en nedgang over tid i antall trær i denne diameterklassen, og i verste fall en nedgang i det framtidige antallet beitetrær som siden kan utnyttes av elg og hjort.

Erfaringene er at trær i disse høydeklassene stort sett har økt i antall siden 1980-tallet og at det derfor ikke er umiddelbar grunn til bekymring. Dette gjelder for alle treartgrupper, men med noe variasjon mellom skogtyper. På den annen side ser vi nå en reduksjon i veksten av antall trær i denne diameterklassen, og spesielt i produktiv skog. Muligens er dette et resultat av en synkende andel unge bestander, men det kan også være de første tegnene på at det høye beitetrykket på 1990- og 2000-tallet nå begynner å gjøre seg gjeldene. Dette gjelder kanskje særlig for ospa som har sunket i antall de siste 35 årene og som synes å være mer følsom for høyt beitetrykk enn rogn og selje (Solberg et al. 2014).

I årene som kommer tror vi utviklingen i beitetilbudet vil preges av tre ulike faktorer: 1) aktiviteten i skogbruket, 2) klimaendringer og 3) beitetrykket. Av disse tror vi beitetrykket kanskje vil være av minst betydning – i det minste så lenge jaktinteressene preger bestandsforvaltningen, og fordelen med å holde beitetrykket moderat er avgjørende for jaktutbyttet. Sannsynligvis vil klimaendringer få en større betydning, spesielt på lengre sikt. Etter hvert som temperaturen øker kan vi forvente endringer i skogens produktivitet, artssammensetning og beiteplantenes kvalitet, og samtidig vil arter som hjort og rådyr kunne dra fordel av kortere og mindre snørike vintre. Etter hvert kan vi også forvente økt skogareal som følge av høyere skoggrense (Bryn & Potthodd

2018). Hvordan dette vil påvirke tilgangen til og kvaliteten av beiteressursene er likevel ikke gitt, og vil sannsynligvis avhenge av både art, område og graden av oppvarming.

Skogbruket er sannsynligvis den faktoren som vil få størst innvirkning på beitetilbudet på kort sikt. Flatehogst kombinert med varierende hogstaktivitet kan skape stor variasjon i alderssammensetning og dermed antallet trær som befinner seg innenfor beiterækkevidde i skogen. I løpet av de siste 30 årene har det vært en jevn nedgang i andelen ungskog i Norge (**Figur 4.1.5**) og sannsynligvis også i antallet beitetrær tilgjengelig for hjorteviltet (**Figur 4.2.13**). Endringene er mulig langt større innenfor regioner (**Figur 4.2.12**) og kommuner, der intensiv hogst kan medføre store endringer i beitetilbudet innenfor relativt få år. For å oppnå en fullgod forvaltning av elg og hjort, kan det derfor være nødvendig å skaffe seg kunnskap om skogens alder på et langt lavere geografisk nivå enn det som er mulig å dekke med data fra Landsskogtakseringens prøveflater.

Planen for den neste femårsperioden er å fortsette overvåkingen av skogens beiteressurser med data fra Landsskogtakseringen. Siden beiteovervåkingen startet i 2005 har vi fått langt bedre kunnskap om skogens karakter fra et hjortedyrperspektiv, og vi har sett endringer som vi mener er av vesentlig betydning for hjorteviltet – og delvis også er et produkt av hjorteviltbeiting. Som ved alle observasjonsstudier er vi imidlertid prisgitt den variasjonen som eksisterer, og dersom denne er lav eller antallet observasjoner (over tid) er få, er det begrenset med hvilken statistisk styrke vi kan sannsynliggjøre sammenhenger og årsaksforhold.

Med økende lengde øker også sannsynligheten for at nye eller sterkere impulser påvirker data-seriene. Dette kan være ekstreme værhendelser, som tørke, stormfelling og branner etc., og det kan være menneskelig inngripen av ulik art. I skogen skaper særlig skogbruket variasjon i skogbildet, og følgelig kan også økende eller synkende intensitet i skogbruket skape variasjon i beitetilbud og sammensetning over tid. I siste takstperiode (2015-2019) ble det felt mer tømmer (industrivirke) enn i noen tidligere femårsperiode og for første gang på lenge var det en økning i andelen skogareal i hogstklasse 1 (hogstflate, **Figur 4.1.5**). Dersom denne utviklingen fortsetter (en foreløpig topp ble nådd i 2021, [www.ssb.no](http://www.ssb.no)), vil vi forvente en langt høyere tilvekst av beitetrær for elg og hjort i årene som kommer. I neste omgang kan dette gi seg utslag i økende kondisjon og tilvekst i hjorteviltbestandene – men det står tilbake å se.



Elgen beiter mest i tre- og busksjiktet. Her er det selje til lunsj (Foto: Autokamera, NINA/SLU).

## 5 Lavbeitetaksering på Hardangervidda og i Nordfjella

I forrige overvåkingsperiode (2012-2016) ble det i regi av Overvåkingsprogrammet gjennomført en lavbeitetaksering på Hardangervidda og en tilsvarende taksering har vært gjennomført i innneværende periode. Hensikten er å få en bedre oversikt over lavbeiteressursene på Hardangervidda samt bedre kunnskap om hvordan varierende beitetilbud påvirker villreins bestandskonisjon. Hardangervidda har en historie med store variasjoner i antallet villrein og i bestandens kondisjon og tilvekst (Tveitnes 1980, Skogland 1990, Loisen & Strand 2005). Vi har imidlertid relativt lite kunnskap om hvordan lavbeiteressursen påvirkes av varierende beitetrykk. Ved å overvåke lavbeitene får vi bedre kunnskap om hvor raskt lavmatta slites ned ved bestandsøkning og hvor raskt den restitueres etter bestandsreduksjon. I en periode med forventet store endringer i klima, og endringer i den menneskelige bruken av Hardangervidda er det også av interesse å lære mer om hvordan værforholdene og reinsens arealbruk påvirker lavbeitene.

Overvåking av lavbeiteressursene ble ytterligere aktualisert etter at det ble oppdaget skrantesyke (CWD) i Nordfjella (sone 1) i 2016 (Benestad et al. 2016) og deretter på Hardangervidda i 2020 (Rolandsen et al. 2021). For å stoppe videre spredning av skrantesyken ble villreinbestanden i Nordfjella sone 1 utryddet i løpet av høsten 2017 og vinteren 2018 og siden har fjellområdet vært tomt for rein. På sikt er planen å etablere en ny villreinbestand i området, men det er usikkert når dette vil bli gjennomført.

På Hardangervidda er det ingen kjente planer om å utrydde bestanden, men en arbeidsgruppe oppnevnt av Miljødirektoratet og Mattilsynet arbeider nå med å ferdigstille et faggrunnlag for forvaltningen av denne bestanden i den neste treårsperioden. Siden 2017 er det tildelt unormalt høye jaktkvoter på bukk og bestanden er forsøkt redusert. Villreinutvalget på Hardangervidda har tidligere hatt mål om en årlig kalveproduksjon på omtrent 2500 kalver, men produserer nå omkring 1500 kalver. De høye jaktkvotene på bukk, og en målsetning om å redusere bukkeandelen ytterligere (ned mot null prosent voksen bukk) er gjort av smittevern hensyn og i et forsøk på å begrense eller utrydde sykdommen fra Hardangervidda.

Bestandsreduksjonen og det store uttaket av bukk har skapt en unik mulighet til å lære om effektene disse tiltakene kan ha på bestanden generelt og på lavbeiteressursene spesielt. Dette gjelder særlig for Nordfjella, der det i en overgangsperiode vil være et totalt fravær av villrein. På Hardangervidda er ikke bestandsendringene like dramatiske, men likevel tilstrekkelig til at vi kan forvente en betydelig respons i lavbeiteressursene i årene som kommer dersom bestanden holdes lav.

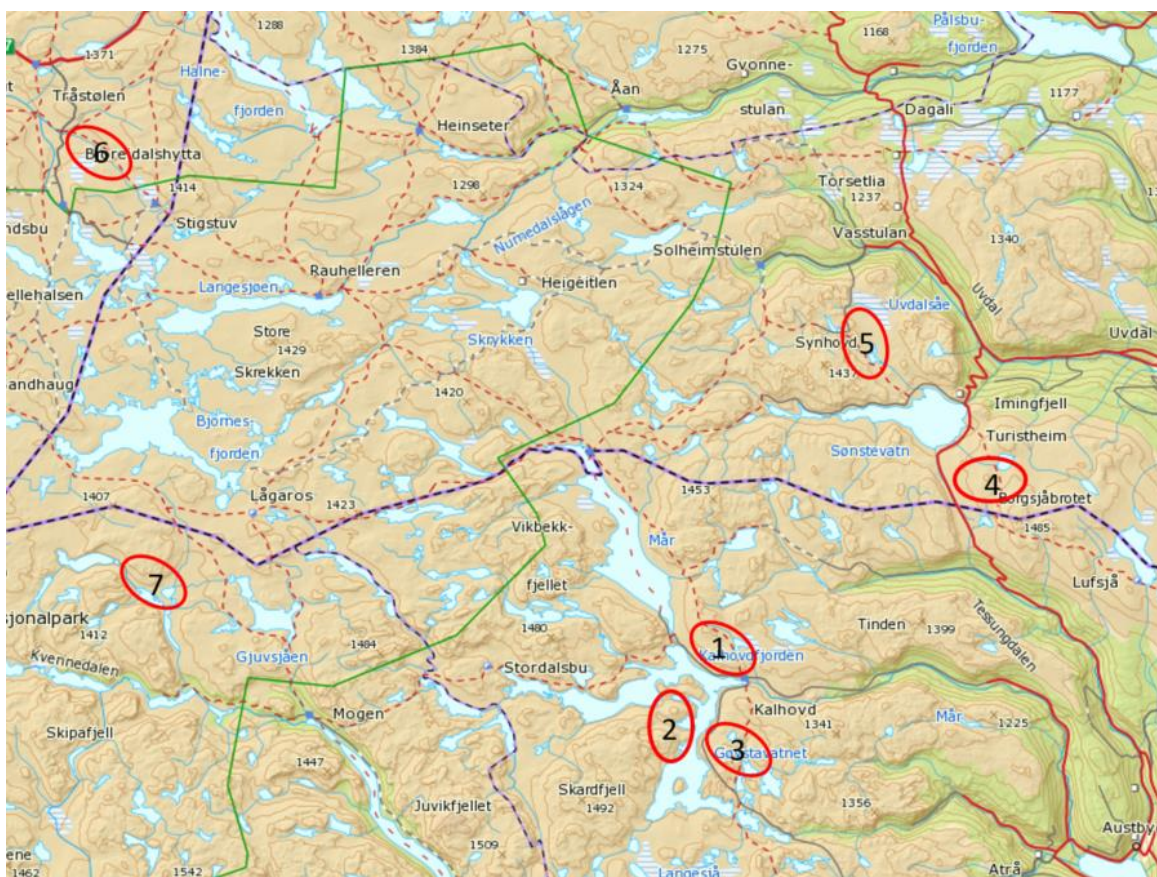
### 5.1 Studieområder, studiedesign og analyser

#### 5.1.1 Hardangervidda

På Hardangervidda startet vi med lavbeitetaksering i 2016 og gjennomførte en ny takst i samme områder sommeren 2021. Ved oppstart ble prøveflatene fordelt innenfor syv ulike delområder (**Figur 5.1.1**). Alle delområdene ligger i typiske vinterbeitehabitat, med snøfattige lavrabber som gir god tilgang til lav og andre vekster vinterstid. Delområde 1, 2 og 3 befinner seg sørøst på Hardangervidda, nord og vest for Kalhovd turisthytte i Tinn kommune. Her går det en sommeråpen veg til turisthytta og ulike vannkraftmagasin i området. Ytterligere 2 delområder (4 og 5) er etablert øst på Hardangervidda, i Nore og Uvdal kommune — øst og vest for Fylkevei 2814 over Imingfjell. Denne vegen er helårsåpen og utgjør en delvis barriere for villreins bruk av området øst for vegen. Delområde 6 er plassert nord på Hardangervidda i Stigstudalen mellom Stigstuv turisthytte og vegen til Tinnhylen. Også denne vegen er åpen sommerstid, men ikke vinterstid. Delområde 7 befinner seg ved Skarvatn og Skarbuåsen helt nord i Vinje kommune. Dette er relativt sentralt på Hardangervidda og anslagsvis 3-4 mil fra nærmeste kjørbare veg sommerstid.

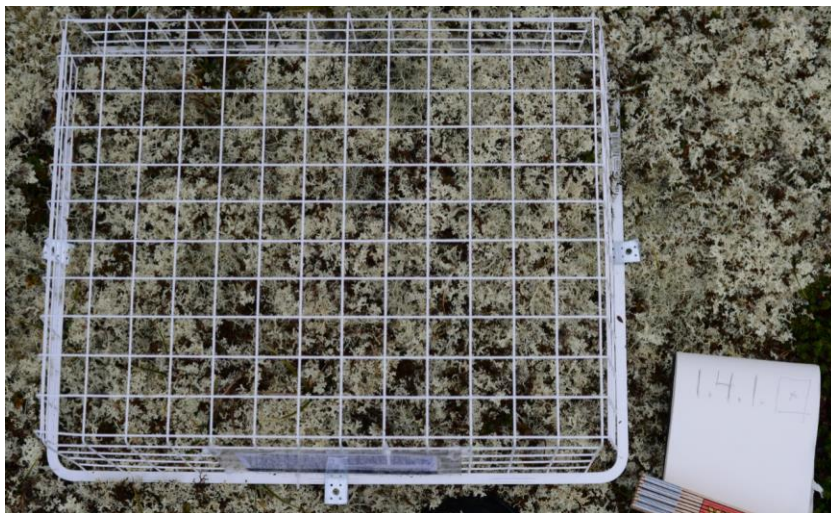
I hvert område er det fem prøvelokaliteter, med unntak av område 7 ved Skarvatn, som har syv prøvelokaliteter, og område 6 i Stigstuvdalen, som har 10 lokaliteter. Prøvelokalitetene ligger med 200-500 meters mellomrom, og er plassert på lavrabber. På hver lokalitet er det fem prøveflater med en utstrekning på 50 x 50 cm. Den sentrale prøveflata er plassert relativt tilfeldig på rabben, der ruta orienteres ved hjelp av et kompass, slik at de rette sidene vender mot himmelretningene. De gjenværende prøveflatene er plassert 10 m fra senterpunktet (senter til senter) i kompassretningene nord (N), øst (Ø), sør (S) og vest (V). Hvis punktet falt på en større stein eller lignende, er prøveflaten flyttet 1-3 m inn eller ut i samme retning. På hele Hardangervidda registreres det data fra 210 prøveflater, fordelt på totalt 42 prøvelokaliteter.

Alle prøveflatene er posisjonsbestemt ved bruk av GPS sentralt i flata. I tillegg er alle flater markert med en spiker og skive i sørvestre og sørøstre hjørne, eller i alle fire hjørnene. Dette er gjort for enkelt å finne fram til prøveflaten ved neste gjentak, ved bruk av metalldetektor.



**Figur 5.1.1.** Røde sirkler viser omtrentlig beliggenhet av de syv delområdene med prøveflater etablert på Hardangervidda i 2016. Riksveg 7 i Eidsfjord kommune vises i øvre venstre hjørne, og bygdene Atrå og Austbygde i Tinn kommune vises i nedre høyre hjørne.

Med unntak for delområde 4, 5 og 6, ble det på hver lokalitet plassert en beiteekskluderingskurv på den sentrale prøveflata (**Figur 5.1.2**). Hensikten er å hindre beiting slik at tilveksten av lav fram til neste taksering kan beregnes. Kurvene er av trådnetting (trådnettingskurv fra IKEA) med et areal på 43 x 53 cm, og 8 cm høyde. Kurvene er festet til marka med 7-20 cm lange spiker og skruer, samt klammer og patentbånd. På hver kurv er det plassert et skilt med informasjon om formålet og kontaktpersoner (**Figur 5.1.3**).



**Figur 5.1.2.** Beiteekskluderingskurv plassert over prøveflate 1.4.1 (dvs. transekt 1, lokalitet 4, prøveflate 1). Kurven skal hindre at reinen beiter i prøveflata.



**Villrein og lav – et samspill med lang tidshorisont**

Denne kurven har til hensikt å skjerme vegetasjonen mot beiting, og inngår i et større nettverk av prøveflater for overvåking av reinens vinterbeiteressurser (hovedsakelig lav) på Hardangervidda. Vegetasjonen under kurven og på uskjermede prøveflater i nærområdet, blir undersøkt med ca. 5 års mellomrom. Forsøket er en del av Overvåkingsprogrammet for hjortevilt som eies av **Miljødirektoratet** ([www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no)) og driftes av **Norsk institutt for naturforskning** ([www.nina.no](http://www.nina.no)). Kurven er utplassert i samråd med grunneier.

For å unngå unødig slitasje ber vi publikum om å være skånsom med vegetasjonen innenfor en radius av 50 meter rundt kurven (f. eks. ved camping etc.). Dette er ikke til hinder for at området kan benyttes til vanlige aktiviteter som bær- og soppsanking, jakt og ferdsel til fots.

Kontaktpersoner: Erling J. Solberg (prosjektleder, NINA): [erling.solberg@nina.no](mailto:erling.solberg@nina.no)  
Olav Strand (villreinansvarlig, NINA): [olav.strand@nina.no](mailto:olav.strand@nina.no)

**Figur 5.1.3.** Informasjonsplakat festet til beite-ekskluderingskurver på Hardangervidda.

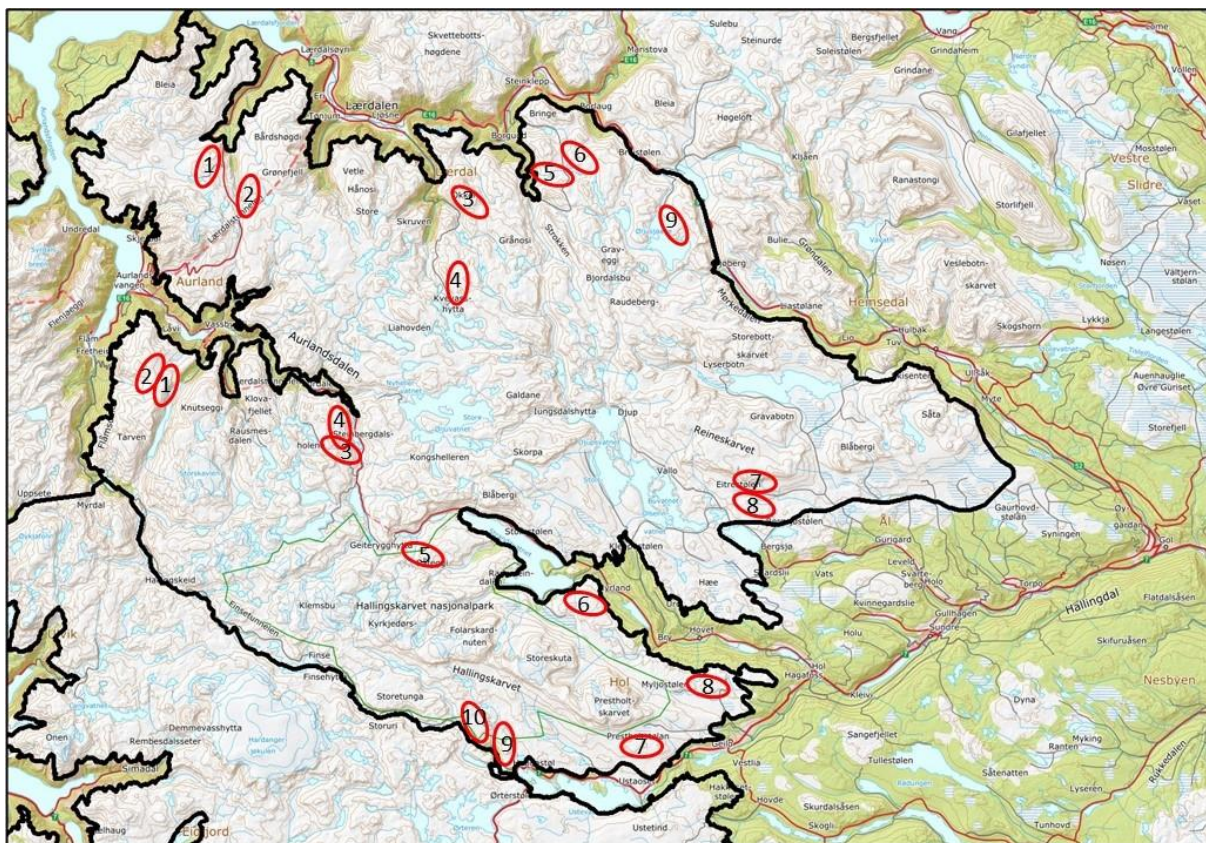
## 5.1.2 Nordfjella

I Nordfjella er prøveflatene etablert over to feltsesonger, fordelt på i alt 19 delområder. Prøvelokalitetene er organiserte langs transekt etter tilnærma rette linjer, med en avstand på 300-500 meter mellom hver. Hvert transekt utgjør et delområde med fem prøvelokaliteter, plassert på lavrabber. Organiseringen av prøveflater ved hver prøvelokalitet er identisk med prøvelokalitetene på Hardangervidda.

I nordlig del av villreinområde, kalt sone 1, ble det lagt ut prøveflater i åtte delområder i 2017, og i sørlig del, kalt sone 2, ble det lagt ut prøveflater i ni delområder i 2018. Prøveflatene ble besøkt på nytt (retaksert) allerede etter to år. I tillegg ble det etablert ett nytt delområde i sone 1 i 2019, mens det i 2020 ble etablert ytterligere ett delområde i sone 2.

Delområdene er fordelt fra vest til øst i hvert studieområde (sone) med mål om å fange opp både slitte, middels og fullvokste lavmatter. I begge studieområder er beitene mest nedslitt i vestlige fjellområder, mens de tykkeste lavmattene ligger i øst. Dette gjenspeiler dyras bruk av vinterbeitene de siste tjue åra.

Sone 1 (nord for Fv 50 Aurland-Hol): Delområde 1, Kaldeklettane og 2, Tissedalsflyane, ligger på hver sin side av fjellovergangen Aurland-Lærdal, som er nasjonal turistveg med mye trafikk om sommeren, men som er stengt om vinteren. Delområde 3, 4, 5 og 6 ligger i mye brukte vinterbeiter i Lærdal henholdsvis nord for Kvevatnet og i Skardalen (**Figur 5.1.4**). Områdene har tilkomst for fiskere og jegere på barmark, via anleggsveger, men om vinteren er områdene tilnærmet uten ferdsel. Delområde 9 ligger ved Øljusjøane. Området er noe brukt av villrein, men i kortere tidsperiode enn de tidligere nevnte områdene. Delområde 7 og 8 ligger sør for Reineskarvet (**Figur 5.1.5**). Disse beitene er lite brukt. Mindre flokker hadde begynt å trekke inn i området på tidligvinter de siste åra før utskytingen, men ble ikke lenge om gangen. Landskapet her er mosaikkpreget, med en rekke lave, lavdekte rygger, som bryter opp et landskap med myrer, småvann og ellers lyngdominert vegetasjon.



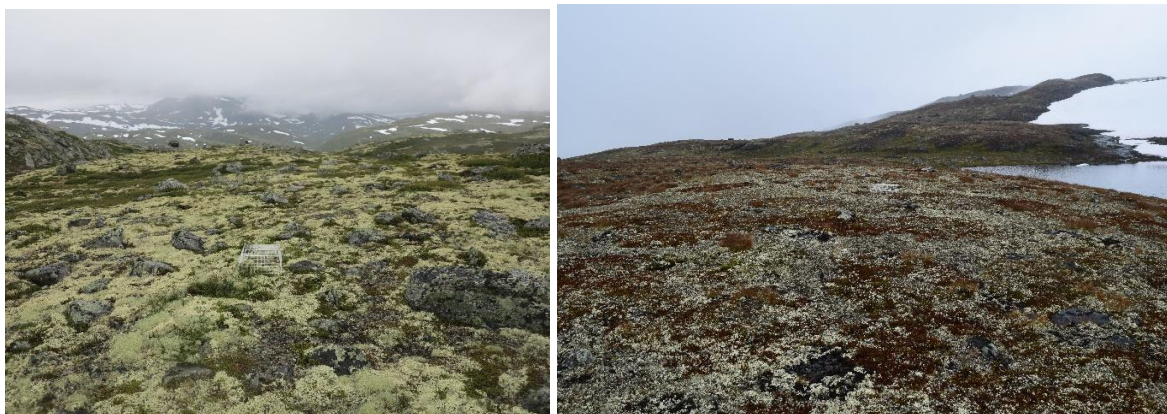
**Figur 5.1.4.** Oversiktskart over Nordfjella. Skillet mellom sone 1 og sone 2 går langs Fv 50 mellom Hol og Aurland. Røde sirkler viser beliggenheten til de ulike delområdene (transekter)



**Figur 5.1.5.** Venstre bilde: Sør for Reineskarvet; lavrik mosaikk. Høyre bilde: Skardalen; sammenhengende lavdekke



Sone 2 (Sør for Fv 50 Aurland-Hol): Delområde 1 og 2 ligger vest for Viddalsdammen/Låvisdalen, oppe på Tvinne. Disse, og delområde 3 og 4 i Håbergsholene (**Figur 5.1.6**), alle i Aurland, er svært mye brukt av rein i siste 20-årsperiode, og lavdekket er slitt. Delområde 5, Såteggi, ligger i et område som er mye brukt av rein, men mer av bukk enn av fostringsflokker, og da gjerne i kortere perioder. Delområde 6, Gurostølsfjellet har hatt minimalt med bruk, her er laven fullvokst. Området brukes til skiløyper. Delområde 7 og 8 ligger i et utfartsområde sør- og øst om Hallingskarvet, nær Prestholtseter, i et område med mye ferdsel. Her er det tråkkslitasje også på rabbene fra folk og husdyr, områdene har gode lavbeiter, men er lite brukt av rein i nyere tid. Delområde 9, Nygårdsnuten (**Figur 5.1.6**), og delområde 10, Vesletunga, ligger nær Haugastøl. Det er ulikt nivå av ferdsel i de to delområdene, da det går en skillelinje langs en sti mellom de to. Reinen bruker år om anna vinterbeiter i kortere perioder på vestsida (Vesletunga), mens dette sjelden eller aldri skjer ved Nygårdsnuten (**Figur 5.1.6**).



**Figur 5.1.6.** Foto fra 2017. Venstre bilde: Nygårdsnuten (delområde 9 i sone 2), Høyre bilde: Håbergsholene (delområde 3 i sone 2).

Vinterbeitene i Nordfjella består for det meste av en mosaikk av lavrabber og mindre eksponerte flater med gras- og lynghei, dels også med dvergbjørk. Lavrabber er likevel dominerende vegetasjonstype ved lokalitetene i Skardalen (delområde 5 og 6, sone 1, (**Figur 5.1.5**)) og ved Øljustjøane (delområde 9, sone 1) i Lærdal. Kreklinghei, lynghei, og grashei er dominerende for de andre transekta. Delområde 1, 3 og 6 i sone 1 og delområde 1, 8 og 10 i sone 2, ligger høyt i terrenget, på særlig eksponerte rygger. I hele Nordfjella registreres det data fra 498 prøveflater, fordelt på totalt 95 prøvelokaliteter.



**Figur 5.1.7.** Ny merkelapp, og gammel merkelapp etter to år i fjellet.

Kurvene i Nordfjella ble merket med laminerte lapper som oppga kontaktinformasjon og opplyste om målet med dem. Festeordningen var ikke god nok (kun ett festepunkt), og etter to år var en stor andel av merkelappene borte eller delvis oppløst (**Figur 5.1.7**).

### 5.1.3 Målemetode

For hver prøveflate registreres de ulike lavartene som er til stede innenfor ramma, samt lavens dekningsgrad (% areal dekt), høyde (mm) og dybde (mm). I tillegg ble det i 2016 registrert prosentandelen areal med eksponert mineraljord. Dette er arealer som potensielt kan dekket med lav. Dekningsgraden blir anslått ved å bruke en kvadratisk måleramme (50 x 50 cm) med 25 kvadratiske celler plassert over prøveflata (**Figur 5.1.8**). Vi tar også digitale bilder av hver prøveflate med måleramma over (**Figur 5.1.8**) for å studere utviklingen mellom takster. Bildet tas direkte ovenfra, og alltid med nordsiden av prøveruta opp på bildet.



**Figur 5.1.8.** Måleramme plassert over prøveflate 2.1.3 (dvs. transekt 2, lokalitet 1, prøveflate 3). Her er dekningsgraden av lav anslått til 38 %, dekningsgraden av mineraljord til 56 %, og lavhøyden 30 mm.

Lavhøyden er definert som høyden av den levende delen av laven, mens lavdybden er definert som avstanden fra mineraljorden til toppen av lavmatta. Lavdybden omfatter dermed både den levende og døde delen av lavmatta samt eventuelle hulrom under. Lavhøyden beregnes ved å måle avstanden fra mineraljorden til toppen av lavmatta, for deretter å trekke fra høyden på den døde delen av laven (0-3 cm). Høyden på den døde delen beregnes ved å løfte opp og måle laven rett utenfor ramma (eks. **Figur 5.1.9**). Død lav er først og fremst til stede der lavmatta er relativt tykk.

I løpet av perioden med lavbeitetaksering (2016-2021) er det gjort visse tilpasninger av registreringsrutinene. Ved oppstart på Hardangervidda i 2016 ble lavhøyden i delområde 1-6 målt som et gjennomsnitt av høyden i 4-10 celler i måleramma, og ingen data ble registrert for lavdybden. Denne praksisen ble så endret i område 7 i 2016 da vi registrerte både lavhøyden og lavdybden innenfor fire celler i ramma. Vi valgte da cellene som lå umiddelbart nordvest, nordøst, sørøst og sørvest for den sentrale cella i ramma. I celler uten lav noterte vi verdien 0.

Fra og med 2017 (i Nordfjella) fortsatte vi praksisen med å registrere dybde og høyde på laven i fire celler innenfor ramma, men på grunn av en misforståelse ble dette gjennomført i de ytterste cellene i diagonalene (dvs. cellen lengst nordvest, nordøst, sørøst og sørvest i rammen).

Sannsynligvis har dette ingen praktisk betydning for resultatene da dybden og høyden synes å variere lite innenfor prøveflate, og fordi vi hovedsakelig benytter gjennomsnittet av målingene i analysene.



**Figur 5.1.9.** Lavhøyden ble målt som høyden på den levende delen av lavmatta og lavdybden som dybden fra toppen av lavmatta til mineraljorda. Her vises reinlav på den østlige delen av Hardangervidda hvor beitetrykket er lavt. Den døde delen av laven omfatter normalt de nederste 2-3 cm av lavmatta, men kan utgjøre mer.

I Nordfjella beregnet vi gjennomsnittverdien som gjennomsnittet på tvers av alle de fire cellene, uavhengig av om de hadde lavdekning. På det viset tar vi høyde for at laven kan vokse seg inn i celler som tidligere ikke var dekt av lav (eller motsatt). På Hardangervidda valgte vi derimot å beregne lavhøyde og -dybde kun fra celler med lavdekning. Dette er fordi lavhøyden i delområde 1-6 i 2016 ble målt som et gjennomsnitt av 4-10 celler med lavdekning. Ved neste gjentak bør metoden fra Nordfjella også benyttes på Hardangervidda. I Nordfjella var den gjennomsnittlige lavhøyden og lavdybden noe høyere dersom kun celler med lavdekning ble inkludert i gjennomsnittet. Dette valget hadde imidlertid minimal betydning for variasjonen i lavhøyde og lavdybde mellom delområder og år.

#### 5.1.4 Målefeil og replikerbarhet

Som ved alle typer datainnsamling, vil noe av variasjonen i observasjonene skyldes målefeil. Dette kan være tilfeldige feil som følge av unøyaktige målinger, eller mer systematiske feil som skyldes ulike målemetoder eller svikt i måleprosedyrene. Tilfeldige feil kan være vanskelig å 'luke bort' eller kontrollere for – med mindre feilen er veldig stor – men har vanligvis liten effekt på det kvalitative resultatet. Tilfeldige feil vil først og fremst bidra til 'støy' i materialet, som gjør det vanskeligere å statistisk sannsynliggjøre forskjeller eller likheter mellom observerte verdier.

Systematiske feil kan skape større problemer fordi feilen er retningsbestemt. For eksempel kan det være at upresise måleinstrument fører til at en egenskap blir målt som større, lengre eller tynge enn hva den faktisk er (eller motsatt). Dette vil nødvendigvis føre til feilaktige konklusjoner.

Under lavtakseringene er det spesielt to forhold som kan ha bidratt til feil og skjevheter. Det første er feil som skyldes forskjeller i måten ulike personer måler lavens høyde, dybde og

dekning (lav replikerbarhet). Det er derfor viktig at prosedyrene er godt kjent for alle involverte og at fortrinnsvis samme person gjennomføre alle målingene. I det minste bør man være veldig bevisst på at alle involverte 'kalibreres' i forhold til hverandre slik at denne typen feil blir minst mulig. Under lavtakseringen har det vært benyttet flere feltarbeidere som har jobbet to og to i lag, med gjensidig kalibrering av hverandre, men unntaksvis har dette ikke vært mulig. For eksempel var det på Hardangervidda i 2016 og 2021 to vidt forskjellige lag som gjennomførte takseringen. Både på Hardangervidda og i Nordfjella kan denne typen feil ha bidratt til noe av den variasjonen vi ser i lavparametere mellom delområder og over tid (se **kap. 5.3**).

Den andre typen systematisk feil i materialet skyldes en sammenblanding av lavens høyde og dybde under registrering i felt. Lavhøyde og lavdybde er klart definert (se **kap. 5.1.3**), men under taksering ble lavhøyden i noen tilfeller registrert i kolonnen for lavdybde og motsatt. Når dette ble oppdaget i felt, ble det anmerket på skjema, og etterskuddsvis rette opp. Det er imidlertid usikkert om alle forbyttede verdier ble oppdaget i tide og dermed korrigert.

For å begrense betydningen av denne feilen gjorde vi som følger: På feltdager der forbytingen ble oppdaget og anmerket, sjekket vi det gjennomsnittlige forholdet mellom lavhøyde og lavdybde innenfor prøvelokalitet. I alle tilfeller var den gjennomsnittlige lavdybden større enn den gjennomsnittlige lavhøyden. Dette er også hva vi forventet tatt i betraktning at lavhøyden er høyden av den levende delen av laven, mens lavdybden er høyden fra mineraljorden til toppen av laven (se **kap. 5.2**). Vi antok dermed at samme feil var gjort i andre prøvelokaliteter (og dager) dersom den gjennomsnittlige lavhøyden var større enn lavdybden, og korrigerte for dette i analysene. Vi gjennomførte også analyser basert på opprinnelig anførte verdier og sjekket hvorvidt dette rokket ved konklusjonene (se **kap. 5.3**).

### 5.1.5 Analyser og forventninger

I analysene beregnet vi først gjennomsnittlig dekningsgrad, lavhøyde og lavdybde innenfor lokalitet (dvs. på tvers av prøveflater) og benyttet disse verdiene når vi analyserte for variasjon innen og mellom delområder og studieområder (Hardangervidda, Nordfjella sone 1 og 2) og over tid. Variasjonen ble analysert ved bruk av generelle lineæriserte modeller med normal (lavhøyde, lavdybde) og bionomisk (dekningsgrad) linkfunksjon. Lavhøyden og lavdybden var relativt normalfordelt og av den grunn gjorde vi ingen transformasjoner av råverdiene.

I modellene undersøkte vi variasjonen i gjennomsnittlig lavdekning, lavhøyde og lavdybde i hver lokalitet i forhold til delområde, år og beiteskjerming (1, 0). Beiteskjerming antyder om prøveflata var dekt med en kurv (1) eller ikke (0). I tillegg til hovedeffektene testet vi betydningen av 2-veisinteraksjonen mellom delområde og år, delområde og kurv og kurv og år, og valgte modellen med lavest AIC-skåre (Burnham & Anderson 2002) til å representere det beste forholdet. Vi lagde separate modeller for de ulike studieområdene (Hardangervidda, Nordfjella sone 1, Nordfjella sone 2).

I alle studieområdene forventet vi betydelig variasjon i lavdekning, lavhøyde og lavdybde mellom delområder som følge av ulike vekstforhold og beitetrykk. I tillegg forventet vi en økning i alle tre lavparametere fra 2017 til 2019 i Nordfjella sone 1 som følge av at villrein ble fjernet fra fjellområdet vinteren 2017/2018. Vi forventet ingen tilsvarende utvikling i Nordfjella sone 2 og på Hardangervidda, der det har vært rein til stede i hele studieperioden. Et unntak gjelder for prøveflater med kurv ettersom disse flatene har vært skjermet for beiting i perioden mellom takseringsår. Følgelig forventer vi en større økning i verdiene på skjermede i forhold til uskjermede flater i disse studieområdene (dvs. en positiv kurv\*år-interaksjon). Ingen tilsvarende interaksjon var forventet i Nordfjella sone 1 der villrein stort sett var borte fra hele fjellområdet vinterstid i 2018 og 2019 (dvs. samme beitetrykk på flater med og uten kurv).

## 5.2 Resultat

### 5.2.1 Lavarter

På de aller fleste prøveflatene som ble undersøkt på Hardangervidda og i Nordfjella var det mer enn en lavart. Den mest vanlige var gulskinn. I tillegg var det mye reinlav (hvit og grå), rabbeskjegg, kvitkrull, gulskjerpe, islandslav, og noe jervskjegg, saltlav og tagglav. Pigglav, syllav og begerlav ble også observert, men var mindre vanlig.

### 5.2.2 Hardangervidda, 2016-2021

Modellene som best forklarte variasjonen i lavdekning, lavhøyde og lavdybde på Hardangervidda er vist i **Tabell 5.2.1**. For alle lavparametere var det betydelig variasjon mellom delområder – som forventet – og høyere lavdekning i delområder med større lavhøyde ( $r_{sp} = 0,86$  i 2016,  $r_{sp} = 0,57$  i 2021) og lavdybde ( $r_{sp} = 0,89$  i 2021). Den største forskjellen var mellom delområde 7 og delområde 4 (**Figur 5.2.1 – Figur 5.2.3**), som representerer henholdsvis sentrale og perifere deler av vidda (**Figur 5.1.1**). Delområde 4 befinner seg i tillegg øst for Fylkesvei 2814 over Imingfjell, et område som kun unntaksvis benyttes av rein på vinteren. En sannsynlig forklaring på den høye lavdekningen og tykke lavmatta i dette delområdet er høy menneskelig forstyrrelser med påfølgende lite rein og redusert beitetrykk. Det motsatte er tilfelle i delområde 7 som befinner seg på sentrale Hardangervidda, i et område med relativt lav menneskelig forstyrrelser.

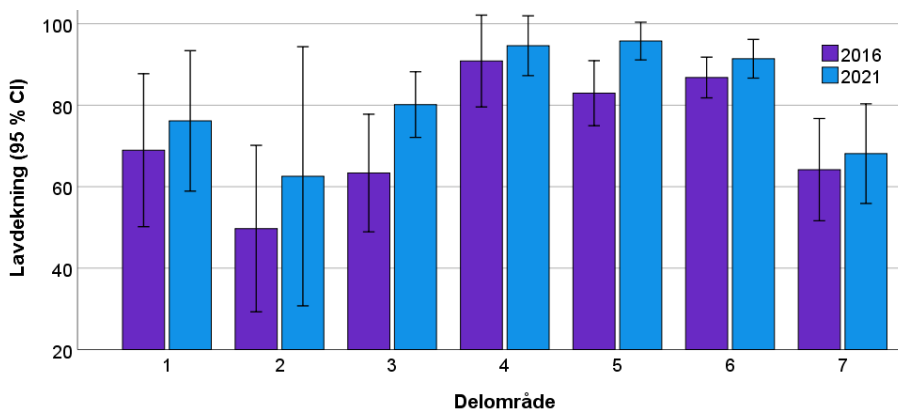
I tillegg til variasjonen mellom delområder var det for lavdekningsgraden en effekt av år og kurv og alle 2-veisinteraksjonene (**Tabell 5.2.1**). Jevnt over var lavdekningen høyere i 2021 enn i 2016 (**Figur 5.2.1**) og høyere på prøveflater med kurv enn på prøveflater uten kurv (**Figur 5.2.4**). Det siste var tilfelle både i 2016 og 2021 og skyldes sannsynligvis at den sentrale prøveflaten tilfeldigvis ble lagt på den mest lavdekte delen av rabben. Det var imidlertid ingen signifikant større økning i lavdekningsprosenten fra 2016 til 2021 på skjermede flater (med kurv) i forhold til uskermede flater (**Tabell 5.2.1, Figur 5.2.4**).

**Tabell 5.2.1.** Modellene som best forklarte variasjonen i lavdekning, lavhøyde og lavdybde på Hardangervidda. Den fulle modellen for lavdekning og lavhøyde inkluderte forklaringsvariablene delområde, år, kurv, delområde\*år, delområde\*kurv og år\*kurv. For lavdybden i 2021 inkluderte den fulle modellen delområde, kurv og delområde\*kurv, mens den fulle modellen for lavdybden i delområde 7 inkluderte år, kurv og år\*kurv.

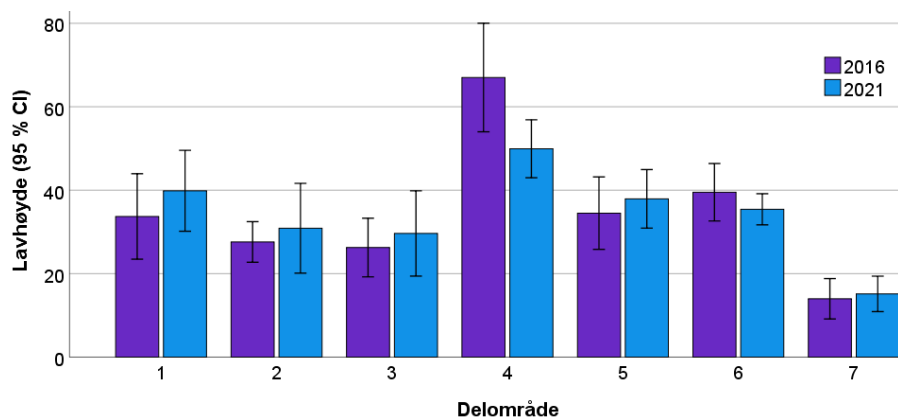
| Avhengig variabel    | Forklaringsvariabler                                  |
|----------------------|---|
| Lavdekningsgrad      | Delområde + år + kurv + delområde*år + delområde*kurv |
| Lavhøyde             | Delområde + år + delområde*år                         |
| Lavdybde 2021        | Delområde   |
| Lavdybde delområde 7 | År  |

For lavhøyden inkluderte den beste modellen en effekt av delområder, år og interaksjonsleddet delområde\*år (**Tabell 5.2.1**). År var imidlertid kun inkludert i modellen på grunn av interaksjonsleddet og avspeilet ingen generell endring. Det betyr at det var noen mindre endringer i lavhøyde fra 2016 til 2021 innenfor delområder, men ingen systematisk endring på Hardangervidda som helhet (**Figur 5.2.1**). Motsatt av hva vi forventet, var det heller ingen systematisk økning i lavhøyden på flater med beiteskjerming fra 2016 til 2021 (**Figur 5.2.4**).

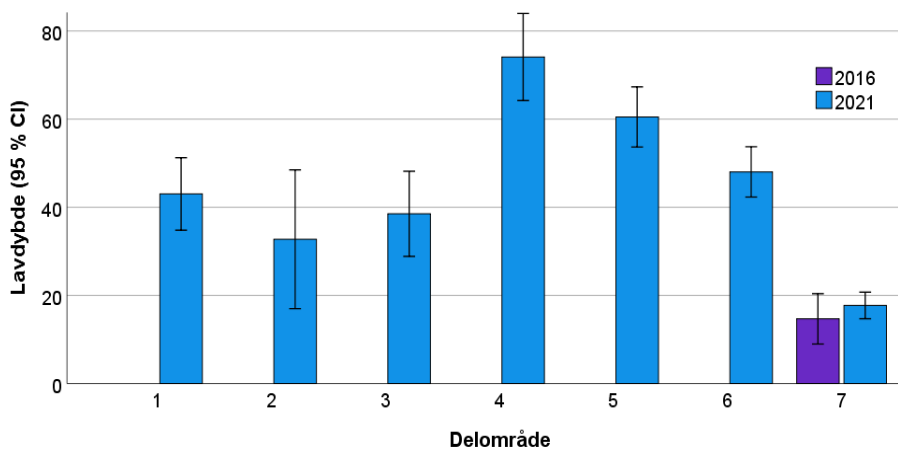
Lavdybden ble i 2016 kun undersøkt i delområde 7. Her fant vi en økning i lavdybden fram til 2021, men ellers ingen effekt av beiteskjerming. Med andre ord fant vi ingen støtte for at lavdybden øker mer på flater som skjermes for beiting enn på flater uten kurv.



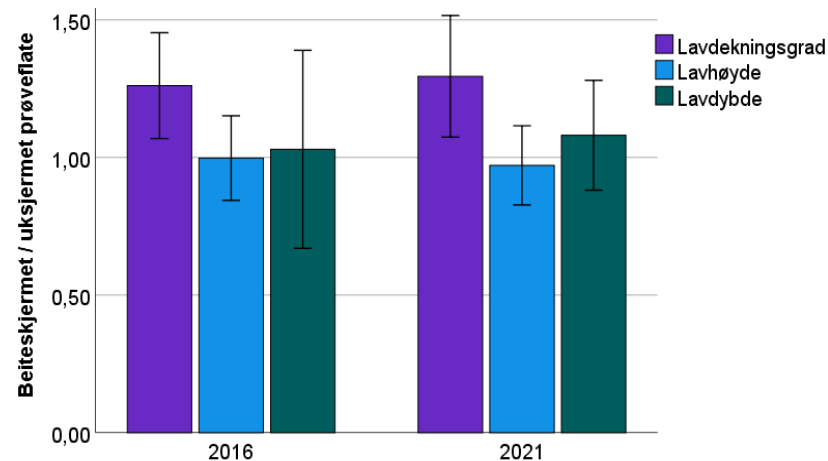
**Figur 5.2.1.** Gjennomsnittlig lavdekning (%) på tvers av lokaliteter i 7 delområder på Hardangervidda i 2016 og 2021. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).



**Figur 5.2.2.** Gjennomsnittlig lavhøyde (mm) på tvers av lokaliteter i 7 delområder på Hardangervidda i 2016 og 2021. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).



**Figur 5.2.3.** Gjennomsnittlig lavdybde (mm) på tvers av lokaliteter i 7 delområder på Hardangervidda i 2016 og 2021. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv). Lavdybde ble kun målt i delområde 7 i 2016.



**Figur 5.2.4.** Lavdekning, lavhøyde og lavdybde på beiteskjermet flate i forhold til gjennomsnittlig verdi på uskjermede flater innen prøvelokalitet. Søylen viser gjennomsnittlig forholdstall på tvers av prøvelokaliteter (95 % CI) på Hardangervidda i 2016 og 2021.

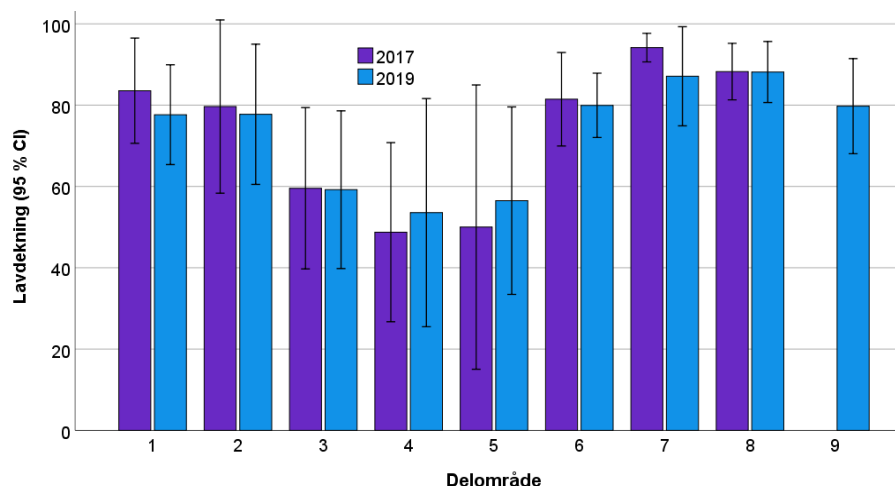
### 5.2.3 Nordfjella sone 1, 2017-2019

Modellene som best forklarte variasjonen i lavdekning, lavhøyde og lavdybde i Nordfjella, sone 1 er vist i **Tabell 5.2.2**. Som på Hardangervidda var det betydelig variasjon mellom delområder og alle lavparametrene var positivt korrelert ( $r_{sp} > 0,90$  i 2017,  $r_{sp} > 0,86$  i 2019). Verdiene var lavest i delområde 3, 4 og 5 og høyest i delområde 7 og 8 (**Figur 5.2.5 – Figur 5.2.7**). Dette er henholdsvis i sentrale og østlige deler av Nordfjella (**Figur 5.1.4**). Delområde 3, 4 og 5 har vært mye brukt av rein de siste 20 årene, mens delområde 7 og 8 ligger i et utfartsområde med mye ferdsel.

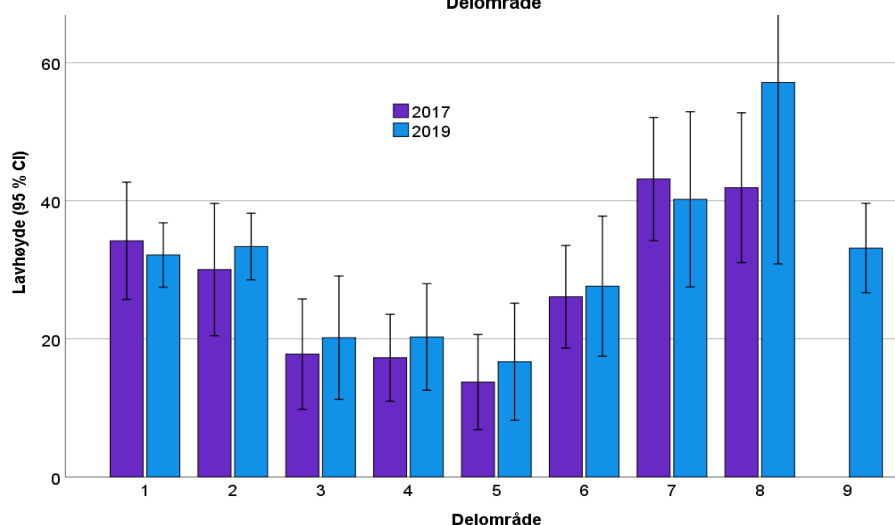
For lavdekningsgraden var det også en effekt av år og kurv, og interaksjonene delområde\*år og delområde\*kurv (**Tabell 5.2.2**). I gjennomsnitt var det en (ikke-signifikant) svakt høyere lavdekning i 2019 enn i 2017 (**Figur 5.2.5**) og en høyere dekning på prøveflater med kurv enn på prøveflater uten kurv (**Figur 5.2.8**). Det var også en økning i lavdekningsprosenten fra 2017 til 2019 på skjermede flater (med kurv) i forhold til på uskjermede flater (**Figur 5.2.8**).

**Tabell 5.2.2.** Modellene som best forklarte variasjonen i lavdekning, lavhøyde og lavdybde i Nordfjella sone 1. Den fulle modellen for lavdekning, lavhøyde og lavdybde inkluderte forklaringsvariablene delområde, år, kurv, delområde\*år, delområde\*kurv og år\*kurv. Data fra delområde 1-8.

| Avhengig variabel | Forklaringsvariabler                                  |
|-------------------|---|
| Lavdekningsgrad   | Delområde + år + kurv + delområde*år + delområde*kurv |
| Lavhøyde          | Delområde   |
| Lavdybde          | Delområde   |

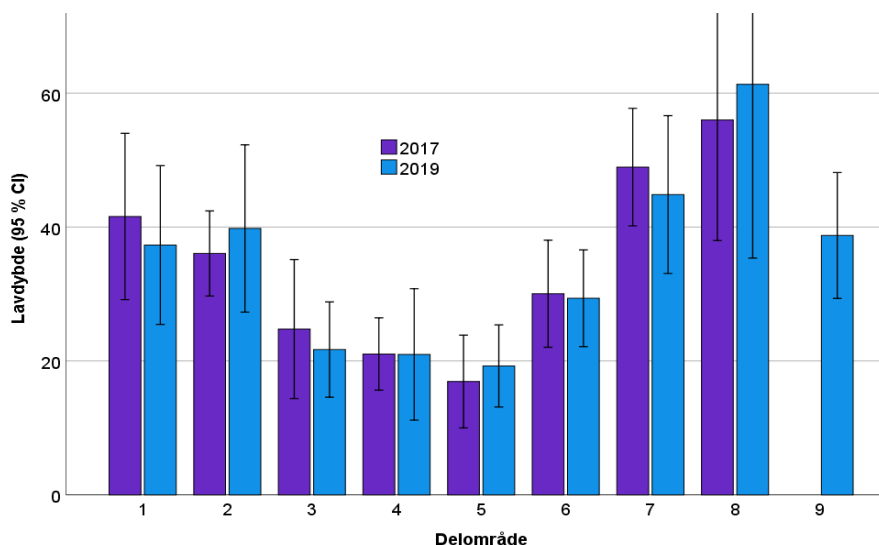


**Figur 5.2.5.** Gjennomsnittlig lavdekningsgrad (%) på tvers av lokaliteter i 9 delområder i Nordfjella sone 1 i 2017 og 2019. Ingen data innsamlet fra delområde 9 i 2017. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).

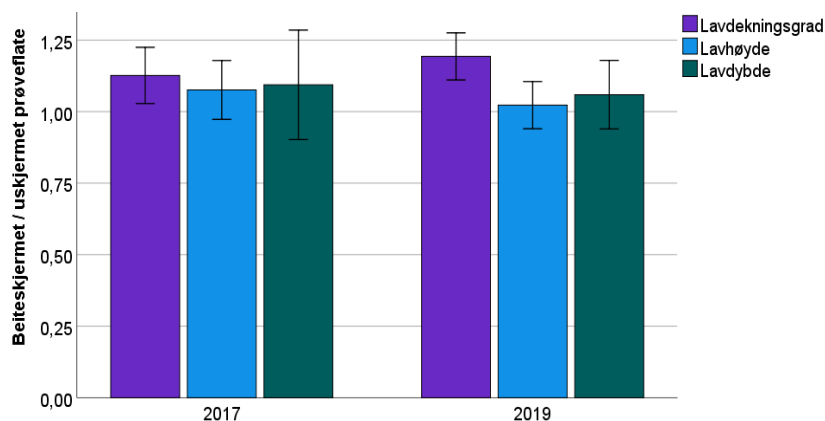


**Figur 5.2.6.** Gjennomsnittlig lavhøyde (mm) på tvers av lokaliteter i 9 delområder i Nordfjella sone 1 i 2017 og 2019. Ingen data innsamlet fra delområde 9 i 2017. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).

For lavhøyden og lavdybden inkluderte den beste modellen kun delområde (Tabell 5.2.2). I gjennomsnitt var det en økning i lavhøyden fra 2017 til 2019 (Figur 5.2.6), men denne var ikke signifikant. Det var heller ingen relativ økning i lavhøyden og lavdybden på flater med beiteskjerming fra 2017 til 2019 (Figur 5.2.8).



**Figur 5.2.7.** Gjennomsnittlig lavybde (mm) på tvers av lokaliteter i 9 delområder i Nordfjella sone 1 i 2017 og 2019. Ingen data innsamlet fra delområde 9 i 2017. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).



**Figur 5.2.8.** Lavdekning, lavhøyde og lavybde på beiteskjermet flate i forhold til gjennomsnittlig verdi på uskjermede flater innen prøvelokalitet. Søylen viser gjennomsnittlig forholdstall på tvers av prøvelokaliteter (95 % CI) i Nordfjella sone 1 i 2017 og 2019. Data fra delområde 9 er utelatt.

## 5.2.4 Nordfjella sone 2, 2018-2020

Modellene som best forklarte variasjonen i lavdekning, lavhøyde og lavybde i Nordfjella sone 2 er vist i Tabell 5.2.3. Som i sone 1 var det betydelig variasjon mellom delområder, men mindre samvariasjon mellom lavparametere. Lavybden og lavhøyden var nært korrelert ( $r_{sp} = 0,99$  i 2018,  $r_{sp} = 0,95$  i 2020), men lavdekningen var mindre korrelert med høyde ( $r_{sp} = -0,05$  i 2018,  $r_{sp} = 0,90$  i 2020) og dybde ( $r_{sp} = -0,05$  i 2018,  $r_{sp} = 0,89$  i 2020), særlig i 2018. Mest påfallende var den relativt høye dekningsgraden i delområde 1-4 der lavhøyden og -dybden i 2018 var generelt lav (Figur 5.2.9 – Figur 5.2.11). Disse delområdene ligger i de vestlige delene av Nordfjella (Figur 5.1.4), i et område som har vært mye brukt av rein de siste 20 årene.

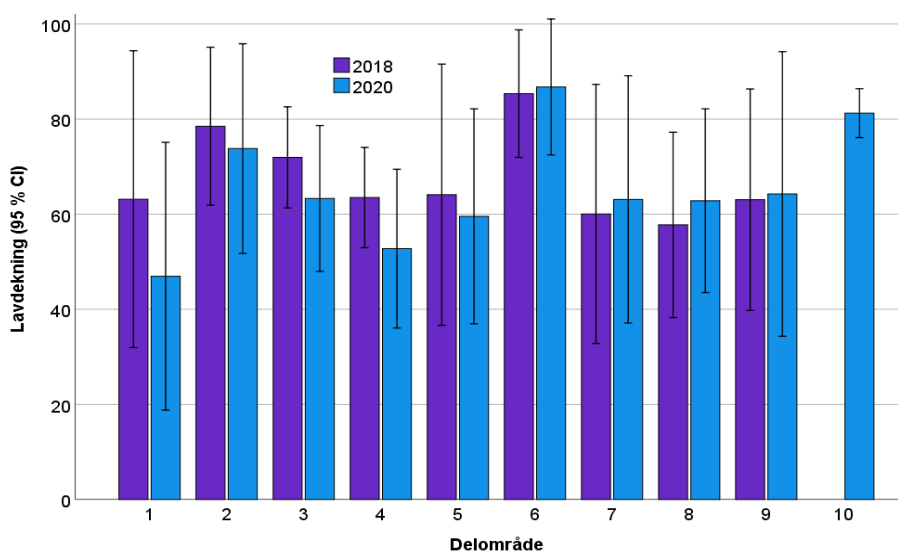
For lavdekningsgraden var det også en effekt av år og kurv og 2-veisinteraksjonene delområde\*år og delområde\*kurv (Tabell 5.2.3). I gjennomsnitt var det ingen vesentlig endring i lavdekning mellom 2018 og 2020, men det var signifikante endringer mellom år i enkelte delområder (interaksjon delområde\*år, Figur 5.2.9). Det samme var tilfelle for effekten av beiteskjerming (delområde\*kurv, Figur 5.2.9). Det var heller ingen generell endring i lavdekningsprosenten fra 2018 til 2020 på skjermmede (med kurv) i forhold til uskjermede flater (Figur 5.2.12).



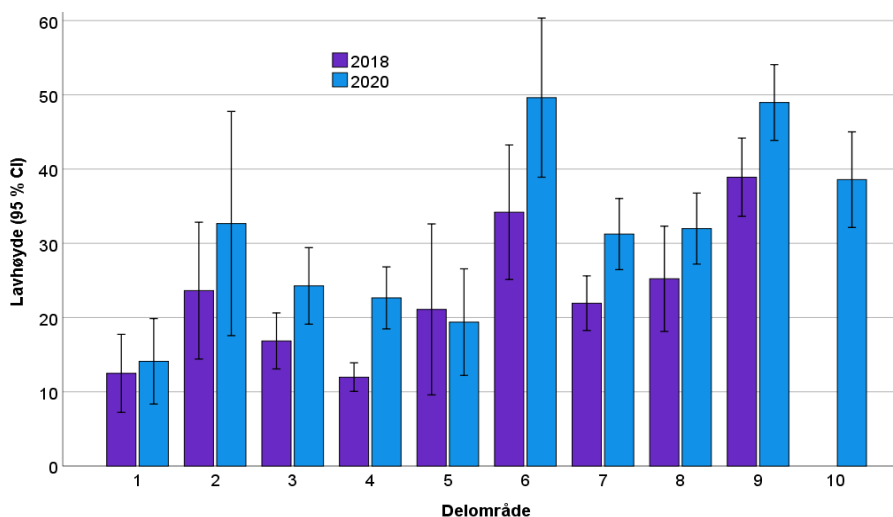
**Tabell 5.2.3.** Modellene som best forklarte variasjonen i lavdekning, lavhøyde og lavdybde i Nordfjella sone 2. Den fulle modellen for lavdekning, lavhøyde og lavdybde inkluderte forklaringsvariablene delområde, år, kurv, delområde\*år, delområde\*kurv og år\*kurv. Data fra delområde 1-9.

| Avhengig variabel | Forklaringsvariabler                                  |
|-------------------|---|
| Lavdekningsgrad   | Delområde + år + kurv + delområde*år + delområde*kurv |
| Lavhøyde          | Delområde + år + kurv + delområde*år + delområde*kurv |
| Lavdybde          | Delområde + år  |

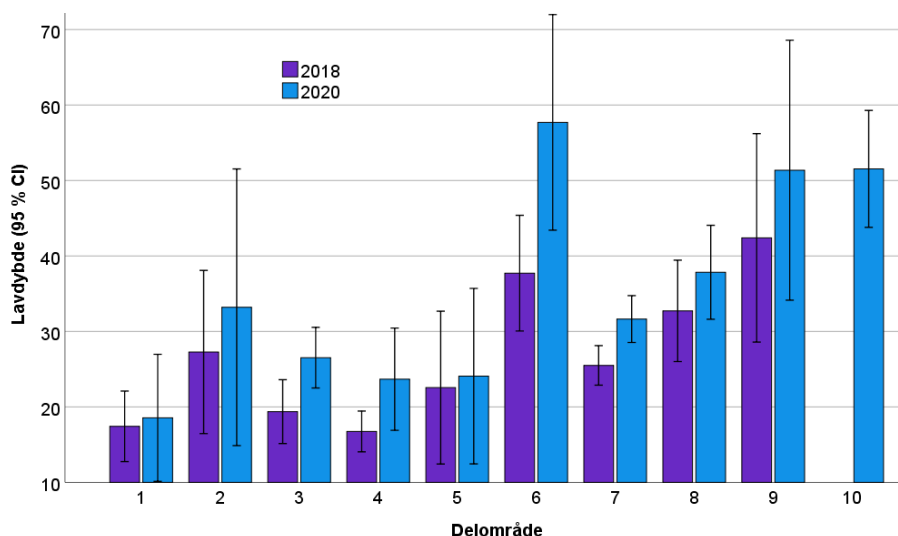
For lavhøyde og lavdybde var både delområde og år inkludert som viktige forklaringsvariabler (Tabell 5.2.3). Begge parameterne viste en generell økning fra 2018 til 2020, med noe variasjon mellom delområder (Figur 5.2.10 – Figur 5.2.11). I gjennomsnitt økte begge parameterne med drøye 30 % fra 2018 til 2020, hvilket er mye på så kort tid. Det var ingen generell økning i lavhøyden og lavdybden på flater med beiteskjerming i forhold til flater uten skjerming (Figur 5.2.12). Lavhøyden utviklet seg likevel noe forskjellig utenfor og innenfor kurv i ulike delområder (interaksjon delområde\*kurv, Tabell 5.2.3).



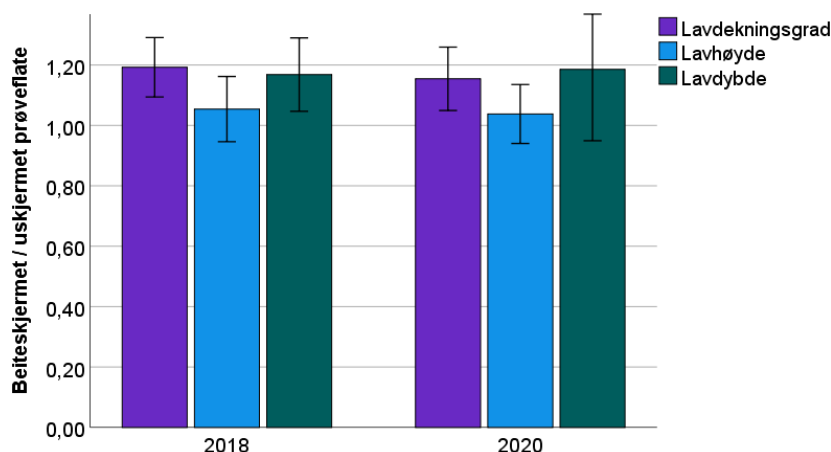
**Figur 5.2.9.** Gjennomsnittlig lavdekningsgrad (%) på tvers av lokaliteter i 10 delområder i Nordfjella sone 2 i 2018 og 2020. Ingen data innsamlet fra delområde 10 i 2018. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).



**Figur 5.2.10.** Gjennomsnittlig lavhøyde (mm) på tvers av lokaliteter i 10 delområder i Nordfjella sone 2 i 2018 og 2020. Ingen data innsamlet fra delområde 10 i 2018. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).



**Figur 5.2.11.** Gjennomsnittlig lavdybde (mm) på tvers av lokaliteter i 10 delområder i Nordfjella sone 2 i 2018 og 2020. Ingen data innsamlet fra delområde 10 i 2018. Kun data fra prøveflater uten beiteskjerming (ingen kurv).



**Figur 5.2.12.** Lavdekning, lavhøyde og lavdybde på beiteskjernet i forhold til gjennomsnittlig verdi på uskjernede flater innen prøvelokalitet. Søylene viser gjennomsnittlig forholdstall på tvers av prøvelokaliteter (95 % CI) i Nordfjella sone 2 i 2018 og 2020. Data fra delområde 10 er utelatt.

## 5.2.5 Gjenfunn av prøveflater og tap av beiteskjermingskurver

Alle prøveflatene er geolokalisert og merket med spiker i hjørnene for at de enkelt skal kunne gjenfinnes når ny takst skal gjennomføres. Likevel skjer det at enkelte flater ikke lar seg lokalisere nøyaktig og en ny flate blir opprette som erstatning (rekonstrueres). Flaten blir da forsøkt lagt på samme sted der tidligere prøveflate var ment å være slik at vegetasjonsforholdene er mest mulig lik de opprinnelige forholdene. Tidvis opplever vi også at beiteskjermingskurven er forsvunnet fra flaten i løpet av mellomperiode, men uten at vi kan si med sikkerhet hvor lenge den har vært borte. Jo lenger kurven har vært til stede over prøveflaten, desto mindre sannsynlighet er det for at laven på denne flaten har blitt beitet på av reinsdyr. Dersom mange flater må rekonstrueres eller kurven har forsvunnet, kan dette påvirke evnen til å oppdage endringer i lavbeiteressursen over tid.

Av alle prøveflater som ble innmålt ved etablering av prøveflatenettverket, måtte vi ved gjentakst rekonstruere 1 (0,5 %) prøveflate på Hardangervidda, og 26 (5 %) i Nordfjella. I tillegg var 4 kurver borte eller forskjøvet på Hardangervidda, mens ingen kurver var borte i Nordfjella sone 1 og 2. I analysene over tok vi ikke hensyn til disse endringen og antok dermed at rekonstruerte prøveflater var representative for de tapte, opprinnelige prøveflatene og at kurvene var

forsvunnet fra prøveflatene rett før flaten ble besøkt på nytt. Med andre ord forventet vi at beiteskjermet flate ikke var beitet av reinsdyr i mellomperioden.

For å undersøke om disse antagelsene har stor betydning for resultatet, gjentok vi analysene over etter å ha fjernet alle rekonstruerte flater og den flaten den skulle erstatte, samt alle flater med beiteskjermingskurv som hadde forsvunnet. Dette hadde minimal betydning for resultatet.

### 5.3 Diskusjon

Erfaringene etter fem år med lavbeitetaksering på Hardangervidda og i Nordfjella sone 1 og sone 2, er at lavdekning, lavhøyde og lavdybde varierer mye mellom delområder, og at parameterverdiene har endret seg lite over tid. Et unntak er lavhøyden og lavdybden i Nordfjella sone 2, som tilsynelatende økte mye fra 2018 til 2020. I Nordfjella sone 1 ser vi ingen tilsvarende økning til tross for at vinterbeiting av lav var vesentlig redusert 2017/2018 på grunn av reduksjonen av villreinbestanden, og deretter helt fraværende i 2018/2019.

Dekningsgraden og tilveksten av lav varierer som følge av mange faktorer. Jordsmonn (substrat) og klimatiske forhold er avgjørende for hvor laven kan vokse og hvor godt den vokser i konkurransen med annen vegetasjon. Tilsvarende vil beiting fra ulike organismer påvirke hvor mye lav som kan akkumuleres over tid. Dersom vekst- og konkurranseforhold er gunstige og beitetrykket lavt, kan de aktuelle rabbelavartene vokse seg høye (80-100 mm) og dekke en stor andel av arealet. Motsatt kan intensiv beiting fjerne mer enn den årlige tilveksten av lav med den følge at lavmatta over tid blir tynn og fragmentert.

I Nordfjella og på Hardangervidda er det først og fremst villrein som beiter på de aktuelle lavartene og følgelig forventer vi at tilstanden til lavbeiteressursene vil påvirkes av antallet reinsdyr som beiter i de ulike områdene. I alle studieområdene var det stor variasjon i dekningsgrad og lavhøyde mellom delområder og mye av denne variasjonen har vært antatt å skyldes reinens arealbruk. For eksempel er det kjent at villrein er var for menneskelig aktivitet og derfor i mindre grad utnytter beiteressursene nærme vegger, hytter og annen infrastruktur (Nellemann et al. 2000, 2001, 2003, Panzacchi et al. 2013, Panzacchi et al. 2016). I samsvar med dette finner vi i alle studieområdene at lavbeiteressursene er i bedre forfatning i de østlige delene der graden av menneskelig forstyrrelser er høyest.

Det er også av interesse å avklare hvorvidt lavbeiteressursene endrer seg over tid som følge av varierende bestandstetthet og beitetrykk. Fra tidligere studier er det kjent at høy bestandstetthet av rein kan føre til høyt beitetrykk og nedslitte lavmatter, med negative konsekvenser for reinens ernæringsmessige tilstand og sannsynlighet for å overleve og reprodusere (Skogland 1990, Loisen & Strand 2005). Av samme grunn kan vi forvente at lavmatta over tid vil restitueres dersom et tidligere høyt beitetrykk reduseres som følge av bestandsreduksjon. Sammenlignet med tilstanden på 1980- og 1990-tallet har det vært relativt moderate bestandstettheter på Hardangervidda og i Nordfjella de siste 20 årene, og de siste 5-10 årene er bestandene ytterligere redusert. Dette toppet seg når villreinbestanden i Nordfjella sone 1 ble fjernet i 2017/2018 og siden har fjellområdet vært tomt for rein. Inntil villrein igjen blir introdusert i sone 1 har vi derfor en gylden mulighet til å studere utviklingen i lavressursen i fravær av villreinbeiting.

Basert på erfaringene fra to år med beitetaksering i Nordfjella sone 1 (2017 til 2019) ser vi imidlertid ingen betydelige effekter på lavbeiteressursene. Lavdekningen har i beste fall økt svakt, men vi ser ingen tilsvarende økning i lavhøyden og -dybden. Dette kan selvfølgelig skyldes den korte tiden som har gått siden nedskytingen, men samtidig har det vært en dramatisk endring i beitetrykket. Sommeren 2017 da prøveflatene ble etablert, var det omkring 2500 rein (inkludert kalv) i sone 1, og åtte måneder senere var det tomt for rein. Det er derfor grunn til å tro at mye av laven fikk stå ubeitet vinteren 2018, og har vært uberørt av beiting siden.

Paradoksalt nok ser vi en større økning i lavbeiteressursene i Nordfjella sone 2. Her er villreinbestanden riktig nok redusert mye de siste 10-20 årene (minimum 1600 dyr i 2004, 320 i 2021),

men endret seg lite i perioden 2018-2020 (omkring 450 rein i hele perioden). Samtidig registrerte vil mer enn 30 % økning i lavhøyden (og dybden) fra 2018 til 2020. Dette er en betydelig økning over så kort tid og er overraskende i lys av de minimale endringene vi ser i sone 1.

I tillegg til en effekt av bestandsreduksjon og generell nedgang i beitetrykket, kan disse forskjellene muligens skyldes en midlertidig arealbruksendring av reinen i sone 2. Ved etablering av prøveflaten har vi tatt hensyn til den geografiske fordelingen av lavressursene, atkomstmuligheter og reinens antatte bruk av området, men vi har ikke hatt som ambisjon å skape et arealrepresentativt estimat på lavbeiteressursene i fjellområdet. Dersom reinen som følge av menneskelig forstyrrelser eller klimatiske forhold (snødybde, ising) har oppholdt seg mindre enn vanlig i takseringsområdet, kan det derfor være at den observerte trenden mer skyldes skjevheter i den geografiske fordelingen av flater enn generelle endringer i lavbeiteressursen i hele fjellområdet. Slike skjevheter og atferdsendringer vil nødvendigvis ikke skape tilsvarende utslag i sone 1 ettersom reinen har vært borte fra dette fjellområdet i overvåkingsperioden (2017-2019).

Vi er ikke kjent med om det har vært store endringer i reinens arealbruk i sone 2 i overvåkingsperioden, men det kan ikke utelukkes. Samtidig bør det bemerkes at tilnærmet alle delområdene i sone 2 viste en positiv endring i lavhøyde og -dybde fra 2018 til 2020 (**Figur 5.4.10**, **Figur 5.4.11**). Et mulig unntak er delområde 5 som ligger sentralt i fjellområdet (**Figur 5.4.10**), og i et område som kanskje har vært benyttet mindre enn vanlig de siste årene. For å ta høyde for slike arealbruksendringer bør det vurderes å øke andelen prøveflater i de mer sentrale delene av Nordfjella (og Hardangervidda). Alternativet er å akseptere denne variasjonen og i stedet baserer forvaltningsbeslutninger på den observerte trenden fra påfølgende retaksringer over tid.

Etter fem år med lavbeitetaksering bør vi også stille oss spørsmålet om metodikken er god nok eller om målefeil har bidratt uforholdsmessig mye til de resultatene som framkommer. Som påpekt i innledningsvis (**kap. 5.1.4**) har det vært noen uheldige episoder med feilføringer, og tap av beiteskjermingskurver og prøveflater kan ha påvirket resultatet. Ved å analysere materialet med og uten justerte verdier og rekonstruerte prøveflater, har vi imidlertid ingen grunn til å tro at disse feilkildene er av stor betydning for resultatet. På den annen side kan det være svært tidkrevende å rette opp i feil og mangler, og mer vekt bør derfor legges på prosedyrer som kan styrke nøyaktigheten av observasjonene når de registreres.

Et element vi i liten grad har utforsket er hvor replikerbare målingene er mellom taksører. Under feltregistreringer er det vanlig å jobbe to personer i lag, og innad i laget er man vanligvis godt samstemt med hensyn til hvordan de ulike parameterne bør måles (dvs. dekning, høyde og dybde). Det samme vil sannsynligvis i mindre grad være tilfelle mellom personer som jobber uavhengig av hverandre, og gjerne med flere års mellomrom. Slike forskjeller kan i verste fall føre til betydelige systematiske feil og bør etter beste evne unngås ved at feltmannskapet gjennomgår en samordnet opplæring. Særlig bør det stresses hvordan de ulike lavparameterne skal måles og registreres på feltskjema og hvilke prosedyrer som skal følges dersom prøveflater ikke gjenfinnes eller beiteskjermingskurver har forsvunnet. Deler av dette kan gjennomføres ved å utvikle en mer detaljert feltprotokoll, og i tillegg kan det gjennomføres en felles feltdag for feltmannskapet hvert år, der alle feltprosedyrene gjennomgås og eventuelle feil og mangler ved tidligere takseringer påpekes. Dette kan vise seg å bli spesielt viktig når lavbeitetaksering nå skal gjennomføres i de fleste villreinområdene som en del av Miljøkvalitetsnorm for villrein (Kjørstad et al. 2018, Rolandsen et al. 2021).

Ved opprettelsen av prøveflatenettverket på Hardangervidda og i Nordfjella ble det tatt bilder av alle prøveflater og det samme ble gjennomført når prøveflatene ble retaksert. På sikt er tanken å kunne bruke disse bildene til å beregne lavdekningsgraden maskinelt og dermed unngå problemer med varierende replikerbarhet mellom taksører. I inneværende overvåkingsperiode ble ikke disse bildene benyttet i analysene, men denne muligheten kan med fordel utforskes nærmere. Samtidig bør det undersøkes i hvilken grad fargesignaturen i laven samvarierer med lavhøyde og lavdybde. Dersom korrelasjonen er sterk, kan det være at bilder av prøveflatene kan erstatte direkte målinger av lavdekning og -høyde. Dette vil kunne bli svært tidsbesparende

under feltregistreringer og vil i beste fall også føre til mer presise og forventningsrette parameterestimater.



*Reinsdyr på vinterbeite. Foto: Autokamera, NINA.*

## 6 Fallvilt av elg, hjort og rådyr i perioden 1971-2021

I Norge gjennomføres det overvåking av alle hjorteviltartene basert på flere ulike metoder og med data fra flere uavhengige kilder. Svært mye av grunnlagsmaterialet er imidlertid innsamlet av jegere, slik som jaktstatistikk og sett dyr-data, og ulike data fra felte dyr. Jegere er først og fremst i skogen og på fjellet for å jakte, og som en sekundær oppgave må de også registrere og samle inn overvåkingsdata. Dette vet vi kan introdusere feil og skjevheter i materialet, for eksempel som følge av at jegere er selektive i sine valg av jaktområder og av byttedyr. Selv om vi kjenner til disse feilkildene, er vi bare i begrenset grad i stand til å justere for dem i analysene.

For å bedre forstå hvor mye slike forhold påvirker resultatene, er det av verdi å sammenligne utviklingen i bestandsindekser og -parametere som bygger på data innsamlet med flere uavhengige metoder. Eksempelvis kan vi gjøre det ved å sammenligne bestandsindekser og -parametere basert på data innsamlet av jegere (fellingsdata, slaktevekter) og via helikoptertellinger (vintertellinger, kalvetellinger) og bakketellinger etter jakta (strukturellinger) i villreinområdene. I dette tilfellet er jegerne kun involvert i deler av datainnsamlingen. For elg, hjort og rådyr, derimot, er nesten alle data som benyttes i overvåkingssammenheng innsamlet av jegere. For disse artene ville det være en styrke for overvåkingen om dette ble supplert med andre, uavhengige data på bestandsutvikling og -kondisjon.

En til nå relativt lite utforsket kilde til alternative overvåkingsdata er de hjortedyra som registreres døde av andre årsaker enn jakt (irregulær avgang, eller fallvilt). Dette er data som kommunen delvis er ansvarlig for å registrere, og som innsamles gjennom hele året og ikke kun i jaktseasonen. De skjevhetene som følger av jegerens ulike valg, er derfor i liten grad til stede i fallviltmaterialet. På den annen side kan det eksistere andre skjevheter som følge av at dyr vanligvis ikke dør helt tilfeldig, at de døde dyrene først må oppdages, og at de deretter blir registrert. Mens det eksisterer systematiske metoder for innsamling av antall elg og hjort som observeres og felles for en gitt jaktinnsats, er det mer tilfeldig hvorvidt et fallvilt av hjortedyr blir funnet og registrert. Dette gjelder særlig for fallvilt av hjortedyr som dør av andre årsaker enn trafikk. En forutsetning for at dette materialet skal kunne si noe av betydning om bestandenes utvikling, er derfor at innsatsen som legges ned for å finne og registrere fallvilt ikke varierer for mye mellom år. I tillegg må dødsårsaken være såpass godt definert at den enkelt lar seg klassifisere.

I dette kapittelet har vi analysert det som foreligger av offentlig tilgjengelig fallviltdata for elg, hjort og rådyr i Norge siden 1971. Vi har bevisst utelatt villrein fra denne analysen da det jevnt over registreres få fallvilt for denne arten. Data som benyttes, baserer seg på fallvilt som er innrapportert fra fylker og kommuner til SSB ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)) og det som er innrapportert til Hjorteviltregisteret ([www.hjorteviltregisteret.no](http://www.hjorteviltregisteret.no)).

I analysen undersøkte vi først hvordan fallviltet fordeler seg etter art og årsak over tid, og i ulike deler av landet. I tillegg inkluderte vi kjønn og alder (kalv, voksen) når denne typen data er tilgjengelig. Deretter testet vi ulike forklaringer (hypoteser) på utviklingen i antallet fallvilt. Vi fokuserte spesielt på betydningen av bestandstetthet, ettersom vi har sterke forventninger om at antallet hjortevilt som dør vil øke i takt med bestandens størrelse. I tillegg forventet vi at ulike værforhold kan påvirke dødeligheten, og spesielt mengden snø vinterstid. Erfaringene fra tidligere analyser er at antallet hjortedyr som blir påkjørt og drept er høyere i år med mye snø og lang vinter (Solberg et al. 2009), og vi mistenker at tilsvarende forhold er viktig for antallet hjortedyr som dør av andre årsaker.

Vi var spesielt opptatt av utviklingen i antallet fallvilt registrert av SSB under kategorien andre årsaker. Mange fallvilt blir registrert som drept i trafikken (av bil eller tog) eller som felt i nødverge (dyr som felles fordi de utgjør en sikkerhetsrisiko) og som skadedyr. Fordi disse dødsfallene involverer mennesker, er det rimelig å anta at de fleste av disse individene blir rapportert til viltmyndighetene og registrert i fallviltstatistikken. Vi har mindre kunnskap om variasjonen i antallet hjortevilt som dør av andre årsaker (dvs. andre typer ulykker, sult, sykdom og parasitter) og som forblir uoppdaget eller urapportert.

Dette betyr at den samlede fallviltstatistikken kan gi oss et minimumsanslag på antallet hjortevilt som dør av andre årsaker enn jakt, men det er mindre klart om utviklingen i antall registrerte fallvilt også kan benyttes som en god indeks på antallet hjortevilt som dør av andre enn menneskerelaterte årsaker hvert år. For at det siste skal være tilfelle bør også andelen hjortedyr som blir funnet og rapportert døde av andre årsaker, være relativt stabil mellom år. Denne antagelsen har aldri vært gjenstand for nærmere undersøkelser og følgelig er det ikke uten videre gitt at fallviltstatistikken registrerer den samme andelen naturlig døde hjortevilt hvert år.

Avslutningsvis har vi også gjennomført en deskriptiv analyse av fallviltet som er registrert i Hjorteviltregisteret. I analysene har vi undersøkt fordelingen av data mellom arter, områder og år i perioden 2007-2021 og gjort en vurdering av andelen fallviltdata registrert ved å sammenligne antallet fallviltdata registrert i Hjorteviltregisteret med antallet fallvilt rapportert til SSB i samme periode. Vi analyserte også fordelingen av data mellom årsakskategorier og utfall og diskuterer mulige feil og unøyaktigheter som kan ha oppstått som følge av misforståelser ved innlasting av data. Her bør det påpekes at Hjorteviltregisteret har gjennomgått store endringer i løpet av de siste årene og fortsatt er i en revidering- og utviklingsprosess. Dette inkluderer også endringer i kommune- og fylkesstrukturen som følge av kommunereformen og regionreformen. Selv om de fleste data nå er koblet til nåværende kommuner og fylker, eksisterer det fortsatt (pr. 1.3. 2022) fallviltdata i Hjorteviltregisteret som er knyttet til tidligere kommuner og fylker.

## 6.1 Materiale og metode

### 6.1.1 SSB-data 1971-2020

I SSB foreligger det fallviltdata for de tre artene på nasjonalt nivå fra 1965 (og kanskje før) til 1975, og på fylkesnivå fra 1976 til 1985. Deretter er fallviltdata registrert på kommunenivå siden 1986. I analysene har vi kun inkludert data innsamlet i perioden 1971-2020.

Fallviltmaterialet omhandler individer som er felt, funnet døde eller avlivet etter en ulykke (med bil eller tog) i løpet av jaktåret, og materialet er fordelt på 5-6 ulike årsakskategorier. I perioden 1971-1985 ble fallviltet kategorisert som 1) felt som skadedyr, 2) felt ulovlig, 3) påkjørt av bil, 4) påkjørt av tog, og 5) omkommet av andre årsaker. I tillegg ble en ny kategori innført i 1986: 6) felt i nødverge.

Data registreres for jaktåret, som strekker seg fra 1. april til 31. mars. I analysene benytter vi det første kalenderåret i jaktåret til å angi årstallet. Med andre ord vil fallvilt i 2009 være fra jaktåret 2009/2010.

### 6.1.2 Data registrert i Hjorteviltregisteret

I 2003 ble det også gjort mulig å registrere fallviltdata i Hjorteviltregisteret. Dette er i utgangspunktet det samme fallviltet som rapporteres til SSB, men mer data om hendelsen kan registreres i Hjorteviltregisteret. For eksempel ble det fra 2007 mulig å kartfeste fallvilthendelser ved å "klikke" i et elektronisk tilgjengelig kart, og dato og tidspunkt for hendelsen kan registreres i større detalj. I tillegg er det mulig å registrere hendelser (eks. påkjørsler) som ikke resulterer i at dyret senere ble funnet og avlivet. I **Tabell 6.1.1** viser vi alle variablene som inngår i Hjorteviltregisteret.

### 6.1.3 Dataanalyser og presentasjon

De fleste av resultatene er rent deskriptive, i den forstand at de grafisk viser variasjonen i antallet registrerte fallvilt fordelt på tid, område, årsakskategori og diagnose. Utover dette har vi for det meste gjort enkle korrelasjonsanalyser for å vise assosiasjoner og mulige årsakssammenhenger

mellom variabler. Ett unntak er i **kap. 6.2.3**, der vi basert på mer avanserte statistiske modeller har analysert variasjonen i antall fallvilt på år og kommunenivå i forhold til en rekke mulige forklaringsvariabler. Til dette har vi benyttet vanlig lineære modeller med region som fiksert faktor.

**Tabell 6.1.1.** Parametere som inngår i Hjorteviltregisterets fallviltbase med beskrivelse av mulige parameterverdier.

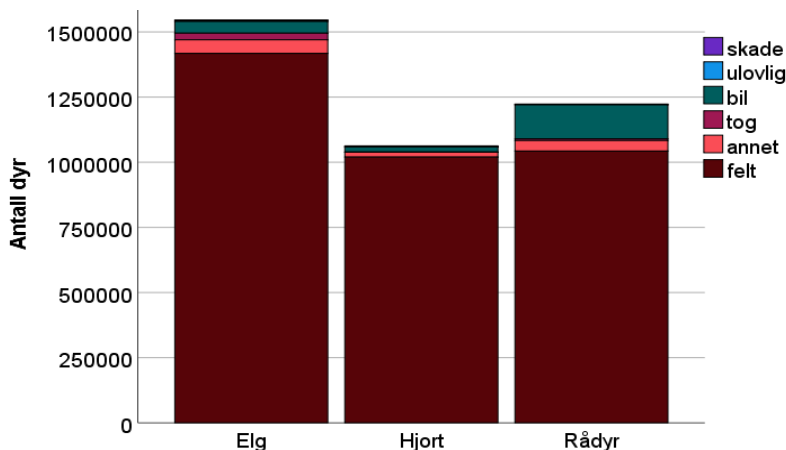
| Variabelnavn                     | Beskrivelse   |
|----------------------------------|---|
| <b>Art</b>                       | Elg; hjort; rådyr; villrein   |
| <b>Kjønn og alderskategori</b>   | Hann; hunn; ukjent; kalv; åring; voksen; ukjent   |
| <b>Tid og sted</b>               | Hendelsesdato, kommune, fylke, stedsnavn og koordinater   |
| <b>Årsak</b>                     | Påkjørt av motorkjøretøy; påkjørt av tog; felt av sikkerhets-hensyn; felt som skadedyr; felt ulovlig; sykdom og skade; andre årsaker  |
| <b>Utfall</b>                    | Dødt på stedet; avlivet på stedet; avlivet etter ettersøk; funnet død etter ettersøk; ettersøk avsluttet, ikke funnet; observert – antatt uskadd; ukjent utfall                                   |
| <b>Slaktevekt, kondisjon</b>     | Antall kg; normalt hold; over middels hold; mager; helt avmagret; ukjent  |
| <b>Parasittbelastning</b>        | Antall hjortelusflue, flått, eller svelgbremslarver (ingen (0); få (1-20); en del (21-100); mange (>10); ikke undersøkt)  |
| <b>Vegtype, veinummer</b>        | Stedfesting av påkjørselspunkt for fallvilt på veg  |
| <b>Toglinje, kilometer tog</b>   | Stedfesting av påkjørselspunkt for fallvilt på jernbanen  |
| <b>Føre-, vær- og lysforhold</b> | Snø, isbelagt veg; delvis snø, isbelagt; glatt ellers; tørr, bar veg; våt, bar veg; dårlig sikt, opphold; dårlig sikt; tåke eller dis; dårlig sikt for øvrig; god sikt, nedbør; god sikt; opphold |
| <b>Kjøretøy</b>                  | For dyr påkjørt på veg (personbil; lastebil; motorsykkel; ukjent kjøretøy)  |
| <b>Koordinatnøyaktighet</b>      | Nøyaktigheten av kartfestede koordinater (bedre enn 20 m; bedre enn 50 m; bedre enn 100 m; ofte dårligere enn 100 m; ofte dårligere enn 300 m; ikke kartfestet)                                   |

## 6.2 Resultater

Totalt ble det registrert 352 029 fallvilt av henholdsvis elg (128 567), hjort (43 032) og rådyr (180 430) i perioden 1971-2020, mens det ble felt totalt 3 480 505 individer (1 417 627 elg, 1 019 790 hjort og 1 043 088 rådyr) under jakt i samme periode (**Figur 6.2.1**). Antallet fallvilt utgjør dermed kun en liten andel (ca. 9 %) av alle hjortevilt registrert døde, men med stor variasjon mellom arter (14,7 % for rådyr, 8,3 % for elg, 4,0 % for hjort) og mellom områder (se under). Flest fallvilt er registrert som påkjørt av bil (195 411, 55 %), etterfulgt av andre årsaker (109 954, 31 %) og påkjørt av tog (32 802, 9 %, **Figur 6.2.1**). Det samme mønsteret gjelder for elg og rådyr, mens felt som skadedyr var tredje vanligste årsak for hjort.

Her bør det påpekes at hjorten også er en mindre produktiv art enn elg og rådyr, og jaktuttaket utgjør en mindre andel av bestanden. Variasjonen mellom arter i andel fallvilt (**Figur 6.2.1**) vil derfor være større dersom antallet fallvilt forholdes med bestandens størrelse.

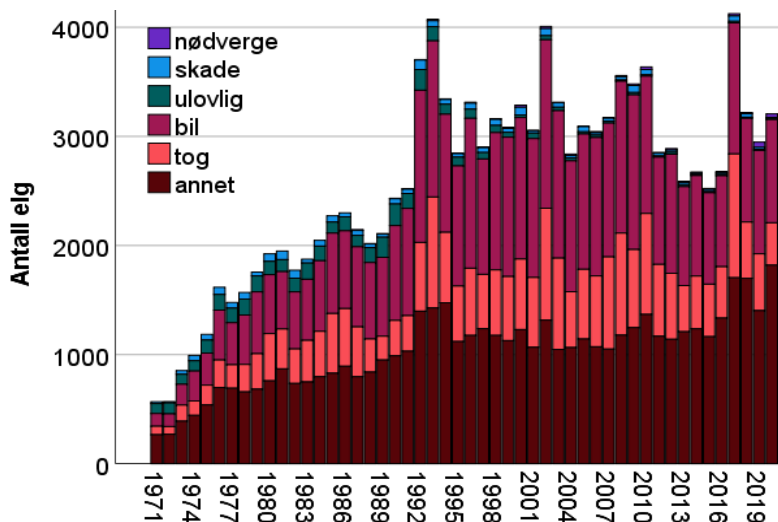




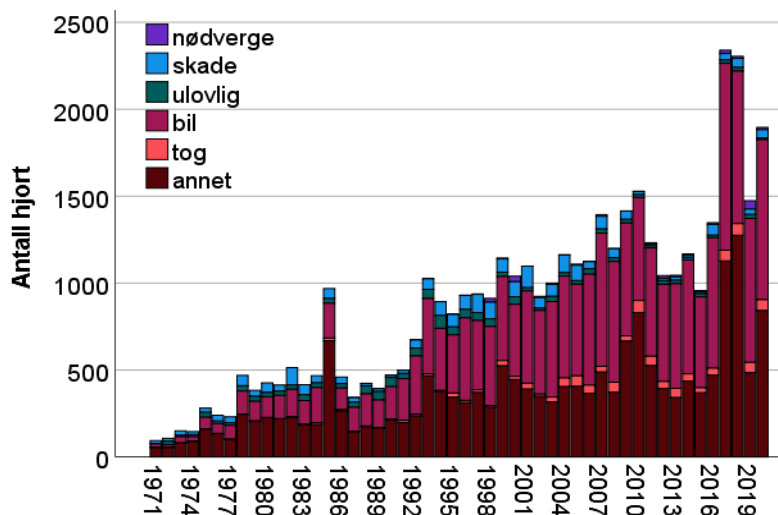
**Figur 6.2.1.** Antall elg, hjort og rådyr felt under jakt (felt) eller registrert som fallvilt og siden rapportert til SSB i perioden 1971-2020. Dyr felt i nødverge er inkludert i kategorien annet (omkommet av andre årsaker). Skade, ulovlig, bil og tog viser til dyr henholdsvis felt som skadedyr eller ulovlig, eller dyr påkjørt av bil eller tog.

### 6.2.1 Utviklingen i antall fallvilt over tid, fordelt på art og årsak

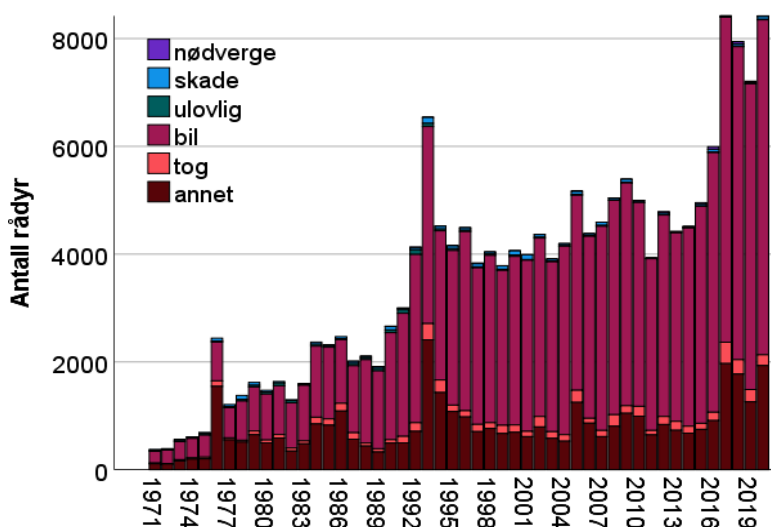
For alle tre artene har det vært en stor økning i antallet fallvilt i studieperioden (**Figur 6.2.2 – Figur 6.2.4**). I 1971 ble det registrert totalt 1038 fallvilt, fordelt på 568 elg, 94 hjort og 376 rådyr, mens totalantallet i 2020 var på hele 13 564 dyr (3206 elg, 1896 hjort og 8462 rådyr). Antallet fallvilt av rådyr var 22 ganger større i 2020 enn i 1970, mens tilsvarende forholdstall var 20 og 6 for henholdsvis hjort og elg. Flest fallvilt ble registrert i 2017 med 14 944 dyr.



**Figur 6.2.2.** Antall elg registrert som fallvilt og siden rapportert til SSB i perioden 1971-2020, fordelt på årsak. Årsakene er fra topp til bunn: felt i nødverge, felt som skadedyr, felt ulovlig, påkjørt av bil, påkjørt av tog, og omkommet av andre årsaker (annet). Årstallet er første kalenderåret i jaktåret (1. april til 31. mars).

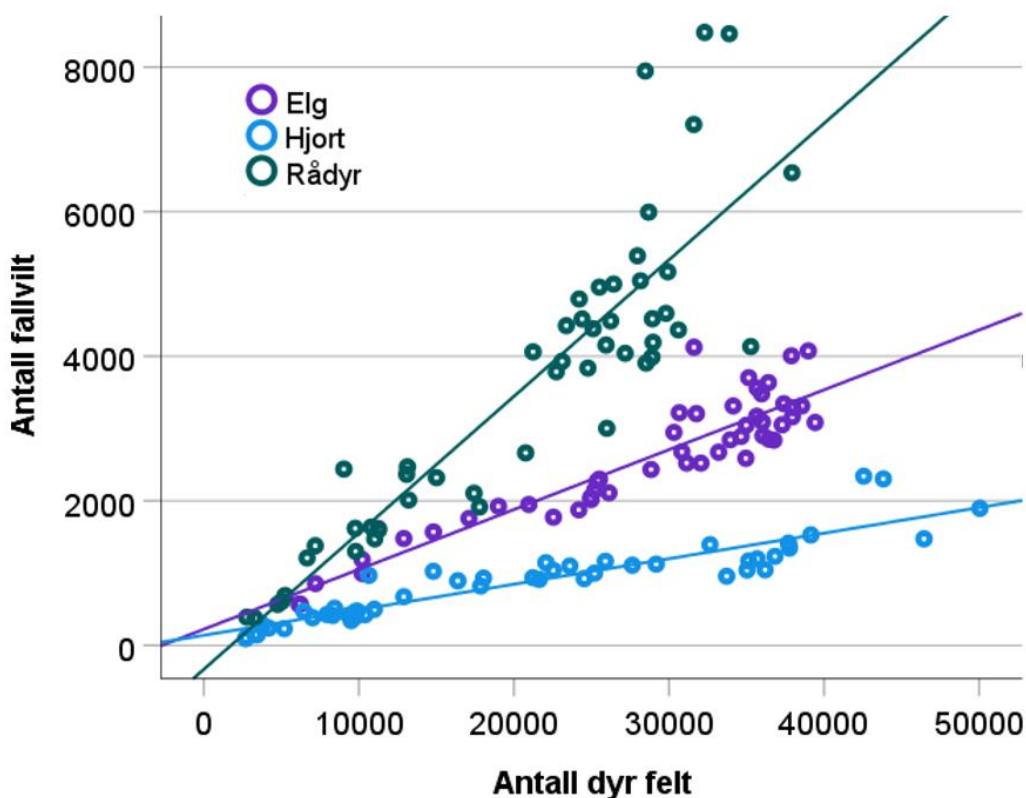


**Figur 6.2.3.** Antall hjort registrert som fallvilt og siden rapportert til SSB i perioden 1971-2020, fordelt på årsak. Årsakene er fra topp til bunn: felt i nødverge, felt som skadedyr, felt ulovlig, påkjørt av bil, påkjørt av tog, og omkommet av andre årsaker (annet). Årstallet er første kalenderåret i jaktåret (1. april til 31. mars).



**Figur 6.2.4.** Antall rådyr registrert som fallvilt og siden rapportert til SSB i perioden 1971-2020, fordelt på årsak. Årsakene er fra topp til bunn: felt i nødverge, felt som skadedyr, felt ulovlig, påkjørt av bil, påkjørt av tog, og omkommet av andre årsaker (annet). Årstallet er første kalenderåret i jaktåret (1. april til 31. mars).

Årsaken til den kraftige økningen i antallet fallvilt de siste 50 årene er sannsynligvis en økning i bestandsstørrelsen for alle tre artene. Vi kjenner ikke den årlige bestandsstørrelsen på nasjonalt nivå, men vi antar at andelen dyr felt pr. år har vært relativt (men ikke helt og fullt) konstant i perioden, og at jaktuttaket dermed kan benyttes som en indeks på bestandsstørrelsen. Når vi sammenlignet utviklingen i antallet fallvilt med antallet dyr felt, fant vi da også et positivt forhold for alle tre artene (**Figur 6.2.5**).



**Figur 6.2.5.** Antall fallvilt i forhold til antallet felte elg, hjort og rådyr i hele landet. Data fra perioden 1971-2020.

Økningen i antall fallvilt med antallet dyr felt var hovedsakelig et resultat av det nære forholdet mellom antallet felt og antallet dyr påkjørt av bil ( $r = 0,89-0,96$ ), påkjørt av tog ( $r = 0,77-0,92$ ) og

omkommet av andre årsaker ( $r = 0,61-0,82$ ). Dette er årsakskategorier der vi nettopp forventet en økning i antallet fallvilt med en økning i bestandsstørrelsen. I tillegg var det en positiv korrelasjon mellom antallet felte hjort og antallet hjort felt i nødverge ( $r = 0,49$ ) og mellom antallet felte rådyr og antallet rådyr felt som skadedyr ( $r = 0,40$ ). For de andre kombinasjonene var det ingen signifikant korrelasjon, eller korrelasjonen var negativ. Det siste var tilfelle for korrelasjonen mellom antall elg felt og antallet elg felt ulovlig ( $r = -0,52$ ), og en tilsvarende tendens var til stede for hjort og rådyr. I løpet av studieperioden har det da også vært en kraftig reduksjon i andelen av fallvilt som er registrert felt ulovlig.

I tillegg til effekten av bestandsstørrelsen (antall dyr felt), var det mye år-til-år-variasjon i antallet fallvilt som mest sannsynlig skyldes andre forhold (**Figur 6.2.5**). Dette kan for eksempel være varierende værforhold eller forhold som påvirker sannsynligheten for at fallvilt blir registrert og rapportert. Tidligere studier har vist at særlig værforholdene vinterstid (eks. mengden snø) kan ha en stor effekt på antallet hjortedyr som blir drept i trafikken, og de samme værforholdene kan muligens også forklare variasjonen i antallet hjortedyr som blir registrert omkommer av andre årsaker (se under).

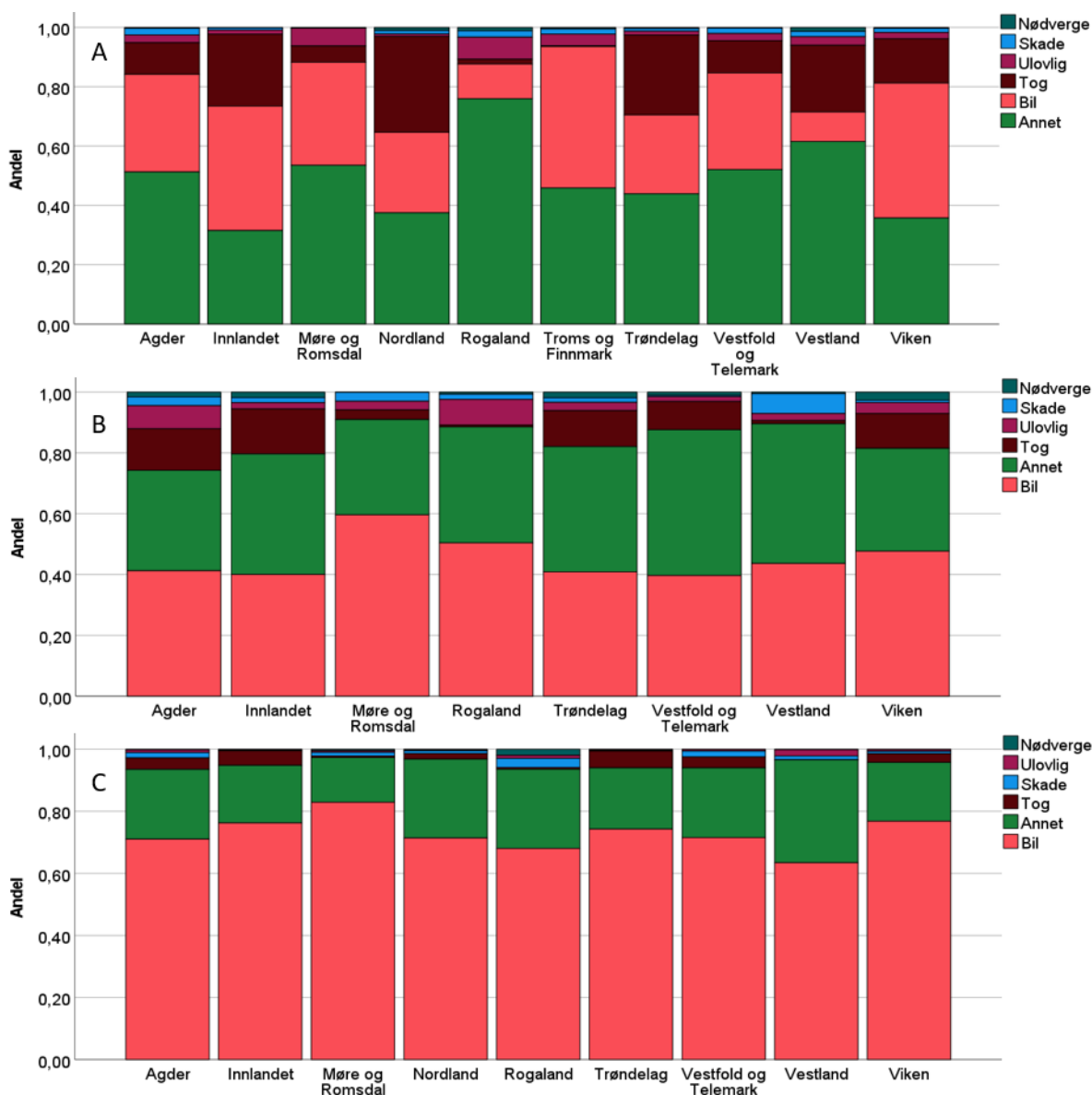
## 6.2.2 Geografiske forskjeller

Foruten å variere mellom år, er det store forskjeller i antall (**Tabell 6.2.1**) og fordeling (**Figur 6.2.6**) av fallvilt mellom områder. I perioden 1987-2020 ble det registrert flest fallvilt i Viken og færrest i Rogaland (**Tabell 6.2.1**). Dette er delvis et resultat av fylkesarealet, og dermed størrelsen på hjorteviltbestandene, men kan også skyldes forskjeller i bestandstetthet og dødelighet. Ved å dele antallet fallvilt på antallet felte hjortevilt, kan vi få et visst inntrykk av forskjeller i dødelighet utenom jakt, forutsatt at samme andel døde individer blir funnet og registrert i alle fylker.

**Tabell 6.2.1.** Antall registrerte fallvilt av elg, hjort og rådyr hos SSB i perioden 1987-2020 (2008-2020 for rådyr) fordelt på fylke. *Fallvilt-sum* angir summen av de artsspesifikke verdiene. *Fallvilt av felt* er *fallvilt-sum* delt på totalt antall felte elg, hjort og rådyr i samme periode, mens *annet av felt* er totalt antall fallvilt i kategorien 'andre årsaker' delt på totalt antall felt. Fallvilt av hjort er registrert i Troms og Finnmark, men vi antar dette skyldes feilrapportering.

| Fylke                | Fallvilt-elg | Fallvilt-hjort | Fallvilt-rådyr | Fallvilt-sum | Fallvilt av felt | Annet av felt |
|----------------------|--------------|----------------|----------------|--------------|------------------|---------------|
| Viken                | 21 478       | 524            | 24 189         | 46 191       | 0,16             | 0,04          |
| Innlandet            | 27 562       | 1391           | 14 779         | 43 732       | 0,11             | 0,03          |
| Trøndelag            | 18 842       | 1463           | 10 240         | 30 545       | 0,08             | 0,03          |
| Vestland             | 382          | 20 423         | 415            | 21 220       | 0,05             | 0,02          |
| Vestfold og Telemark | 9495         | 486            | 8608           | 18 589       | 0,11             | 0,04          |
| Møre og Romsdal      | 383          | 11 001         | 6022           | 17 406       | 0,06             | 0,02          |
| Agder                | 8124         | 315            | 6453           | 14 892       | 0,08             | 0,03          |
| Nordland             | 11 682       | 113            | 1878           | 13 673       | 0,14             | 0,05          |
| Troms og Finnmark    | 5459         | 17             | 156            | 5632         | 0,10             | 0,04          |
| Rogaland             | 428          | 1531           | 3394           | 5353         | 0,07             | 0,02          |

Flest fallvilt av felte hjortedyr blir registrert i Viken og Nordland, og færrest i Rogaland, Vestland og i Møre og Romsdal (**Tabell 6.2.1**). I de to førstnevnte er det elg og rådyr (Viken) som dominerer, mens de tre siste er typiske hjortefylker. Dette antyder at dødeligheten utenom jakt er høyere for elg og rådyr enn for hjort. På den annen side er det mye utilgjengelig terreng på Vestlandet og muligens blir en høyere andel døde hjort (og andre hjortedyr) aldri funnet og registrert. Også andelen trafikkdøde individer er lavere for hjorten enn for elg og rådyr (Solberg et al. 2009). Dette kan skyldes lavere tetthet av veg og jernbane i hjorteområdene, eller det kan være atferdsmessige egenskaper som gjør at hjorten er mindre utsatt for å bli påkjørt når den krysser.

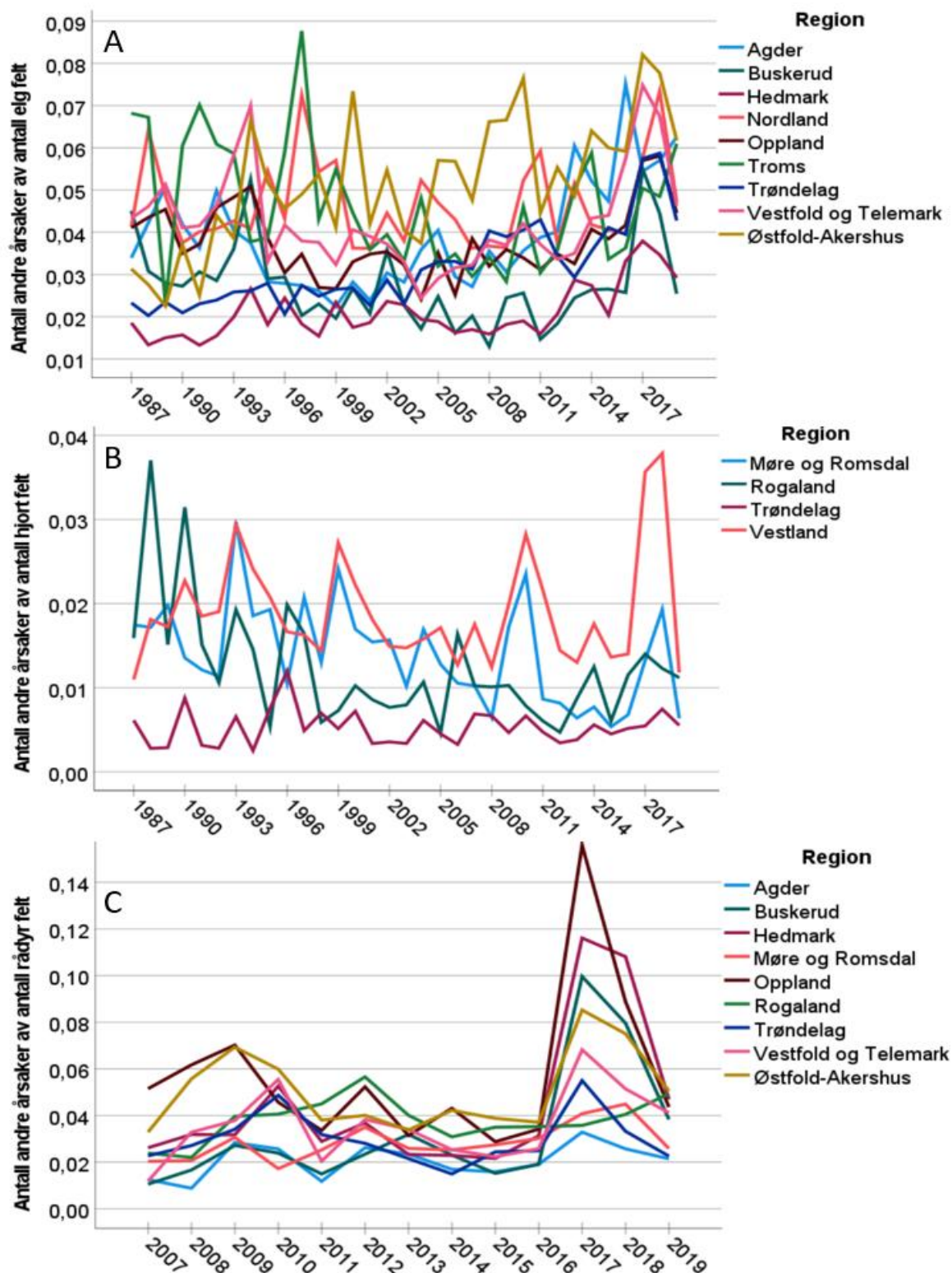


**Figur 6.2.6.** Andel fallvilt av elg (A), hjort (B) og rådyr (C) i 1987-2020 fordelt på årsakskategori (med synkende betydning fra bunn til topp innen art) og fylke. Kun fra fylker med større jaktbare bestander for arten.

Antallet fallvilt av felte hjortedyr varierer mye mellom år. Dette gjelder både for fallvilt generelt og for fallvilt i kategorien 'omkommet av andre årsaker' (**Figur 6.2.7**). Sistnevnte viser til dels svært stor variasjon mellom år og i flere av fylkene eksisterer det mer langsiktige trender. For hjort og elg var det spesielt høye verdier på 1980 og 1990-tallet, og for elg og rådyr de siste 5 årene (**Figur 6.2.7**). Sistnevnte sammenfaller med perioden etter at skrantesyken ble oppdaget i Norge (i 2016) og kan være en indirekte følge av dette (se under).

Fordi antallet felte dyr inngår i forholdstallet, vil årsaken til variasjonen i fallvilt av felt bare delvis være en funksjon av faktorer som påvirker antallet fallvilt alene. For eksempel kan et uforholdsmessig lavt jaktuttak i forhold til bestandsstørrelsen skape inntrykk av et høyt relativt antall fallvilt. Det er imidlertid langt lavere variasjon i antallet felte individer enn antallet fallvilt, hvilket antyder at andelen felte individer (høstingsraten) varierer lite mellom år. Av samme grunn vil det mest sannsynlig være varierende dødelighet eller rapporteringssannsynlighet som ligger til grunn for mye av variasjonen i relativ andel fallvilt. I kapittelet under har vi undersøkt mer spesifikt hvordan

særlig vinterforholdene og ulike forvaltningstiltak påvirker antallet fallvilt i kategorien 'omkommet av andre årsaker'.



**Figur 6.2.7.** Antall fallvilt i kategorien 'omkommet av andre årsaker' (i år  $t$ ) i forhold til antallet felte individer (i år  $t+1$ ) av elg (A), hjort (B) og rådyr (C) i perioden 1987-2020 fordelt på region. Data kun fra 2007 for rådyr. Årstallet er første kalenderåret i jaktåret (1. april til 31. mars). Data kun fra regioner med i gjennomsnitt mer enn 1000 felte dyr pr. år for de ulike artene. Regionene baserer seg på fylkesinndeling fra før 2020, med unntak for Vestland som er dagens Vestland fylke.

### 6.2.3 Effekten av bestandstetthet, vinterforhold og forvaltningsvedtak på antallet registrerte fallvilt omkommet av andre årsaker

Det er stor variasjon mellom år i antallet fallvilt registrert i kategorien 'omkommet av andre årsaker' (**Figur 6.2.7**) og vi mistenker at dette skyldes mer enn bare tilfeldigheter i antallet døde dyr som blir funnet og siden rapportert. Som påpekt over er en mulig forklaring bestandens størrelse eller tetthet (dyr pr. arealenhet), hvilket innebærer at flere dyr dør når tettheten er høy enn når den er lav. Det nære, positive forholdet mellom antallet fallvilt og antallet dyr felt støtter opp under en slik hypotese (**Figur 6.2.5**). I tillegg har vi visse forventninger om at også andelen dyr som dør kan øke med økende tetthet, og variere med værforholdene (eks. Solberg et al. 2009, Rolandsen et al. 2011). Førstnevnte er hva vi vanligvis kaller tetthetsavhengig dødelighet, og skyldes at færre ressurser (mat) blir tilgjengelig pr. individ når bestanden øker. Det samme er delvis tilfelle når værforholdene påvirker dødeligheten, men framfor å variere med antall dyr pr. arealenhet (dvs. bestandstetthet) vil dødeligheten variere med antall dyr pr. enhet tilgjengelige mat eller mat av en viss kvalitet. Et typisk eksempel er hvordan varierende snødybde mellom år kan påvirke beiteplantenes tilgjengelighet og dermed mengden mat pr. individ. Denne effekten kan virke uavhengig av bestandstettheten og følgelig kalles snødybden en tetthets-uavhengig forklaringsvariabel.

I modellene under testet vi hvorvidt det eksisterer et slikt forhold mellom antallet registrerte fallvilt pr. region og år og ulike tetthetsrelaterte og tetthets-uavhengige forklaringsvariabler. For å unngå for mye tilfeldig støy i tidsrekkene, benyttet vi kun regioner med i gjennomsnitt mer enn 1000 felte dyr pr. år i perioden 1987-2020 for de ulike artene. På det viset unngikk vi også å inkludere regioner der den respektive arten har vært i en koloniseringsfase, og der mange fallvilt i perioder har vært registrert i kommuner som ennå ikke har åpnet for jakt på arten (eks. rådyr i Troms, Nordland og Vestland, elg i Vestland, Rogaland og i Møre og Romsdal, hjort i Nord-Norge, Sør- og Østlandet). Regionene som inngår for de ulike artene, er vist i **Figur 6. 2.7**.

For å gjøre antallet fallvilt uavhengig av regionens størrelse, delte vi antallet på skogarealet (km<sup>2</sup>) i regionen. Som mål på bestandstettheten brukte vi antallet felte dyr pr. km<sup>2</sup> skog i året etter at fallviltdata ble registrert (dvs. år<sub>t+1</sub>) og antallet felte dyr pr. jegerdag (kun for elg) i samme år som fallviltdata ble registrert (år<sub>t</sub>). Vi brukte antallet felt i år<sub>t+1</sub> fordi jakta ofte er den drivende årsaken til bestandsvariasjonen, og jaktuttaket vil derfor respondere med en liten forsinkelse på endringer i bestandsstørrelsen. I tillegg inkluderte vi to variabler relatert til vinterforholdene: gjennomsnittlig snødybde og gjennomsnittlig vintertemperatur (**kap. 2.2.5**). Innledningsvis inkluderte vi også antall dager med snø på marka som forklaringsvariabel, men denne ble siden fjernet fordi den var for nært korrelert med gjennomsnittlig snødybde ( $r > 0,50$ ). Mange studier viser at kalde, snørike og lange vintre kan være vanskelige for hjorteviltet og følgelig forventet vi at relativt sett flere fallvilt blir registrert i slike år.

Foruten klimavariablene inkluderte vi en faktor vi kalte CWD. Denne angir hvorvidt fallvilt er registrert før eller etter at skrantesyke (CWD) for første gang ble oppdaget i Norge i 2016. I årene med skrantesyke har det vært sterke oppfordringer fra viltmyndighetene om å teste fallvilt for sykdommen, og vi tror at dette også kan ha hatt en positiv effekt på antallet fallvilt som rapporteres i Hjorteviltregisteret og videre til SSB. Dette gjelder særlig for fallvilt registrert som 'omkommet av andre årsaker', ettersom individer døde av CWD med størst sannsynlighet vil havne i denne kategorien.

I analysene undersøkte vi betydningen av de ulike forklaringsvariablene på variasjonen i antallet fallvilt over tid og mellom regioner. Til dette benyttet vi generaliserte lineære modeller (GLIM) med region inkludert som faktor, samt alle toveis-interaksjoner mellom region og andre forklaringsvariabler. Resultatene fra de beste modellene, basert på AIC (Burnham & Anderson 2002), er vist i **Tabell 6.2.2** og i **Figur 6.2.8** og **Figur 6.2.9**.

For alle tre artene var det en effekt av både region, CWD, bestandstetthet og værforholdene vinterstid på antallet fallvilt i kategorien omkommet av andre årsaker (**Tabell 6.2.2**, **Figur 6.2.8**,

**Figur 6.2.9.**) Generelt sett ble det registrert flere fallvilt i år med høy bestandstetthet (antallet felte dyr pr. km<sup>2</sup> skog i år<sub>t+1</sub> eller antall elg felt pr. jegerdag) og i år med mye snø og lave vintertemperaturer. I tillegg ble det registrert betydelig flere fallvilt i årene etter at CWD ble oppdaget i 2016, uavhengig av bestandstetthet og vinterforhold. Effektene var imidlertid ikke like sterke for alle arter og i alle områder, og følgelig var det flere toveisinteraksjoner med region inkludert i de beste modellene (**Tabell 6.2.2**).

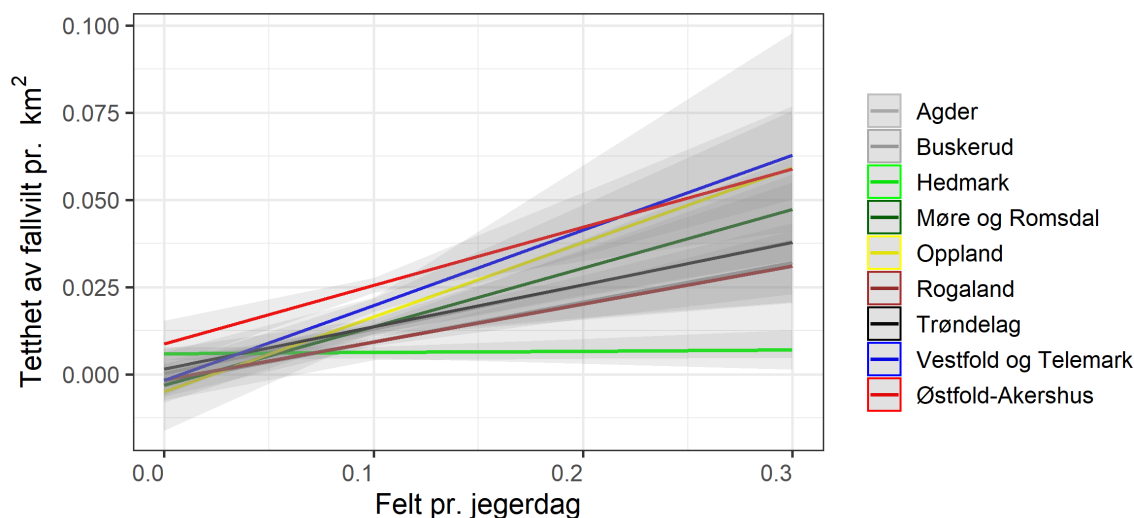
**Tabell 6.2.2.** Teststatistikk for artsspesifikke modeller (generalized linear models) med årlig tetthet av fallvilt (antall omkommet av andre årsaker pr. km<sup>2</sup> skog) på regionnivå analysert i forhold til fellingsstetthet (felt pr. km<sup>2</sup> skog i år<sub>t+1</sub>), antall elg felt pr. jegerdag, snødybde og vintertemperatur. Alle kovariater med unntak av fellingsstetthet, er fra samme jaktår som fallviltdata (dvs. år t). CWD skiller mellom fallvilt registrert før (0) eller etter (1) at skrantesyke (CWD) ble oppdaget i Norge i 2016. Kun beste modell (lavest AIC) for hver art er vist i tabellen.

| Avhengig                                 | Forklaringsvariabel                                   | B         | P       |
|--|---|-----------|---------|
| <b>Fallvilt-elg pr. km<sup>2</sup></b>   | Region  | +         | < 0,010 |
|  | CWD   | 0,003948  | < 0,001 |
|  | Felt pr. km <sup>2</sup> i år <sub>t+1</sub>          | 0,035860  | < 0,001 |
|  | Snødybde  | 0,000003  | < 0,010 |
|  | Vintertemperatur                                      | 0,000690  | < 0,050 |
|  | Felt pr. km <sup>2</sup> i år <sub>t+1</sub> * region | +         | < 0,010 |
| <b>Fallvilt-elg pr. km<sup>2</sup></b>   | Vintertemperatur * region                             | +         | < 0,001 |
|  | Region  | +         | < 0,010 |
|  | CWD   | 0,004626  | < 0,001 |
|  | Felt pr. jegerdag                                     | 0,125800  | < 0,001 |
|  | Snødybde  | 0,000001  | 0,140   |
|  | Vintertemperatur                                      | -0,000408 | < 0,010 |
| <b>Fallvilt-hjort pr. km<sup>2</sup></b> | Felt pr. jegerdag * region                            | +         | < 0,001 |
|  | Region  | +         | < 0,010 |
|  | CWD   | 0,002070  | < 0,627 |
|  | Felt pr. km <sup>2</sup> i år <sub>t+1</sub>          | 0,011750  | < 0,001 |
|  | Snødybde  | 0,000009  | < 0,010 |
|  | Vintertemperatur                                      | -0,003348 | < 0,050 |
| <b>Fallvilt-rådyr pr. km<sup>2</sup></b> | CWD * region  | +         | < 0,001 |
|  | Vintertemperatur * region                             | +         | < 0,010 |
|  | Region  | +         | < 0,001 |
|  | CWD   | 0,003043  | 0,180   |
|  | Snødybde  | 0,000007  | 0,260   |
|  | Vintertemperatur                                      | -0,000401 | 0,09    |
| <b>Fallvilt-rådyr pr. km<sup>2</sup></b> | CWD * region  | +         | < 0,001 |
|  | Snødybde * region                                     | +         | < 0,001 |

I **Tabell 6.2.2** viser vi kun de beste modellene, men for alle artene var det også 2-3 alternativt gode modeller (dvs. AIC < 2) som i prinsippet kan forklare variasjonen i fallvilt like godt. De fleste av disse inkluderte et ekstra interaksjonsledd med en av klimavariablene, og var dermed av mindre betydning for hovedeffekten. En alternativ god modell antydte at antallet fallvilt av rådyr også øker med antallet rådyr felt pr. km<sup>2</sup> skog i år<sub>t+1</sub>. Effektstørrelsen var imidlertid lav, og antyder at varierende avskyting i mindre grad påvirker antallet fallvilt av rådyr enn av elg og hjort. Dette kan skyldes færre antall år med data for rådyr i analysen (**Figur 6.2.7**) og relativt lite variasjon i årlig antall rådyr felt pr. km<sup>2</sup> skog i denne perioden.

Jevnt over økte antallet fallvilt med en rate lik eller lavere enn proporsjonalt med antallet dyr felt for alle arter. Dette betyr at andelen fallvilt i bestanden ikke nødvendigvis øker med økende bestandstetthet (dvs. ingen tetthetsavhengig effekt). For elgens del var dette stort sett uavhengig av om bestandstettheten ble målt som antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog eller antall elg felt pr. jegerdag (**Figur 6.2.8**). Effekten av bestandstetthet på antall fallvilt av elg varierte imidlertid mellom

regioner (**Tabell 6.2.2**) og unntaksvis var forholdet større enn proporsjonalt. For eksempel fant vi en større enn proporsjonal økning i antallet fallvilt av elg med antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog i Trøndelag (ikke vist). Det kan derfor ikke utelukkkes at andelen elg som dør av andre årsaker har økt i Trøndelag de siste årene, i takt med økende bestandstetthet.



**Figur 6.2.8.** Årlig antall fallvilt av elg i kategorien 'omkommet av andre årsaker' i forhold til antall elg felt pr. jegerdag i ulike regioner i perioden 1987-2020. Antall elg felt pr. jegerdag er et gjennomsnitt på tvers av kommuner med data. Tetthet av fallvilt er predikerte verdier fra modellene i **Tabell 6.2.2**.

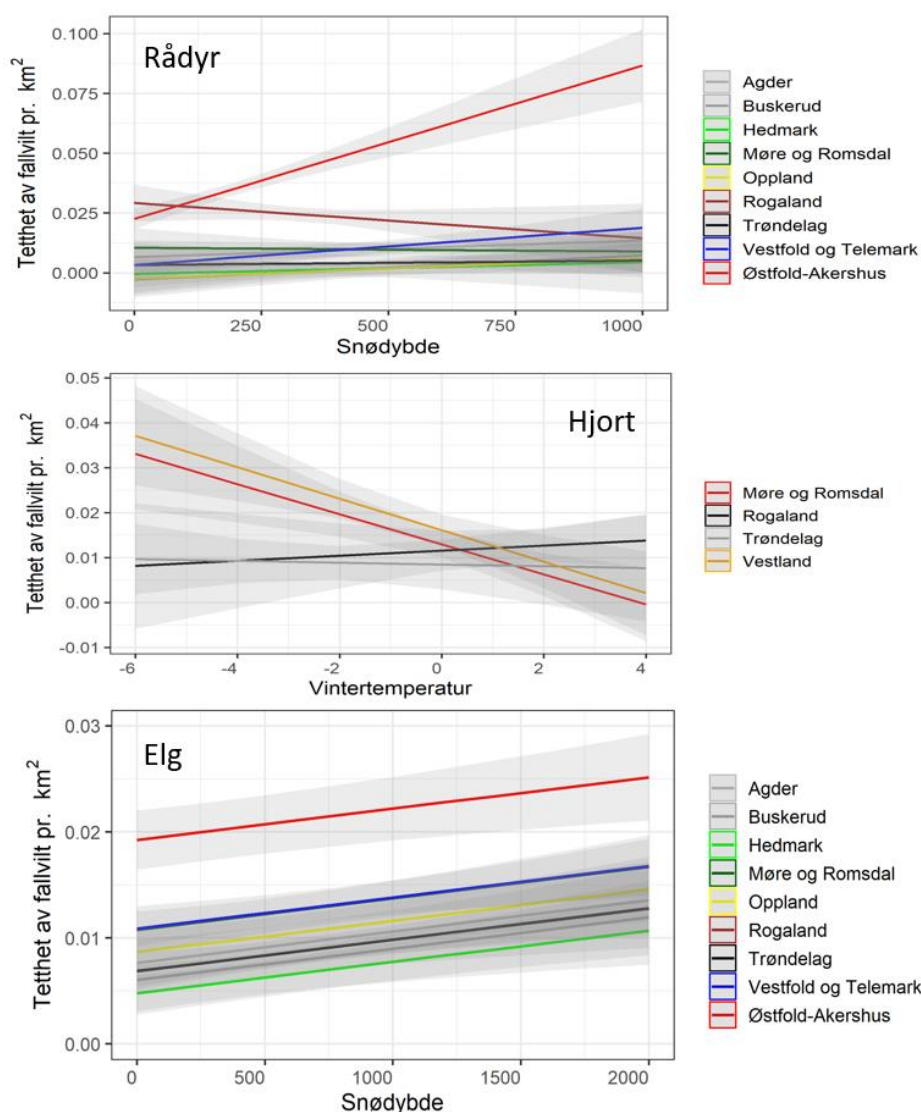
Her bør det også påpekes at antallet felte dyr i seg selv kan være tetthetsavhengig, og særlig for elg og hjort. For disse to artene er det jakta som er den viktigste driveren av bestandsdynamikken, med den følge at jaktuttaket øker og synker med en raskere takt enn bestandsstørrelsen. Det er dermed mulig at antallet fallvilt viser en sterkere tetthetsavhengig økning enn hva vi kan dokumentere basert på våre relativt grove indekser på bestandstetthet.

Antallet fallvilt var også påvirket av vinterforholdene i det aktuelle jaktåret (**Figur 6.2.9**), noe som støtter vår hypotese om at flere dyr dør i år med tøffe vintre. Dyp snø begrenser bevegeligheten og gjør det vanskelig for mange hjortedyr å finne mat (Solberg et al. 2009), og flere enn normalt kan derfor forventes å dø av sult. Samtidig vet vi at antallet hjortedyr som påkjøres i trafikken også øker i år med kalde og snørike vintre (Solberg et al. 2009), sannsynligvis fordi flere enn normalt trekker mot lavereliggende og mindre snørike områder, der tettheten av veger og jernbaner er høyere. De fleste påkjørte individer vil dø som følge av skadene, men fordi en stor andel ikke blir funnet umiddelbart (se **Figur 6.2.13**), kan mange bli registrert som uspesifiserte fallvilt på et senere tidspunkt (dvs. omkommet av andre årsaker). For disse individene er det ikke nødvendigvis underernæring som fører til døden, selv om matbegrensning sannsynligvis medvirker til at de oppholdt seg i trafikkfarlige områder i snørike vintre. Det faktum at mange fallvilt funnet vinterstid diagnostiseres med knokkelskader (**Figur 6.2.17**), støtter en slik antagelse. Samtidig vet vi at slike skader også kan skyldes fallulykker som følge av isete terreng.

Selv om bestandstetthet og værforhold hadde mye av den forventede effekten på antallet fallvilt, var det stor variasjon mellom regioner, og i alle modellene gjensto det mye uforklart variasjon. Sistnevnte skyldes sannsynligvis at verken antallet fallvilt eller bestandsindeksene er perfekte mål på henholdsvis dødelighet og bestandstetthet. Sannsynligvis er det en del tilfeldig variasjon i at andelen registrerte fallvilt (dvs. andel registrert av alle som dør utenom jakt) mellom år og kommuner, og det samme er trolig tilfelle for kategoriseringen av fallvilt. Dersom det i tillegg er store systematiske endringer i andelen fallvilt som registreres, kan det være vanskelig å avdekke betydningen av de bakenforliggende bestandsdynamiske og miljømessige faktorene som påvirker dødeligheten.



En mulig systematisk påvirkningsfaktor ser ut til å være tiltakene som ble iverksatt i etterkant av at skrantesyke ble funnet i Norge i 2016. For alle artene var det en vesentlig økning i antallet registrerte fallvilt i kategorien 'omkommet av andre årsaker' etter 2016 (**Figur 13.4.1**), og det er nærliggende å tro at dette skyldes påfølgende sterke oppfordringer om å teste alle fallvilt for skrantesyke. For eksempel finner vi en gjennomsnittlig økning i antallet uspesifiserte fallvilt av rådyr på hele 60 % (**Figur 13.4.1**) etter at vi har kontrollert for både bestandstetthet og vinterforhold. Det betyr i så fall at mindre enn 40 % av det uspesifiserte fallviltet av rådyr ikke ble rapportert i de foregående årene.



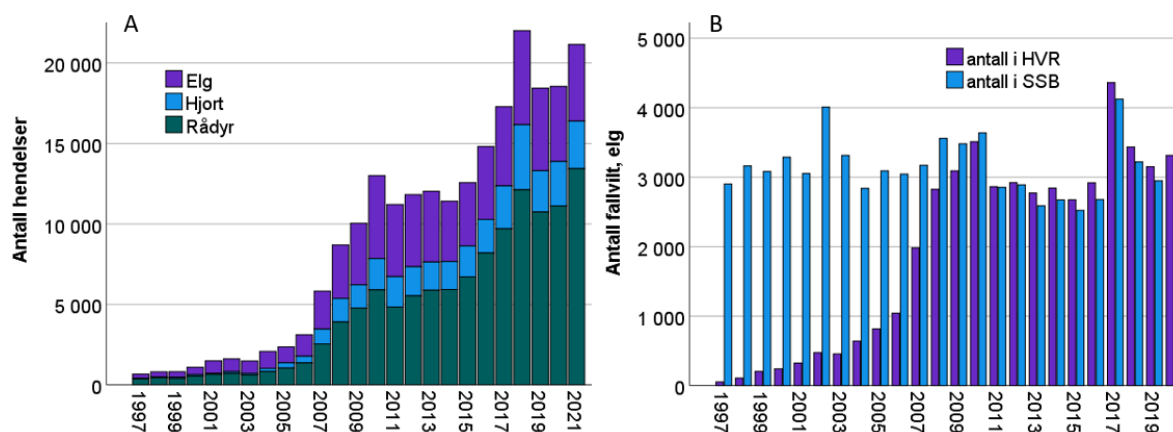
**Figur 6.2.9.** Årlig antall fallvilt i kategorien 'omkommet av andre årsaker' i forhold til gjennomsnittlig snødybde (i mm) og vintertemperatur (C) i ulike regioner. Rådyr øverst, hjort i midten og elg nederst. Tetthet av fallvilt er predikerte verdier fra modellene i **Tabell 6.2.2**. For rådyr skiller forholdet i Østfold-Akershus (rød) seg fra forholdet i andre regioner. For hjort skiller forholdet i Rogaland og Trøndelag seg fra forholdet i Vestland og i Møre og Romsdal.

## 6.2.4 Fallviltdata fra Hjorteviltregisteret

I Hjorteviltregisteret er det fra perioden 2007-2021 registrert 224 924 hendelser med hjortedyr som medførte at dyret døde (ca. 71 %) eller kunne ha omkommet i ulike hendelser (data lastet ned 1. mars 2022). I sistnevnte gruppe inngår dyr som var involvert i en hendelse (eks. ulykke), men der dyret senere ikke ble funnet etter ettersøk, eller ved observasjon ble antatt å være uskadd. I tillegg inngår en mindre andel dyr med ukjent utfall. Flest hendelser er registrert for rådyr (118 540), etterfulgt av elg (72 961) og hjort (33 423) (**Figur 6.2.10A**).

Etter 2007, da muligheten for bedre kartfesting av fallvilt ble tilgjengelig i Hjorteviltregisteret, tok det anslagsvis 3 år før de fleste kommunene hadde tatt registeret bruk. Som vist i **Figur 6.2.10B** er antallet fallvilt (dvs. døde individer) av elg registrert i Hjorteviltregisteret nesten identisk med antallet registrert hos SSB fra omkring 2010, og det samme er tilfelle for hjort og rådyr (ikke vist). Det er derfor grunn til å tro at de aller fleste kommunene har brukt Hjorteviltregisteret til å rapportere fallvilthendelser til SSB siden 2010. Enkelte kommuner har også data fra årene før 2007 i Hjorteviltregisteret, men dette utgjør kun en liten del av materialet (**Figur 6.2. 10B**).

I de videre analysene benytter vi hovedsakelig data fra 2010 og framover. Samlet sett var det i denne perioden noen flere fallvilt registrert i Hjorteviltregisteret enn hos SSB for alle tre artene (eks. **Figur 6.2.10B**). Sannsynligvis er dette forårsaket av en viss etter-rapportering til Hjorteviltregisteret av fallvilt funnet etter jaktårets slutt (og rapportering til SSB), men der hendelsesdato er antatt å være i foregående jaktår.

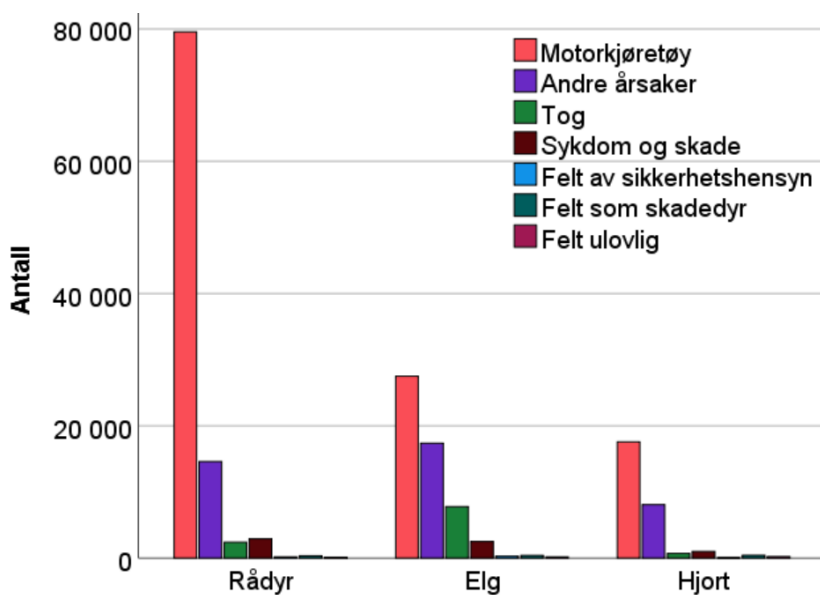


**Figur 6.2.10.** A) Antall hendelser med hjortevilt som medførte eller kunne ha medført at dyret ble drept, fordelt på art og jaktår. Data registrert i Hjorteviltregisteret i perioden 1997-2021. Det eksisterer også et fåtall data tilbake til 1983. B) Antall hendelser med dødelig utgang for elg (dvs. fallvilt av elg) registrert i Hjorteviltregisteret og i Statistisk sentralbyrå (SSB), fordelt på jaktår. Årstallet er første kalenderåret i jaktåret (1. april til 31. mars).

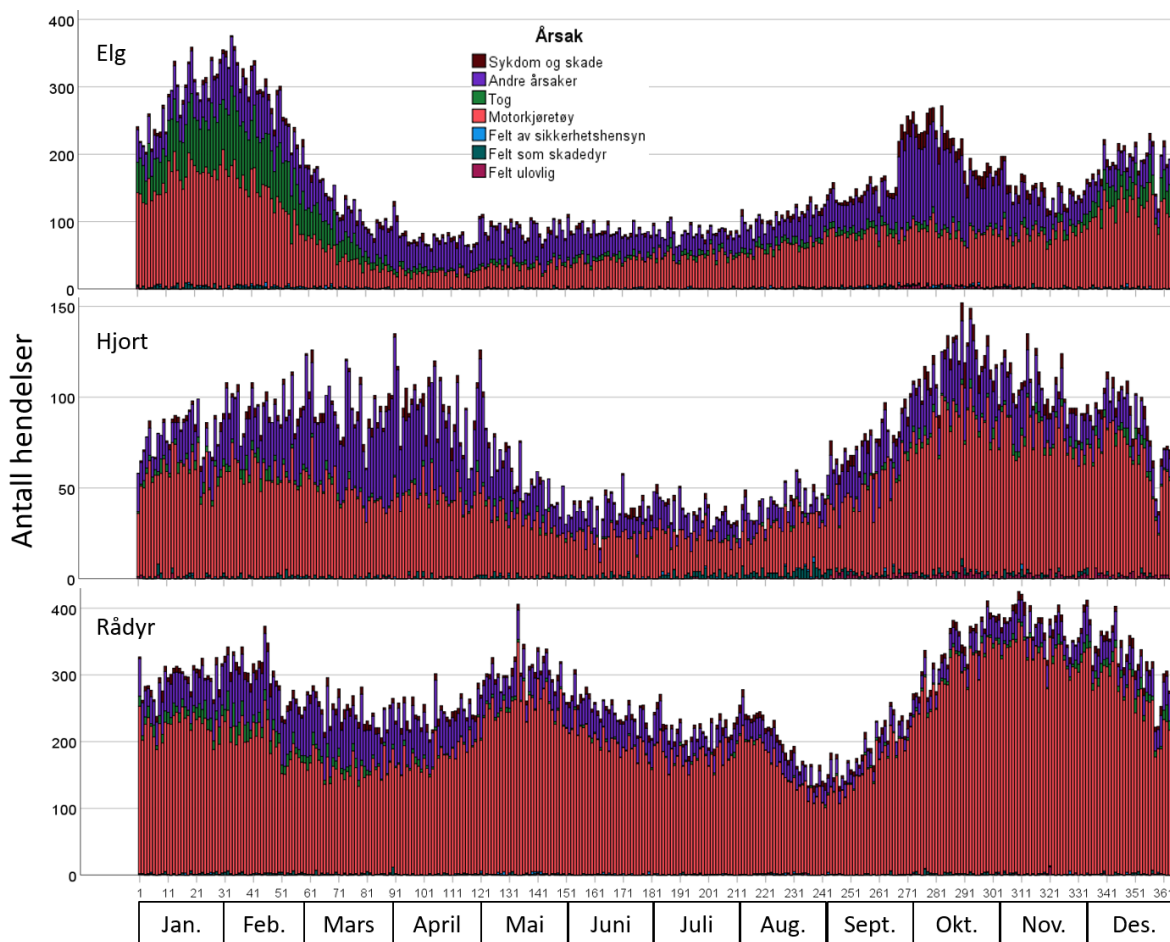
I studieperioden var det flest fallvilthendelser som skyldtes ulykke med motorkjøretøy på veg (**Figur 6.2.11**). Dette gjaldt spesielt for rådyr (80 % av alle hendelser). Deretter var det samlegruppen andre årsaker som omfattet flest hendelser, etterfulgt av ulykker med tog, og hendelser som skyldtes sykdom og skade (annet enn i trafikken). Antallet individer som var felt som skadedyr, av sikkerhetshensyn eller ulovlig utgjorde kun et lite antall individer for alle artene (**Figur 6.2.11**).

I **Figur 6.2.12** viser vi de samme hendelsene fordelt på dagnummer (fra 1. januar) og måned i løpet av året. For alle artene var det stor variasjon i antallet hendelser mellom sesonger, og med tydelige forskjeller mellom arter. Det var flere hendelser i vinterhalvåret (oktober-mars) enn sommerhalvåret (april-september), men mindre utpreget for hjort og rådyr enn for elgen. For elgens del skjer de aller fleste viltpåkørslerne i vinterhalvåret. Dette gjelder særlig påkjørsler på jernbanen (**Figur 6.2.12**).

Av årsaker som ikke er forårsaket av mennesker (sykdom og skade, andre årsaker), finner vi flest hendelser vinterstid og tidlig vår. I denne perioden dør det mange hjortedyr som følge av avmagring og sykdom, drukning og ulike skader (se under). Enkelte skader kan ha oppstått i forbindelse med påkjørsler, men der dyret etter ulykken ikke ble funnet og avlivet (se under). Her bør det presiseres at «sykdom og skade» først ble skilt ut som egen årsakskategori i 2019. Før dette ble fallvilt av denne typen registrert som «andre årsaker».



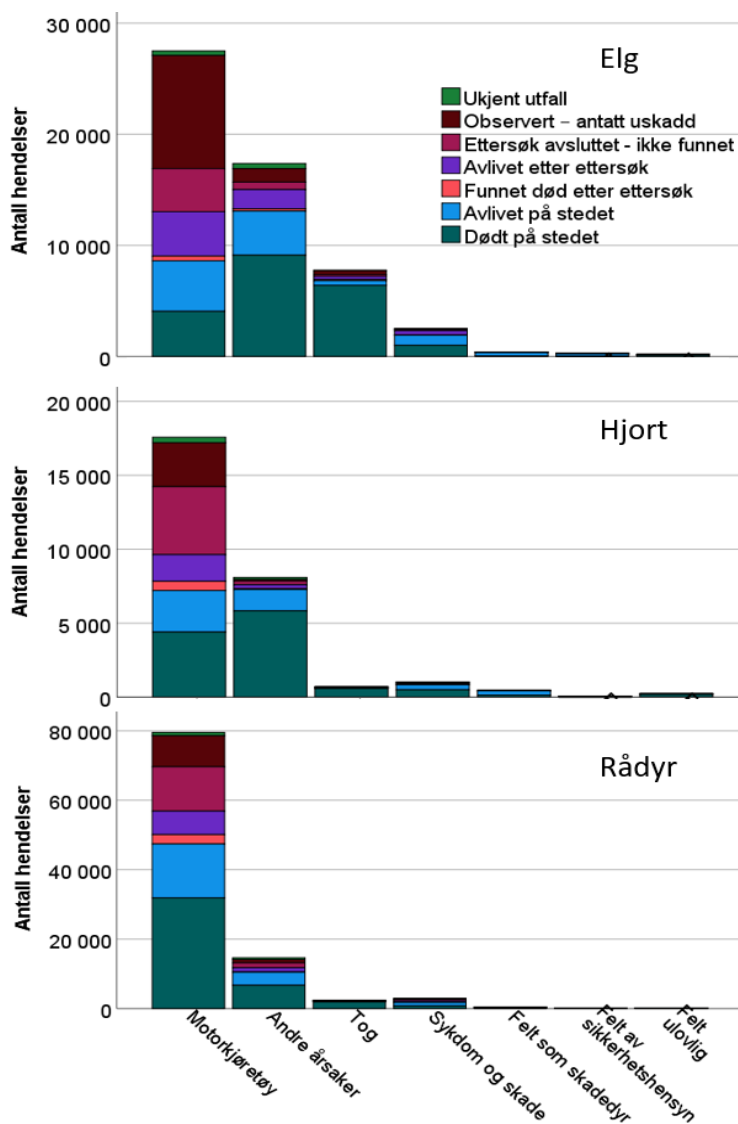
**Figur 6.2.11.** Antall fallvilt hendelser i perioden 2010-2021, fordelt på art og årsak. Data fra Hjorteviltregisteret. Totalt ble det rapportert 184 299 hendelser i perioden, hvorav minst 71 % hadde et dødelig utfall.



**Figur 6.2.12.** Antall hendelser med hjortevilt som medførte eller kunne ha medført at dyret ble drept, fordelt på art, årsak, dagnummer og måned i perioden 2010-2021. Data fra hele landet ([www.hjorteviltregisteret.no](http://www.hjorteviltregisteret.no)). Prosentandelen dyr som ble registrert døde var henholdsvis 69 % for elg og hjort og 74 % for rådyr.

For elgens del var det også registrert et stort antall fallvilt i kategorien andre årsaker i løpet av jaktseasonen (25. september – 23. desember). Dette gjaldt spesielt tidlig i jaktseasonen, med en tydelig økning i frekvensen 25. september (**Figur 6.2.12**). Med bakgrunn i diagnosen angitt for flere av disse dyrene (se under), er dette i stor grad individer som er påskutt under jakt og siden kassert, og skadeskutt elg som ikke har blitt gjenfunnet av jegeren. En vanlig praksis i mange kommuner er å kassere skutte hjortevilt som bærer preg av omfattende skade, infeksjon eller sykdom, og å registrere disse som fallvilt. Det samme gjelder for individer med tydelige skuddskader, men der ingen vedkjenner seg dyret, eller at det er funnet for sent til at slaktet er egnet som menneskeføde. Også for hjortens del ser vi en viss økning i antallet fallvilt i kategorien andre årsaker i starten av jaktseasonen (1. september – 23. desember). Noe av økningen i antall fallvilt av elg og hjort registrert i jaktseasonen kan også skyldes at jegere finner kadaver av dyr som har dødd før jakta, og rapporterer disse til kommunen.

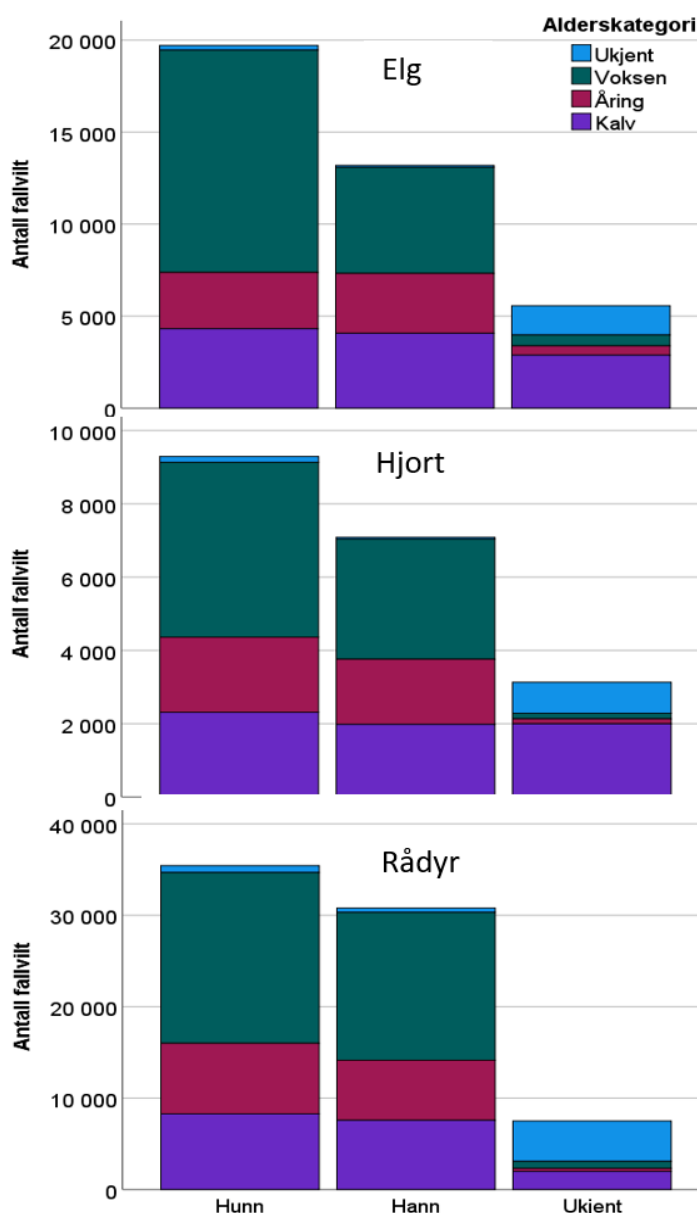
Utfallet av de ulike hendelsene var ikke alltid dødelig (**Figur 6.2.13**). Særlig for ulykker med motorvogn var det en større andel hjortedyr som ikke senere ble funnet, eller de ble observert og ansett som uskaddet. Andelen individer som ble antatt uskadd eller ikke funnet etter påkjørsel var høyest for elg (53 %), etterfulgt av hjort (45 %) og rådyr (29 %). Sannsynligvis er forskjellen et resultat av kroppsstørrelsen til de ulike artene og dermed evnen til å komme (tilsynelatende) uskaddet fra en ulykke med motorkjøretøy. Også i møte med tog er det noen individer som overlever og blir ansett som uskaddet, men andelen er lav (**Figur 6.2.13**).



**Figur 6.2.13.** Antall fallvilthen-delser i perioden 2010-2021, fordelt på art, årsak og utfall. Data fra Hjorteviltregisteret. Totalt ble det rapportert 184 299 hendelser i perioden, hvorav drøye 71 % hadde et dødelig utfall. I gruppen døde inngår følgende utfall: Dødt på stedet, Avlivet på stedet, Funnet død etter ettersøk og Avlivet etter ettersøk. «Sykdom og skade» ble først skilt ut som egen årsakskategori i 2019. Før dette ble fallvilt av denne typen registrert som «andre årsaker».

Flest hendelser endte med døden innenfor følgende årsakskategorier: Felt som skadedyr (99 % på tvers av arter), felt av sikkerhetshensyn (98 % på tvers av arter), påkjørt av tog (elg: 93 %, hjort: 90 %, rådyr: 92 %) og felt ulovlig (92 % på tvers av arter). Noen færre hadde et dødelig utfall innenfor kategorien andre årsaker (elg: 86 %, hjort: 93 %, rådyr: 80 %), sykdom og skade (elg: 92 %, hjort: 91 %, rådyr: 77 %) og påkjørt av motorkjøretøy (elg: 47 %, hjort: 55 %, rådyr: 71 %). Det er imidlertid langt fra sikkert at de andre hendelsene ikke førte til at dyret døde. De fleste hendelsene som ikke umiddelbart involverte at dyret døde, havnet i kategorien «Ettersøk avsluttet – ikke funnet» (**Figur 6.2.13**). Dette er dyr som etterskuddsvis kan ha omkommet av skadene.

Av alle individene som ble registrert døde i studieperioden (131 725), var kjønn og alder oppgitt for 86 % (**Figur 6.2.14**). Hunndyr var det dominerende kjønn for alle arter og alle alderskategorier, med unntak for åringsdyr av elg (**Figur 6.2.14**). I elgmaterialet var det 26 % kalv, 19 % åringsdyr og 55 % voksne, mens andelen voksne (1 år +) hanndyr og hunndyr utgjorde henholdsvis 28 % og 46 %. Tilsvarende tall for hjort var 26 % kalv, 32 % voksne hanndyr og 42 % voksne hunndyr, og for rådyr 24 % kalv, 35 % voksne hanndyr og 41 % voksne hunndyr.



**Figur 6.2.14.** Antall fallvilttilfeller med dødelig utgang i perioden 2010-2021, fordelt på art, kjønn og alder. Data fra Hjorteviltregisteret. Totalt ble det rapportert 131 725 hendelser med dødelig utfall i perioden.

I hvilken grad kjønns- og aldersfordelingen i fallviltmaterialet representerer fordelingen i bestandene er uvisst. Sammenlignet med data fra sett elg-overvåkingen framstår oksene noe overrepresentert og kalvene noe underrepresentert. I studieperiode ble det observert omkring 29 % kalv, 25 % okse og 46 % ku i løpet av jakta (data fra kommuner med minst 10 år med data). Også i tidligere studier har vi funnet en overrepresentasjon av okser i fallviltmaterialet for elg (Solberg et al. 2014).

Sammenlignet med fordelingen i sett hjort-materialet, var også voksne hanndyr av hjort overrepresentert i fallviltmaterialet. I gjennomsnitt blir det observert mellom 1,5 og 2,0 kolle pr. bukk under hjortejakta (Solberg et al. 2017), mens forholdstallet i fallviltmaterialet var 1,3. Hanndyra kan dermed se ut til å forulykke oftere enn hunndyr og/eller de blir oftere registrert og rapportert som fallvilt. Teoretisk sett kan hanndyr også være underrepresentert i sett dyr-materialet, men erfaringer fra radiomerkestudier av elg antyder heller det motsatte (Solberg et al. 2018).

Foruten kjønn og alderskategori er det oppgitt slaktevekt og kondisjon for et begrenset antall fallvilt, og det samme gjelder for informasjon om parasittbelastning (**Tabell 6.2.3**). Over 60 % av slaktevektene hadde 0 (> 40 %) eller 5 (ca. 20 %) som siste siffer, hvilket tilsier at verdiene er anslått eller veid med lav nøyaktighet. Andelen er betydelig høyere enn for elg og hjort felt under jakt (**kap. 9.2.4**). De andre variablene var kategoriske (se **Tabell 6.2.3**) og basert på skjønnsmessig vurdering. Vi har ikke analysert variasjonen i dette materialet.

**Tabell 6.2.3.** Prosentandelen fallvilt med data på slaktevekt, kondisjon, og parasittbelastning i perioden 2010-2021, fordelt på art og grov årsakskategori. Grov årsakskategori antyder om dyret døde som følge av en menneskerelatert (påkjørt av motorkjøretøy, tog, felt i nødverge, ulovlig eller av sikkerhetshensyn) eller annen årsak (sykdom og skade, andre årsaker). Fallvilt i sistnevnte gruppe kan være dyr avlivet av mennesker, men fortrinnsvis på grunn av sykdom eller skade.

| Art          | Årsakskategori   | Slaktevekt | Kondisjon | Flått | Hjortelusfluer | Svelg-brems |
|--------------|------------------|------------|-----------|-------|----------------|-------------|
| <b>Elg</b>   | Menneskerelatert | 11,9       | 94,7      | < 1   | 1,2            | < 1         |
|              | Annet            | 7,2        | 52,0      | 1,5   | 1,8            | 1,0         |
| <b>Hjort</b> | Menneskerelatert | 7,9        | 90,0      | 2,5   | 2,0            | 1,7         |
|              | Annet            | 4,2        | 52,0      | 2,1   | 1,8            | 1,4         |
| <b>Rådyr</b> | Menneskerelatert | 1,2        | 100       | 2,1   | 1,8            | 1,0         |
|              | Annet            | 8,9        | 55,2      | 2,4   | 1,8            | 1,0         |

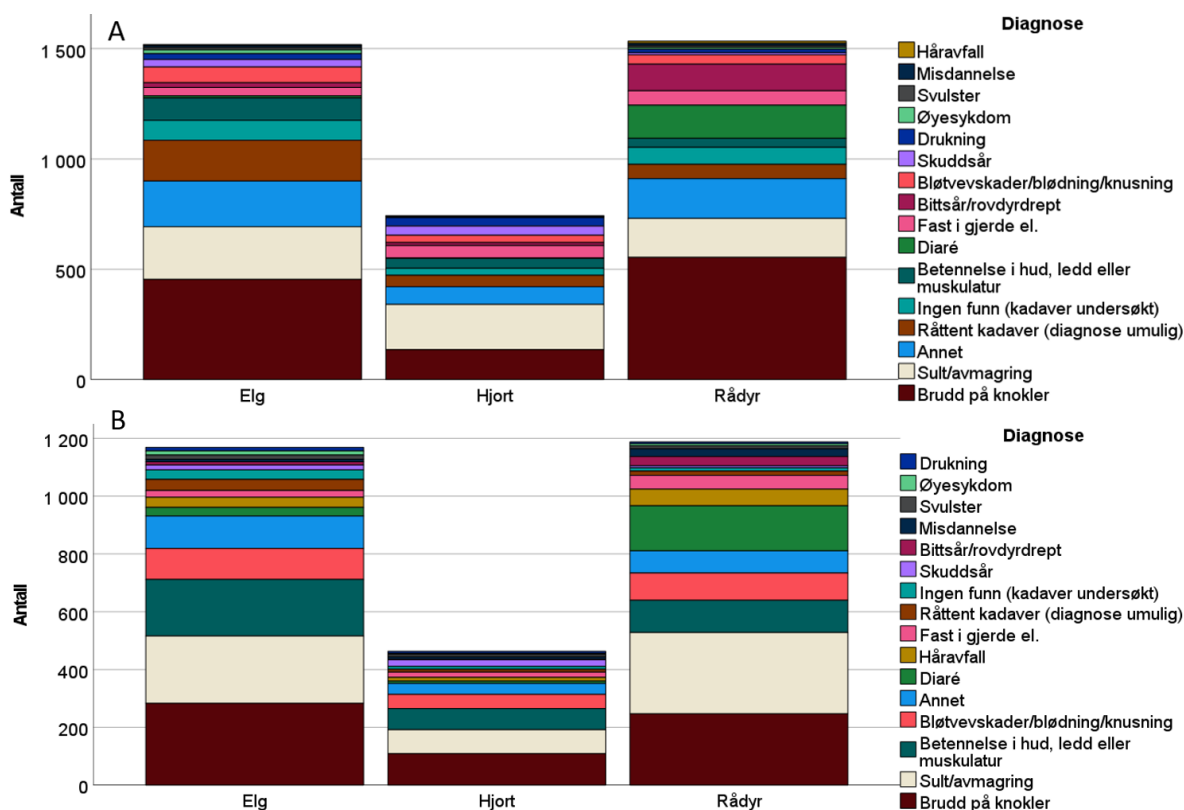
### 6.2.5 Diagnoser for fallvilt med årsak 'Sykdom og skade'

For fallvilt registrert i årsakskategorien 'Sykdom og skade' i Hjorteviltregisteret, er det også mulig å angi en eller flere sannsynlige diagnoser. Diagnosen presiserer hvilke synlige tegn som ligger til grunn for årsaksvurderingen, men uten at man med sikkerhet kan avgjøre hvorvidt utfallet var direkte knyttet til denne diagnosen. Det vil ofte være svært krevende, både for lek og lærd, å sette en fullgod diagnose under feltforhold, men de synlige tegnene kan likevel gi oss en pekepinn på de bakenforliggende årsakene.

Ved tidspunktet for datanedlasting (27. april 2022) var det registrert diagnose for 5064 døde individer (520 individer med diagnosen 'Ikke undersøkt' ble fjernet). Tilnærmet alle data var registrert i perioden 2019-2022, mens ni individer var fra perioden 2007-2018. I analysene benyttet vi kun individer som var registrert døde i årene 2019-2022 (n = 5055).

Av disse individene var ca. 25 % registrert med to (80 %) eller flere (20 %) diagnoser. Ett individ hadde hele syv diagnoser. Diagnosene er ikke registrert i prioritert rekkefølge, og følgelig er det umulig å avgjøre hvilke som var vurdert som mest sannsynlige.

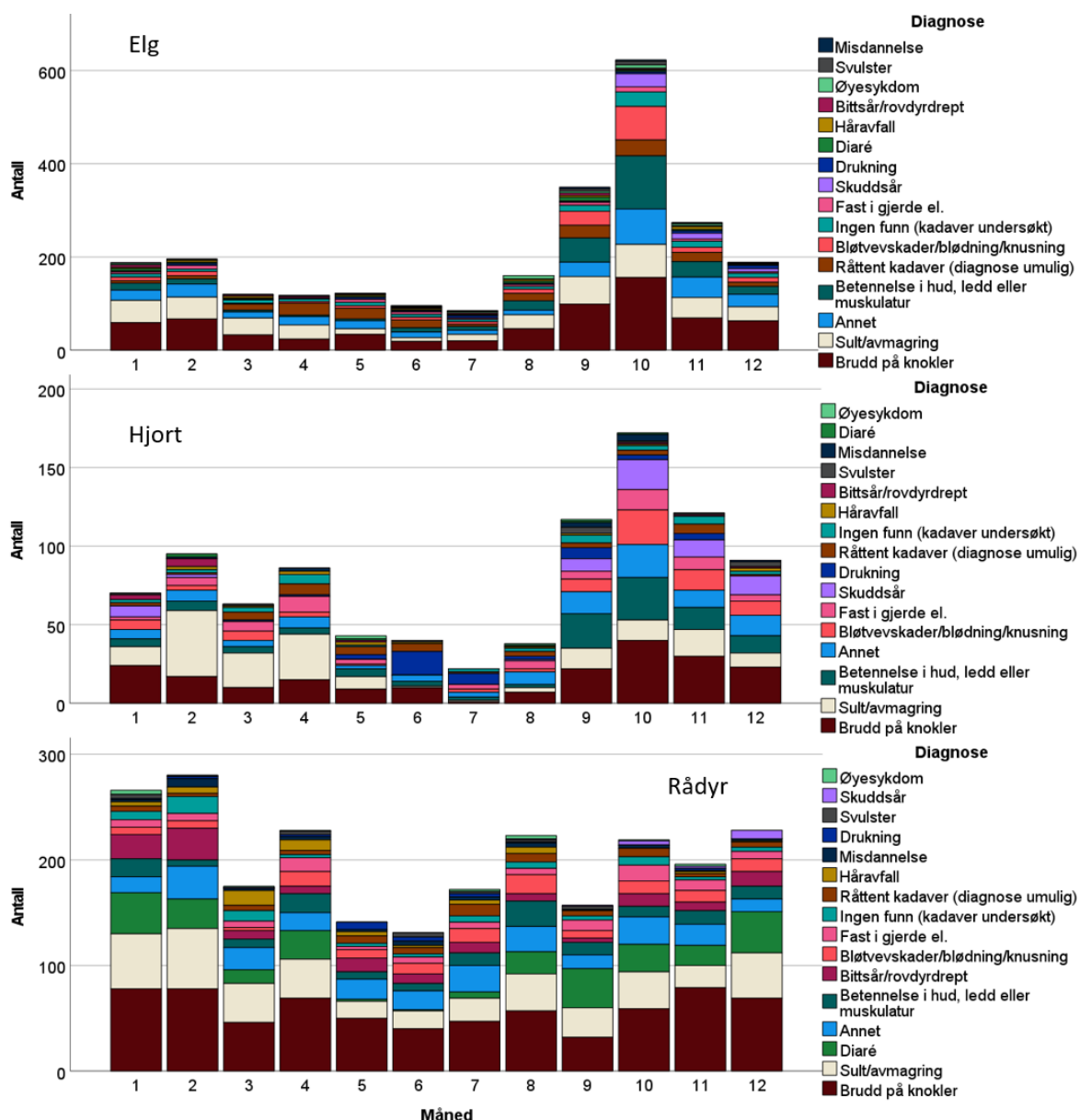
I **Figur 6.2.15** ser vi fordelingen av diagnoser for individer av elg, hjort og rådyr med henholdsvis én og to eller flere diagnoser. I begge tilfeller er den prosentvise fordelingen av diagnoser relativt lik mellom arter, men med noen artsspesifikke særpreg. For hele materialet samlet var det 'Brudd på knokler' som var den vanligste diagnosen for elg (27 %) og rådyr (29 %), etterfulgt av 'Sult/avmagring' (elg: 18 %, rådyr: 17 %). For hjorten var det motsatt (20 % vs. 24 %). For fallvilt med flere diagnoser var også 'Betennelse i hud, ledd eller muskulatur' og 'Bløtvevskader/blødning/knusning' relativt ofte benyttet (**Figur 6.2.15**). Også diagnosene 'Annet', 'Råttent kadaver (diagnose umulig)' og 'Ingen funn (kadaver undersøkt)' omfattet et større antall individer (**Figur 6.2.15**). Dette er imidlertid lite konkrete diagnoser og brukes sannsynligvis mest når kadaveret ikke viser opplagte tegn på bakenforliggende årsaker.



**Figur 6.2.15.** Antallet fallvilt pr. art og diagnose for (A) individer med kun en registrert diagnose, og (B) individer med to eller flere (3-7) diagnoser. Data fra Hjorteviltregisteret 2019-2022.

Mindre vanlige diagnoser inkluderte med synkende frekvens 'Diare', 'Fast i gjerde el.', 'Bittsår/rovdyrdrept', 'Skuddsår', 'Håravfall', 'Drukning', 'Misdannelser', 'Svulster' og 'Øyesykdom'. Diare synes først og fremst å omfatte rådyr (11 %), mens det innrapporteres få elg (1 %) og hjort (1 %) med denne diagnosen (**Figur 6.2.15**). Tilsvarende var det mer vanlig med diagnosen 'Bittsår/rovdyrdrept' for rådyr (6 %) enn for elg (1 %) og hjort (1 %). Å feste seg i gjerde eller lignende fører til at en relativt stor andel hjort (6 %) og rådyr (4 %) forulykker, men er mindre vanlig for elgen (2 %). For hjorten er også skuddsår (5 %) og drukning (4 %) relativt vanlig, men mindre vanlig for elg (skuddsår: 2 %, drukning: 1 %) og rådyr (1 % for begge). 'Misdannelser', 'Svulster' og 'Øyesykdom' er rapportert som diagnose for alle tre artene, men er i alle tilfeller relativt uvanlig (<1 % for hver av dem) (**Figur 6.2.15**).

Som påpekt over er det stor variasjon i antallet fallvilt registrert i ulike deler av året og det samme gjelder med hensyn til fordelingen av diagnoser (**Figur 6.2.16**). 'Sult/avmagring' er mer vanlig diagnose (større andel og antall) i vinterhalvåret enn i sommerhalvåret, og særlig for rådyr og hjort (**Figur 6.2.16**). Andelen er særlig høy på ettervinteren, når oppsparte kroppsreserver er som lavest.



**Figur 6.2.16.** Fordeling av diagnoser på art og måned. Data fra Hjorteviltregisteret 2019-2022.

Andelen fallvilt med diagnosen 'Brudd på knokler' varierer mindre mellom sesonger, men antallet med denne diagnosen var jevnt over høyere i vinterhalvåret (oktober-mars) enn i sommerhalvåret. Dette sammenfaller med det høyere antallet hjortedyr som påkjøres i vinterhalvåret (Solberg et al. 2009), og kan skyldes at mange av de påkjørte individer dør av skadene en stund etter ulykken. Det er også mulig at skader fra brunstkamper mellom hannindivider i elg- og hjortebestandene kan forklare noe av det forhøyede antallet i oktober og november. Dette støttes av at andelen hannedyr av dyr med denne diagnosen var høyere i oktober og november enn i andre måneder for begge arter.

Som forventet blir fallvilt med skuddsår nesten utelukkende registrert i jaktseasonen eller rett i etterkant. Flest fallvilt med skuddsår blir registrert i oktober for elg og hjort og i desember for rådyr (Figur 6.2.16). På høsten registreres det også en større andel fallvilt med diagnosen 'Bløtvevskader/blødning/knusning', en diagnose som ofte er assosiert med diagnosen 'Skuddsår'. Også antallet individer som drukner er høyest på høsten (Figur 6.2.16). Dette bør ses i sammenheng med usikker is på denne årstiden, og stor bevegelse på dyrene i forbindelse med jakt, brunst, og sesongtrekk fra sommer- til vinterområder.

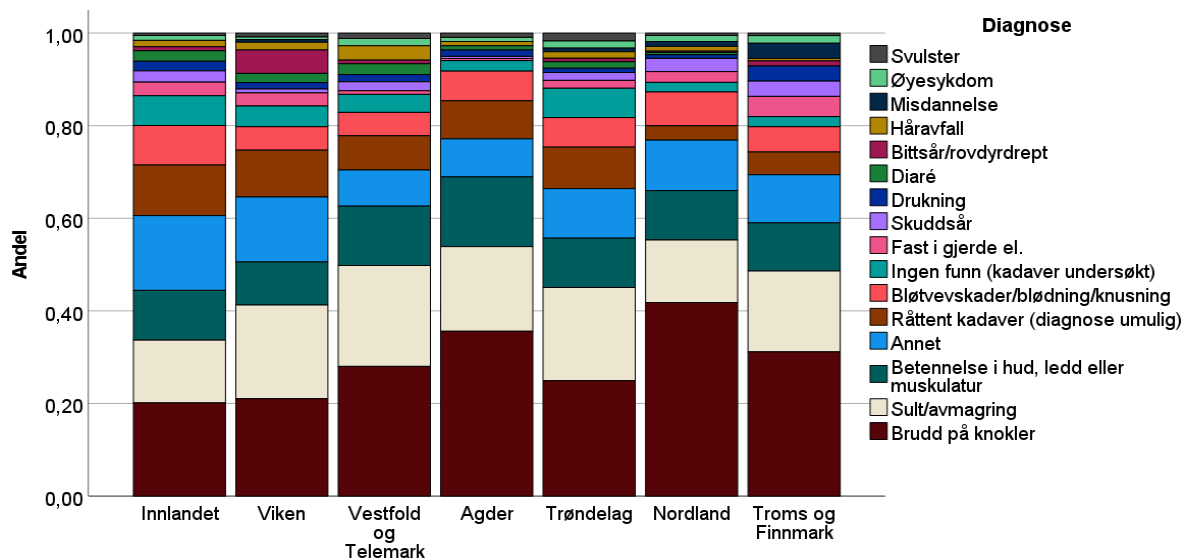


For de mindre vanlige diagnosene var det stor variasjon i andel og antall mellom sesonger, noe som delvis kan skyldes få dyr i materialet og dermed stor tilfeldig variasjon. Av mer påfallende karakter er et større antall rådyr med diagnosen 'Bittsår/rovdyrdrept i vinterhalvåret, og særlig i januar og februar (**Figur 6.2.16**). Dette kan være rådyr drept (eller skadet) av løshund eller rovdyr, men kan også være dyr som er døde av andre årsaker og siden påspist av åtselere. Også andelen og antallet fallvilt med diagnosen 'Råttent kadaver (diagnose umulig) varierte gjennom året, noe som kan forklares med varierende temperatur gjennom året og dermed varierende forhold for forråtnelse.

Her bør det påpekes at hendelsesdatoen som registreres for diagnostiserte individer ofte vil være en upresis angivelse av når individet faktisk døde. Dette gjelder særlig for dyr som er funnet etter at de er døde og der graden av forråtnelse eller påspising er høy. I slike tilfeller tror vi hendelsesdato oftere avspeiler når dyret ble funnet (eller registrert) enn når det med størst sannsynlighet døde. For dyr som er avlivet på grunn av sykdom og skade, er dødsdato nødvendigvis mer presis.

### 6.2.6 Geografisk variasjon

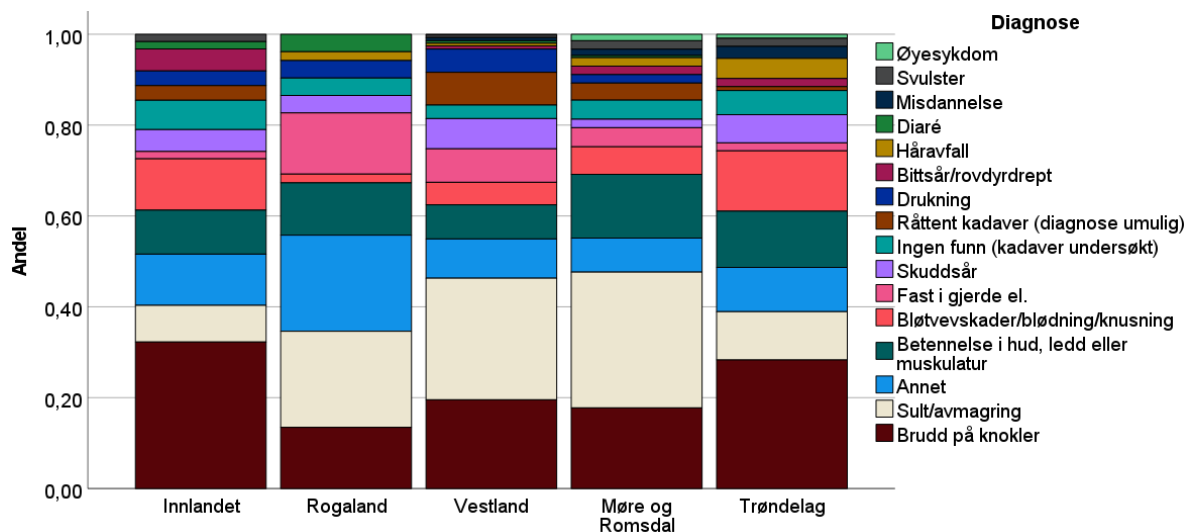
I årstidsvariasjon, er det geografisk variasjon i hvordan diagnosene fordeler seg mellom fylker. Forskjellene er imidlertid preget av tilfeldigheter som følge av få dyr i enkelte diagnosekategorier og fylker. I tillegg kan det eksistere forskjeller mellom fylker med hensyn til når dyrene dør og hvordan dyrene diagnostiseres. Dette inkluderer bruken av diagnosen 'Annet' og antallet diagnoser som angis for hvert dyr. I **Figur 6.2.17 – Figur 6.2.19** viser vi fordelingen av diagnoser i fylker med mer enn 50 registreringer i perioden 2019-2022 (til 1. mars).



**Figur 6.2.17.** Fordeling av diagnoser for elg i årsakskategorien 'Sykdom og skade' i perioden 2019-2022 (til 1. mars) i ulike fylker. Kun fra fylker med minst 50 diagnoser i perioden.

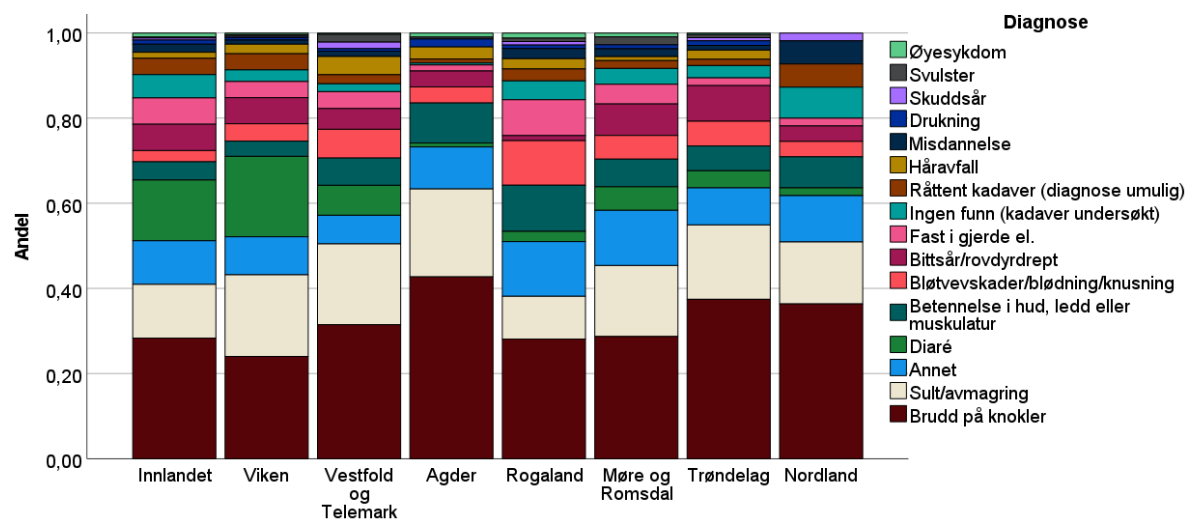
For elgens del var det betydelig forskjell mellom fylker i andelen fallvilt med diagnosen 'Brudd på knokler' (**Figur 6.2.17**). Særlig stor var forskjellen mellom Nordland, og Innlandet og Viken. Dette er alle fylker der det påkjøres mye elg hvert år, som vi mistenker kan være årsaken til at mange elg senere blir funnet døde med bruddskader. 'Sult/avmagring' varierte også noe mellom fylker, men mindre enn hva vi forventet. Av mindre vanlige diagnoser var det 'Bittsår/rovdyrdrept' som varierte mest. Denne omfattet omkring 5 % av diagnosene i Viken og var stor sett under 1 % i de andre fylkene (**Figur 6.2.17**). Akershus og Østfold (i dagens Viken) er begge delvis innenfor ulvesonen, hvilket kan forklare den relativt høye andelen. På den annen side er også deler av Innlandet innenfor ulvesonen, men der var andelen med denne diagnosen lav.

Det var større variasjon i fordelingen av diagnoser for hjorten, men samtidig færre fylker med mye fallvilt. Størst forskjell er det mellom Vestland fylkene på den ene siden, og Innlandet og Trøndelag på den andre (**Figur 6.2.18**). I Vestland fylkene var det 'Sult/avmagring' som var den vanligste diagnosen, mens 'Brudd på knokler' var den viktigste diagnosen i Innlandet og Trøndelag. Forskjellene skyldes sannsynligvis dagens høye bestandstetthet og vesentlig reduserte bestandskondisjon for hjorten på Vestlandet (**kap. 3.3**), mens levetilstandene er bedre i de andre fylkene. Det var også påfallende høye andeler med diagnosene 'Fast i gjerde el.' og 'Annet' i Rogaland, mens disse diagnosene registreres i langt mindre grad i andre fylker (**Figur 6.2.18**). Her bør det nevnes at Rogaland og Innlandet kun har registrert i overkant av 50 diagnoser hver i perioden, mens det ble registrert 900 diagnoser (>75 % av alle diagnoser) til sammen i Vestland og Møre og Romsdal fylke.



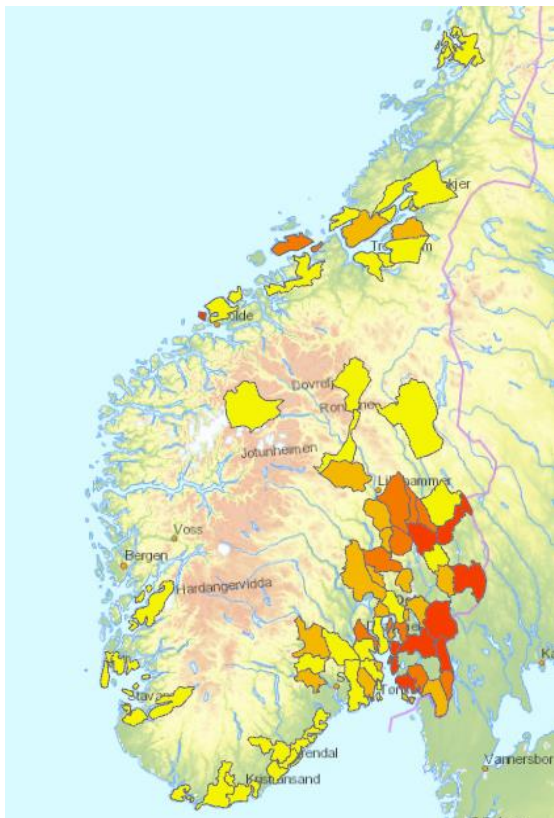
**Figur 6.2.18.** Fordeling av diagnoser for hjort i årsakskategorien 'Sykdom og skade' i perioden 2019-2022 (til 1. mars) i ulike fylker. Kun fra fylker med minst 50 diagnoser i perioden.

For rådyr var det Agder som skilte seg mest ut med hensyn til fordelingen av diagnoser. I Agder var det høy andel med diagnosen 'Brudd på knokler', 'Sult/avmagring' og 'Betennelse i hud, ledd eller muskulatur' (> 70 %, **Figur 6.2.20**), men få dyr med andre spesifikke diagnoser.



**Figur 6.2.19.** Fordeling av diagnoser for rådyr i årsakskategorien 'Sykdom og skade' i perioden 2019-2022 (til 1. mars) i ulike fylker. Kun fra fylker med minst 50 diagnoser i perioden.

Også diagnosen 'Diaré' varierer mye mellom fylker. 'Diaré' utgjorde nesten 20 % av diagnosene i Viken, 12 % i Innlandet og 5 % i Vestfold og Telemark (**Figur 6.2.19**), men var nesten fraværende som diagnose i Agder, Rogaland og Nordland. Dette kan skyldes bakenforliggende forskjeller i diett mellom fylker, og særlig inntak av landbruksprodukter på åker og fôringsplasser i vinterhalvåret. Problemet synes å være mest akutt rundt Oslofjorden og i enkelte kommuner i Trøndelag (**Figur 6.2.20**).



**Figur 6.2.20.** Andelen fallvilt av rådyr med 'Diaré' som diagnose i ulike norske kommuner. Data kun fra kommuner med minst 10 diagnoser registrert i perioden 2019-2022. Andelen rådyr med 'Diare' øker fra gult til rødt.

### 6.3 Generelle vurderinger og veien videre

I Norge har vi fellingsstatistikk for de ville hjortedyra våre tilbake til slutten av 1800-tallet og på slutten av 1960-tallet ble det besluttet å starte en tilsvarende registrering av årlig antall hjortedyr som dør av andre årsaker enn jakt (fallvilt). Mer enn 50 år senere er det registrert drøye 350 000 fallvilt av elg, hjort, rådyr og villrein hos SSB, inkludert data på hvor og hvordan de ulike individene har omkommet. Sammenlignet med andre viltarter, gir dette oss unike mulighet til å lære mer om omfanget av og årsaken til at hjortedyr dør utenom jakt og hvordan dødelighetsmønsteret varierer over tid. I tillegg vil sannsynligvis antallet og sammensetningen av fallviltet delvis avspeile den bakenforliggende bestanden. En slik mulig kobling gjør det interessant å undersøke hvorvidt fallviltdata kan benyttes i overvåkingen av bestandenes størrelse, struktur og kondisjon.

Samlet sett finner vi at fallvilt utgjør kun en mindre andel (4-15 %) av alle elg, hjort og rådyr som hvert år registreres døde i Norge (**Figur 6.2.1**). De fleste av disse er et resultat av kollisjoner med motorkjøretøy (bil), men svært mange er også registrert som 'omkommet av andre årsaker'. Vi var spesielt opptatt av fallvilt i den sistnevnte kategorien fordi vi forventer at disse primært har omkommet av naturlige årsaker (sult, sykdom, predasjon og ulykker), og fordi andelen naturlige døde kan tenkes å variere med leveforholdene. Av særlig interesse er hvordan dødelighetsmønsteret har endret seg i takt med økningen i bestandstettheten (**Figur 3.1.1**) og i hvilken grad varierende værforhold og klimaendringer har påvirket dødelighetsmønsteret over tid.

En forutsetning for å kunne bruke det registrerte fallviltet i denne typen analyser er at materialet utgjør et rimelig representativt utvalg av alle hjortedyr som dør av naturlige årsaker hvert år – hvilket vi ikke kan være sikre på. Registrering av fallvilt som har omkommet av andre årsaker blir innsamlet med bruk av en varierende mengde ressurser mellom kommuner og år, og uten en standardisert instruks. Det er dermed ikke gitt at materialet representerer antallet og fordelingen av hjortedyra som faktisk dør.

Vi undersøkte derfor om antallet fallvilt responderer som forventet på variasjonen i bestandstetthet og værforhold. Resultatet antyder at begge forklaringsvariablene har en effekt, men ikke så sterke som forventet. Antallet fallvilt økte med økende bestandsstørrelse, men det var lite som tydet på at den naturlige dødelighetsraten (andelen dyr som dør) har økt. Dette er til dels motsatt av tidligere erfaring basert på radiomerkestudier av elg (C.M. Rolandsen unpubl. data), og er heller ikke i samsvar med nedgangen i rekrutteringsrater og slaktevekter for elg og hjort i perioder med høy bestandstetthet. Også effekten av varierende vinterforhold var liten, selv om effekten gikk i forventet retning.

Hovedårsaken til den svake effekten er trolig lav samvariasjon mellom det som registreres i kategorien 'omkommet av andre årsaker' og hva som faktisk dør av naturlige årsaker i bestandene. Det er usannsynlig at alle dyr som dør naturlig blir funnet og registrert, og innsatsen som legges for dagen kan derfor være utslagsgivende for hvor mange fallvilt som registreres hvert år. For eksempel så fant vi en stor økning i antallet fallvilt registrert i årene etter at skrantesyke (CWD) ble oppdaget i 2016 (**Figur 13.4.1**). Myndighetene iverksatte da omfattende tiltak, og oppfordret kommunene til å bidra til at flest mulig fallvilt ble testet for skrantesyke og at data ble registrert i Hjorteviltregisteret. For alle tre artene ble det i disse årene registrert mer enn 40 % flere fallvilt i kategorien 'omkommet av andre årsaker', men uten at dette kunne forklares med bestandstetthet eller værforhold. Varierende rapporteringssannsynlighet kan også ha påvirket datatilfanget i andre deler av overvåkingsperioden, for eksempel som følge av varierende mengder ressurser tildelt viltforvaltningen på kommunenivå.

I tillegg til varierende rapporteringssannsynlighet, er det lite trolig at alle fallvilt i kategorien 'omkommet av andre årsaker' er et resultat av naturlig dødelighet. For eksempel tror vi mange individer i denne kategorien har omkommet som følge av skader påført i ulykker på veg og jernbane. Dette understøttes av at en stor andel påkjørte hjortedyr ikke blir registrert døde umiddelbart etter en trafikkulykke (**Figur 6.2.13**), og at mange fallvilt i kategorien 'Sykdom og skade' er gitt diagnosen 'Brudd på knokler' (**Figur 6.2.15**). Fallvilt med denne diagnosen opptrer mer hyppig i høst- og vintermånedene (**Figur 6.2.16**), som nettopp er perioden når hjortevilt er mest utsatt for å bli påkjørt i trafikken (**Figur 6.2.12**).

I praksis betyr dette at antallet fallvilt i kategorien omkommet av andre årsaker kun i begrenset grad avspeiler variasjonen i naturlig dødelighet i hjorteviltbestandene. Inntrykket er at det er mest feilvariasjon i fallvilt av rådyr og hjort, og minst i fallvilt av elg. Vi tror dette delvis henger sammen med hvor økonomisk viktig de ulike artene oppfattes av viltforvaltningen, og dermed hvor mye ressurser som avsettes til å registrere og rapportere fallvilt fra de ulike artene.

Etter at Hjorteviltregisteret ble opprettet på starten av 2000-tallet (**kap. 8, 9 og 10**) ble det mulig å registrere fallvilt og relaterte hendelser med langt større presisjon, og siden 2010 har de aller fleste kommuner valgt å benytte seg av denne muligheten (**Figur 6.2.12**). I Hjorteviltregisteret kan fallviltet fordeles på art, kjønn og alderskategori, samt i syv ulike årsakskategorier. I tillegg er det mulig å angi nøyaktig tidspunkt og lokalitet for hendelsen, og data på slaktevekt og parasittbelastning (**Tabell 6.1.1, Tabell 6.2.1**). Foruten å gi oss et langt bedre innblikk i hvor, når og hvorfor hjortevilt dør utenom jakt, kan vi basert på dette materialet forhåpentligvis også utvikle nye, uavhengige mål på utviklingen i hjorteviltbestandenes størrelse, struktur og kondisjon.

Det faktum at hendelsesdato nå registreres for fallvilthendelser er nyttig for å forstå årsaksforholdene bak hendelsen. Hendelsesdatoen som registreres for individer kan imidlertid være en upresis angivelse av når individet faktisk døde. Dette gjelder særlig for dyr som er funnet etter

at de er døde og der graden av forråtnelse eller påspisning er høy. I slike tilfeller tror vi hendelsesdato oftere avspeiler når dyret ble funnet (eller registrert) enn når det med størst sannsynlighet døde. Dette vil spesielt gjelde for dyr i kategorien 'Sykdom og skade' der dødsdato kan være mye tidligere enn funndato. Vi foreslår at det i fremtiden gis mulighet til å registrere både "funndato" og "antatt dødsdato".

De mest opplagte parameterne som kan benyttes i bestandsovervåkingen er fallviltets kjønn og alderskategori. Kjønn og alderskategori registreres også for dyr felt og sett under jakt, men som påpekt innledningsvis er dette data som er innsamlet av jegere, med det som følger av skjevheter i materialet. Fallviltdata kan bidra med uavhengig informasjon om bestandsstrukturen (Solberg et al. 2009), men vil likevel inkludere skjevheter som følger av kjønns- og aldersspesifikke forskjeller i atferd og sårbarhet. Fallviltet utgjør derfor neppe et representativt utvalg av bestanden, men kombinert med tilstrekkelig informasjon om når og hvordan dyret døde, vil det sannsynligvis være mulig å utvikle rimelig presise indekser på variasjonen i kjønnsforhold og kalverekruttering. Dette er noe som særlig bør prøves i bestandsovervåkingen av rådyr (**kap. 7, Figur 7.1.1**), men kan også egne seg for elg og hjort. I hjorteviltforvaltningen er det ofte tilstrekkelig med presise indekser på ulike bestandsparemetere (eks. kjønnsforhold), og ved å belyse de samme bestandsegenskapene fra ulike vinkler (sett dyr-data og fallviltdata), kan forvaltningen med større sikkerhet avgjøre bestandens utvikling.

De nyeste elementene i Hjorteviltregisterets fallviltregister er muligheten til å overvåke utbredelsen og omfanget av utvalgte ektoparasitter (hjortelusflue, flått og svelgbremslarver) hos fallvilt, og det å knytte en eller flere diagnoser til individene som er registrert døde under årsakskategorien 'Sykdom og skade'. Mulighetene for å registrere ektoparasitter kom først i 2019, og muligheten for å registrere diagnoser noen år før dette. Av den grunn er det få år med data og datamengden er fortsatt relativt lav (ca. 5000 individer registrert døde av 'Sykdom og skade'). Likevel ser vi tydelige mønstre i fordelingen av diagnoser i tid og rom, og flere av særtrekkene faller sammen med risikoelementer som varierer mellom sesonger og områder. Mest typisk er den relativt store andelen fallvilt med skuddsår og drukning (tynn is) på høsten, og det store antallet fallvilt med brudd på knokler sent på høsten og gjennom vinteren når viltulykker i trafikken og fallulykker (is) er eller kan forventes å være, mest hyppige. Sult og avmagring var også en diagnose som hovedsakelig ble registrert i vinterhalvåret, hvilket var som forventet. Det er så langt for lite data registrert om ektoparasitter til at dette materialet gir mye informasjon om utbredelse og omfang av dette.

I hvilken grad diagnosene reflekterer den faktiske fordelingen av dødsårsaker er vanskelig å avgjøre. Diagnostisering av fallvilt i felt er vanskelig selv for eksperter, og sannsynligheten for at det gjøres feil er derfor stor. Så langt eksisterer det lite informasjonsmaterieil som kan veilede fallviltpersonell når en diagnose skal stilles, og kanskje er det også behov for å gjøre enkelte diagnosekategorier bredere for med større sikkerhet å favne riktig dødsårsak. Slik vi ser det, bør dette informasjonsmateriellet utarbeides gjennom et samarbeid mellom Veterinærinstituttet og NINA, som er de to mest sentrale brukerne av Hjorteviltregisterets fallviltregister til forskning og overvåking. I tillegg bør Miljødirektoratet og eventuelt andre forvaltningsmyndigheter involveres i dette arbeidet.

Basert på erfaringene så langt bør fallviltmaterialet i større grad innlemmes i bestandsovervåking og forskning. Flere av parameterne krever minimalt med tilrettelegging og analyser for å bidra med verdifull informasjon om utviklingen i hjorteviltbestandene, men kan med fordel raffineres til mer presise bestandsindekser ved å kontrollere for ulike påvirkningsfaktorer. Dette gjelder først og fremst for parameterne som antall, kjønn og alder, og spesielt for fallvilt som med sikkerhet har omkommet i trafikken (dødt på stedet, avlivet på stedet). Dette er fallvilt med kjent dødsårsak og der styrken av en viktig utløsende faktor (trafikkintensitet) er rimelig godt kjent. I tillegg er det sannsynlig at de aller fleste fallvilt i denne gruppen blir registrert og rapportert til Hjorteviltregisteret.

Den resterende delen av fallviltet er mer utfordrende å bruke i bestandsovervåkingen fordi dødsårsaken ofte er ukjent og fordi innsamlingsinnsatsen er variabel og i liten grad kjent. Varierende innsats kan ha stor effekt på variasjonen i antallet fallvilt registrert, og fordi dødelighetsraten varierer med leveforholdene, er det ikke gitt at antallet fallvilt avspeiler bestandens størrelse.

Dette materialet kan imidlertid egne seg godt til overvåking av dødelighetsmønster, og på sikt kanskje også dødelighetsrater i bestandene. Å tildele fallviltet en sannsynlig diagnose gir et bedre grunnlag for å forstå hva som fører til at hjortedyr dør utenom jakt. Og selv i fravær av relative endringer i antall fallvilt (eks. fallvilt pr. felte dyr), kan eventuelle endringer i dødelighetsmønster (eks. økt andel med diagnosen sult og avmagring) brukes som indekser på endringer i dødelighetsrater. En forutsetning er at diagnosepresisjonen er rimelig høy og at tilstrekkelig mange fallvilt i årsakskategorien 'Sykdom og skade' gjennomgår en slik vurdering. I tillegg kan systematisk registrering av flått, brems og hjortelusfluer bidra med mer kunnskap om utbredelsen av ektoparasitter, og hvorvidt dette kan ha betydning for bestandsforholdene.

For å gjøre fallviltet bedre egnet til overvåkingsformål foreslår vi to tiltak:

- 1) at det utarbeides en felles instruks og protokoll for hva som skal registreres fra fallvilt og hvordan dette skal gjøres.
- 2) at det jevnlig gjennomføres kursing av viltansvarlige og ettersøkspersonell som er i direkte befatning med fallviltet.

I prosessen mot en bedre instruks er det også nødvendig å gjennomgå forskriftene som omhandler registrering av fallviltdata, og avklare hvilke plikter og forventninger som tillegges den kommunale viltforvaltningen. Basert på vår erfaring, er det svært mye usikkerhet i forvaltningen med hensyn til hva som skal og eventuelt kan registreres, og dette påvirker kvaliteten på materialet.

Et kurs hvor nye instruks blir gjennomgått, er nyttig for opplæring i praktiske sider ved fallviltarbeidet, bruk av Hjorteviltregisteret og fallviltappen, samt for informasjon om relevante lover og forskrifter. Samtidig kan kurset kombineres med et fagseminar med foredrag om nytteverdien av fallviltdata i forvaltning og forskning. Et slik kurs kan med fordel gjennomføres som et samarbeid mellom forvaltningsinstitusjoner (Miljødirektoratet, Mattilsynet, lokal og regional forvaltning), forskningsinstitusjoner (f.eks. NINA og Veterinærinstituttet), Naturdata (som driver support for Hjorteviltregisteret), og aktører som arrangerer kurs og fagseminar med hjortevilt som tema.

## 7 Rådyrovervåking – et stort forbedringspotensial

Sammen med hjorten er rådyret den mest tallrike hjortedyrarten i Norge. Utbredelsen av rådyr omfatter de fleste kommunene sør for Nordland med unntak av en del kommuner i Vestland fylke. I Nordland finnes det jaktbare rådyrbestander i de fleste kystkommunene nord til Dønna kommune ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)). I 2020 ble det felt rådyr i 290 av landets 356 kommuner. På landsbasis har de årlige fellingstallene variert mellom 25 000 og 34 000 de siste 10 årene og i samme periode har antallet jegere som har jaktet rådyr økt fra 39 000 til snau 45 000.

Historisk har forvaltningen av rådyr vært viet langt mindre fokus og interesse enn forvaltningen av villrein, elg og hjort. Årsaken er delvis at rådyret har lavere økonomisk og samfunnsmessig betydning. I tillegg er bestandene av rådyr mer påvirket av predasjon og varierende værforhold, noe som i mange områder gjør bestandsutviklingen mindre forutsigbar enn for elg, hjort og villrein. Dette kan derfor ha medvirket til at rådyrforvaltningen har hatt noe friere rammer enn andre hjorteviltarter. På grunn av rådyrets beskjedne størrelse, skjer nok også mye av rådyrjakt i mindre organiserte former enn for elg og hjort. Dette er forhold som kan representere utfordringer med hensyn til valg av overvåkingsmetodikk og generell oppslutning omkring igangsatte overvåkingstiltak.

For å kunne gjennomføre målrettet forvaltningen av jaktbare arter er det ønskelig med data som kan brukes til å overvåke bestandenes størrelse, sammensetning, tilvekst (reproduksjon) og individenes kondisjon. I Norge har vi lang tradisjon med å samle inn fellings- og observasjonsdata fra jakt fra de større hjorteviltartene våre, og i noen grad også andre typer overvåkingsdata (eks. struktur- og vintertellinger hos villrein), men det samme har ikke vært tilfelle for rådyret. For rådyret har rammene for jakten vært friere (se § 20, Forskrift om forvaltning av hjortevilt), rapporteringen har vært mindre detaljert, og relevante data har vært vanskeligere tilgjengelig. Det har også vært mindre fokus på å utvikle, kvalitetssikre og innføre ulike metoder for innsamling av informasjon med relevans for bestandsforvaltningen.

Kunnskap om rådyrets bestandsutvikling baserer seg i dag i stor grad på utviklingen i fellingsstatistikk og fallviltstatistikk som samles inn av SSB ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)). Disse dataseriene viser stor grad av samvariasjon på nasjonalt (Solberg et al. 2017) og regionalt (fylke) nivå (Solberg et al. 2009) og sannsynligvis gir de et rimelig godt bilde på utviklingen i bestandsstørrelse på stor romlige skala. På en lavere romlig skala (eks. kommune) forventer vi at disse statistikkene er mer sårbare for tilfeldigheter og systematiske skjevheter og at variasjonen mellom år i mindre grad er representativ for variasjonen i bestandstetthet. Nytteverdien av disse dataene for den lokale forvaltningen er derfor begrenset, og det er uklart i hvilken grad avskytingsdata brukes aktivt i arbeidet med å regulere rådyrbestandene lokalt.

I siste delperiode (2017-2022) har det vært et mål å utrede hvorvidt vi med enkle midler kan forbedre den mangelfulle bestandsovervåkingen for rådyr. Spørsmålet er hvilke type data det er mest formålstjenlig å rette innsatsen mot, og hvilken geografisk skala det er mest hensiktsmessig å legge seg på. Tanken var også å teste ut mulige overvåkingsmetoder, men mye av dette arbeidet er dessverre forsinket. Vi håper derfor å kunne fortsette dette arbeidet i neste overvåkingsperiode.

I inneværende periode har vi først og fremst fokusert på mulige overvåkingsparametere og overvåkingsmetoder som kan benyttes ved rådyrovervåking. All bestandsovervåking innebærer systematisk og standardisert innsamling av opplysninger eller data fra en eller flere arter. Hva som samles inn er derimot avhengig av hvilke spørsmål en ønsker besvart, hvilke innsamlingsmuligheter som eksisterer, og hvilke ressurser som er tilgjengelig til dette arbeidet

## 7.1 Mulige overvåkingsparametere for rådyr

### 7.1.1 Vekt og størrelse

For villrein, hjort og elg representerer aldersspesifikke vekter en god indikasjon på dyras vekstbetingelser og reproduktive potensial. Et fellestrekk for disse artene er at hunndyras vekt er en god indikasjon på deres evne til å produsere avkom. Rådyret har derimot en annen reproduktiv strategi der den årlige tilgangen til føde er avgjørende for hvor mye energi som kanaliseres til årets kalv(er). Arter med denne typen reproduktiv strategi kalles «income breeders». For disse artene er sammenhengen mellom mordyrets og avkommenes tilstand mindre tydelig. For rådyrbukkene og -kalvene er det likevel forventet at vektdata og andre vekstmål vil gi relevant informasjon om lokale forhold relatert til næringstilgang og generelle livsbetingelser.

Siden 2017 har det vært mulig å registrere ulike individdata for felte rådyr i Hjorteviltregisteret. Pr. i dag er det likevel få kommuner hvor denne muligheten utnyttes i særlig grad. Det er derimot grunn til å anta at det eksisterer betydelige mengder historiske data. På noe sikt er det å håpe at lokale krefter vil bidra til at eksisterende historiske data blir lagt inn i registeret. Tilgjengeliggjøring av slike historiske data vil åpne mulighetene for å gjennomføre sammenlignende analyser knyttet til rådyrets vekstbetingelser i ulike deler av landet. På sikt kan dette også bidra til å gi et bedre helhetsbilde over bestandsforholdene for rådyr i Norge.

For de fleste av rådyrbestandene i Norge er værforhold og predasjon viktige påvirkningsfaktorer for bestandsutviklingen. I en bestandsovervåkingsammenheng ville det være interessant å få en bedre oversikt over den geografiske variasjonen i disse påvirkningsfaktorene.

### 7.1.2 Aldersfordeling

Etter det vi kjenner til er det i dag svært få områder, om noen i det hele tatt, som innehar historiske data om aldersfordelingen blant eldre rådyr. Vel og merke er det i enkelte kommuner/jaktområder samlet inn underkjever fra felte dyr, men om det har blitt gjennomført en nøyaktig aldersbestemmelse av disse individene er uvisst. Det totale omfanget av denne typen detaljerte data antas uansett å være svært begrenset.

Tidligere undersøkelser har vist at aldersbestemmelse av voksne rådyr på bakgrunn av tannsnitt gir et bedre estimat på reell alder sammenlignet med andre alternative metoder (Aitken 1975, Ashby & Henry 1979, Mysterud & Østbye. 2006). Presisjonen til metoden har likevel ikke blitt evaluert på samme måte som for elg, hjort og rein (Veiberg et al. 2020). Mangelen på materiale fra dyr med kjent alder er en viktig begrensning for gjennomføringen av en slik undersøkelse. Det er også noe uklareheter hvorvidt tannsnitt av framtenner eller jeksler er det som gir best resultat (Ashby & Henry 1979, Zalewski et al. 2009). Det bør igansettes en undersøkelse som klarlegger dette på en tilfredsstillende måte.

Hos hjort og elg brukes slike data til å synliggjøre forskjeller i jakttrykk mellom kjønnene og til å utfylle opplysningene fra sett dyr-dataene. Grovt sett fødes det like mange hunndyr som hanndyr inn i hjorteviltbestandene. Kjønnsmessige skjevheter i aldersstrukturen innen eldre aldersklasser skyldes dermed forskjeller i naturlig eller jaktrelatert dødelighet. Økt jakttrykk på eldre dyr vil eksempelvis bidra til å senke gjennomsnittsalderen, og forskjeller i gjennomsnittsalder mellom kjønnene vil dermed i de fleste tilfeller antyde ulikt jakttrykk på hanndyr og hunndyr.

For den lokale forvaltningen gir alderssammensetningen hos felte dyr konkret informasjon om hvordan jakten over tid har bidratt til å forme den demografiske sammensetningen av bestanden. Sammenlignet over år gir dette nyttig tilbakemelding om hvordan forvaltningens beslutninger påvirker bestanden. Det er grunn til å anta at en systematisk aldersbestemmelse av eldre voksne rådyr vil bidra med tilsvarende innsikt også i rådyrforvaltningen.



### 7.1.3 Fallvilt, konflikter og muligheter

Rådyret er ofte nært knyttet til kulturlandskapet og områder med mye menneskelig aktivitet, og dette er nok en viktig årsak til at rundt tre fjerdedeler av alle registrerte hjorteviltpåkjørsler omfatter rådyr ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)). Det store omfanget av påkjørte rådyr utgjør en stor utfordring for forvaltningen, men representerer også en mulighet for bestandsovervåkingen.

Materiale fra fallvilt kan i enkelte sammenhenger være å foretrekke fremfor materiale fra dyr felt under ordinær jakt. I dag representerer eksempelvis materialet fra fallvilt det viktigste bidraget i overvåkingen av skrantesjukeforekomsten hos rådyr. Veterinærinstituttet sin oversikt over undersøkte skrantesjukeprøver for perioden 2016-2021 viser at det er analysert 9972 prøver fra rådyr (<http://apps.vetinst.no/skrantesykestatistikk/NO/#omrade>). Bare 14 % (n = 1376) av disse prøvene stammer fra dyr felt under ordinær jakt. Til sammenligning stammer over 85 % av alle prøvene fra både villrein, elg og vill hjort fra dyr felt under jakt. Det kan dermed ligge et betydelig potensial i å utnytte fallviltmaterialet fra rådyr til bestandsovervåking.

Hjorteviltregisteret har i dag en relativt omfattende løsning for registrering av opplysninger knyttet til fallvilt. Dette sammen med et kompetent korps av personell knyttet til den lokale fallvilthåndteringen, gjør at det allerede samles inn mye data fra rådyr i fallviltkategorien. Utvidet bruk av fallviltmaterialet i overvåking og bestandsforvaltning fremstår derfor som et uforløst potensial. Individuer i fallviltkategorien kan derimot være i en svært varierende forfatning. Eksempelvis som følge av at de har vært utsatt for en påkjørsel, andre traumer, skader eller sykdom. I andre tilfeller blir dyrene først funnet lang tid etter dødstidspunktet. I slike tilfeller begrenses naturlig nok nytteverdien. På vårparten kan det også oppstå tvil om aldersklassifisering av de yngste dyrene. Dette kan det tas hensyn til gjennom en sesongmessig avgrensning av materialet som anvendes.

Fallviltmaterialet stammer i tillegg fra hele året, og ikke bare fra en avgrenset jaktperiode. Dette bidrar til å begrense omfanget av materialet med direkte sammenligningsverdi for jaktmaterialet. Det kan likevel representere et verdifullt supplement til det jaktbaserte materialet.

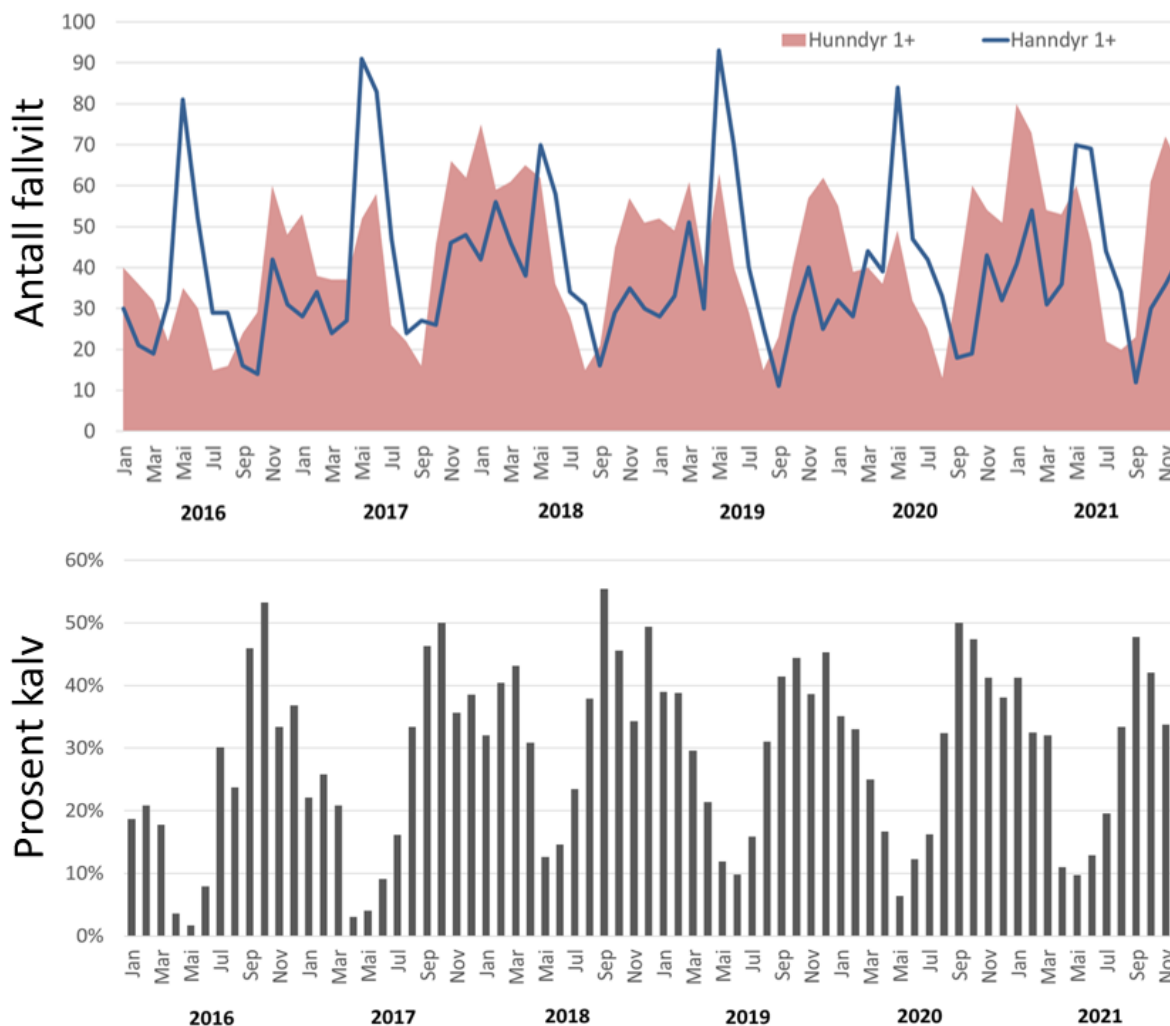
Totalantallet registrerte årlige fallvilt varierer betydelig mellom år. Årsaken til den store mellomårsvariasjonen skyldes mange forhold, men variasjon innen bestandsstørrelse, værforhold og predasjon er viktige påvirkningsfaktorer. Gjennom året er de ulike kjønns- og aldergruppene ulikt representert i fallviltstatistikken. Eksempelvis forekommer hunndyr i et større antall i statistikken i perioden oktober-april, mens hanndyr forekommer hyppigere enn hunndyr i perioden mai-august (**Figur 7.1.1**). På samme måte ser vi at prosentandelen som årskalver utgjør av fallviltmaterialet, varierer betydelig gjennom året, men i et repeterbart mønster (**Figur 7.1.1**). Alle disse forholdene kan muligens utnyttes til å utarbeide indikatorer på eksempelvis kjønnssammensetning, kalveproduksjon eller mellomårsvariasjon i naturlig dødelighet. Så langt har vi imidlertid ingen kunnskap om hvor godt slike indekser samsvarer med de faktiske bestandsforholdene.

### 7.1.4 Sett og felt rådyr

Mulige alternative metoder for å overvåke utviklingen i rådyrbestandene innbefatter tellinger fra bakke, bil, fly/helikopter/droner, samt tellinger av spor og lorthauger (Bjørneraas 2012). Mange av disse har vært forsøkt, men har vist seg å være upresise (bakketellinger), økonomisk krevende (fly/helikopter) og sårbare for varierende motivasjon blant takstpersonell (lorthaugtelling, sportellinger), og har følgelig fått en liten utbredelse. Det samme gjelder for jegerbaserte sett rådyr-registreringer, som til nå ikke har blitt utviklet til et fungerende verktøy for forvaltningen.

Noe av årsaken til sistnevnte tror vi ligger i den langt mindre organiserte gjennomføringen av rådyrjakta framfor jakt på elg og hjort. Elgjakta gjennomføres i stor grad som en lagsjakt, der hele dagen vies til elgjakt, og der det er utviklet gode rutiner for registrering av antallet felte og sette dyr ved jaktdagens slutt. Motsatt blir rådyrjakta gjerne gjennomført av enkeltjegere og ofte i et begrenset antall timer på dagen, eller rådyr felles som bifangst under elg-, hjort- og

småviltjakta. I mange tilfeller betyr det at det er vanskelig å holde kontroll på innsatsen som ligger til grunn for antallet rådyr som sees, og at jaktturner med manglende observasjoner ikke registreres.



**Figur 7.1.1.** Fallvilt av rådyr i Innlandet fylke i perioden januar 2016 til desember 2021. Øverst: Fallvilt av ett år og eldre rådyr (hunndyr: rødt areal, hanndyr: blå kurve). Nederst: Prosentandelen kalv i det månedlige totalmaterialet av fallvilt. Kilde: Hjorteviltregisteret.

I forbindelse med jakt på elg og hjort er det vanlig at jegerne registrerer både tidsforbruk og eventuelle observasjoner av dyr. Dette gir mulighet til å sammenstille aktuelle indekser for bestandstetthet, jakteffektivitet, demografisk struktur og kalveproduksjon. Pr. i dag er det ikke etablert noe tilsvarende system til bruk i forbindelse med jakt på rådyr. For å bøte på noen av disse begrensningene, har vi utredet tre beslektede metoder som kan benyttes til å overvåke rådyrets bestandsutvikling dersom de gjennomføres systematisk:

#### 7.1.4.1 Sett rådyr pr. jegerdag

Den første metoden baserer seg på innsamling av sett dyr-data, men der data kun registreres av elg- eller hjortejegere. Dette er jegere som ofte jakter i samme områdene år etter år og som har gode og faste rutiner for registrering av jaktinnsats og antallet observerte hjortedyr. Dersom disse også gis muligheten til å registrer antall, kjønn og alder på rådyr observert under jakta, kan materialet enkelt benyttes til å utvikle ulike indekser på bestandstetthet (sett rådyr pr. jegerdag), kjønnsrate (sett geit pr. bukk) og kalveproduksjon (sett kje pr. geit, tvillingandel).

Det meste av elg- og hjortejakta som utøves av jaktlag foregår i skogsterreng og følgelig er det lite sannsynlig at antallet rådyr i disse områdene er representativ for kommunen som helhet. Rådyret er gjerne mer knyttet til kulturmarka og vil som regel opptre ved høyere tetthet og ha høyere rekrutteringsrater i slike områder. Det er like fullt å anta at antall og fordeling av rådyr som observeres i skogsterreng vil samvariere over tid med bestandstettheten og strukturen i resten av kommunen.

Registreringen av denne typen data kan med enkle grep legges inn som en opsjon for elg- og hjortejegere som laster inn sett dyr-data i 'SettogSkutt'. Et mulig problem med denne metoden er at den øker belastningen på elg- og hjortejegere, som allerede opplever en høy belastning som dataleverandører til overvåking og forskning. Ytterligere belastning av denne jegergruppen kan derfor virke demotiverende og i verste fall kontraproduktivt. En åpenbar utfordring med denne tilnærmingen, er at den ikke kan brukes i de rådyrområder hvor hjort/elg enten mangler.

#### 7.1.4.2 Tid-til-suksess

Den andre metoden baserer seg på en såkalt Weibull-regresjon eller tid-til-suksess metodikk. Metodikken har mange likheter med sett pr. innsats-modellene (seen-per-unit-effort, SPUE), men framfor å benytte antallet rådyr sett er det antallet felte rådyr som relateres til innsatsen.

Til dette formålet kan det utvikles en app tilsvarende, eller som del av 'SettogSkutt', der jegerne i tillegg til å registrere antall, kjønn og alder (kalv, voksen) på alle rådyr som felles, også må registrere jaktinnsatsen i forkant av felling. I tillegg må det registreres data på jaktmetode (snikjakt/drivjakt), antall jegere (enkeltmann, lag), primærjakt (eks. elgjakt) og jakthabitat (skog/kulturmark). Basert på dette materialet kan det så beregnes ulike 'innsats pr. suksess-indeks' som vil være negativt korrelert med bestandstettheten (lav innsats pr. felling ved høy tetthet av rådyr).

Fordelen med denne metodikken, sammenlignet med sett pr. innsats-metoden som benyttes for elg og hjort, er at innsatsen kun registreres etter at dyr er felt. Det faktum at det er felt dyr gjør det sannsynligvis mer motiverende for jegeren å registrere data, og særlig dersom jaktrettshaver, kommunen, eller Miljødirektoratet også krever det. I tillegg er metoden bedre enn andre fangst pr. innsats-modeller (catch-per-unit-effort, CPUE) når jakta hovedsakelig gjennomføres av enkeltjegere og antallet dyr felt pr. jeger er lavt. Dette er fordi jakta (innsatsen) ofte avsluttes etter at det er felt et dyr (f.eks. Schmidt et al. 2005).

Den største utfordringen er å beregne innsatsen som lå til grunn for felling. I områder med lite rådyr kan denne være betydelig, og den kan også ha vært utført av andre jegere enn vedkommende som innehar fellingstillatelsen. Det siste kan for eksempel være tilfelle når alle i et elgjaktlag kan felle rådyr på et løyve som i utgangspunktet er registrert på en av deltakerne. Tilsvarende kan et varierende antall jegere jakte i felleskap på samme løyver over flere dager, men der ett eller flere rådyr til slutt blir felt av en jeger som jakter alene. I begge tilfellene må all innsatsen registreres, både den som utøves av jegerne i felleskap og enkeltjegere.

Fra materialet kan det utvikles to indekser på bestandstetthet: Innsats pr. felling og innsats pr. suksess. Disse skiller seg kun ved at en suksess kan inneholde mer enn en felling. Innsatsen pr. felling beregnes ved å dele innsats pr. suksess med antall dyr felt pr. suksess. Det betyr at alle rådyr som felles i en jaktsituasjon (eks. innenfor en time), eller hva vi kaller suksess, må registreres. Dersom andre rådyr felles på et senere tidspunkt vil innsatsen være antallet jegerdager eller jegertimer siden forrige suksess.

Metodikken er på ingen måte ferdig utviklet for rådyr, men mye av det teoretiske fundamentet er tilgjengelig. Og forskjellige avarter av metoden har vært utprøvd i ulike viltbestander (eks. Schmidt et al. 2005). Likevel gjenstår det mange utfordringer med hensyn til tilleggsdata som bør registreres (eks. jaktmetoder) for at indeksene skal bli tilstrekkelig presise. Sannsynligvis vil det være nødvendig å lage et fåtall grove kategorier for tilleggsinformasjon, men her er det nødvendig med ytterligere analyser (simuleringer) for å avklare hvordan dette best kan gjøres.

### 7.1.4.3 Felt rådyr pr. jaktinnsats

Den siste metoden er en fangst pr. innsats-metodikk som baserer seg på den årlige rapporteringen av jaktdata til SSB. Hvert år må alle jegere som har betalt villtrygdavgiften siste år, rapportere hvorvidt de har jaktet 1) storvilt (elg, hjort, villrein) og/eller 2) småvilt og rådyr, i hvilke kommuner de har jaktet småvilt og rådyr, og antallet rådyr og småvilt (fordelt på art) som ble felt i de ulike kommunene. I tillegg er det fra 2021 innført en ny post som omhandler jaktinnsatsen under jakt på rype. Spørsmålene som stilles er: 'Jaktet du rype siste år?' og, hvis ja, 'Hvor mange dager jaktet du på rype?'. En av hensiktene med dette tillegget er å få data til å beregne en fangst pr. innsats-indeks som kan benyttes som et relativt mål på bestandsstørrelsen av rype. En tilsvarende metodikk kan utvikles og benyttes for rådyr.

Metoden har mange likhetstrekk med tid-til-suksess-metodikken som ble beskrevet over, men skiller seg på noen vesentlige punkter. En viktig forskjell er at fellingsrapporten til SSB er obligatorisk og dermed kan vi forvente å få inn data fra de aller fleste jegere som har jaktet rådyr. En annen forskjell er at rapporten til SSB kan designes slik at også jakt uten fangst registreres. Dette kan gjøres ved at jaktutbyttet ikke kan føres før jaktinnsatsen på rådyr (og rype) er ferdig utfylt. Selv fra jegere uten fangst av småvilt eller rådyr, bør det derfor være mulig å få data på jaktinnsatsen. Av den grunn er det også tilstrekkelig at det er innsatsen til den aktuelle jegeren som registreres, ettersom innsatsen til eventuelle samjaktende jegere skal registreres separat av disse (til forskjell fra tid-til-suksess metodikken).

En annen fordel med metoden er at datamaterialet ikke kan spores til enkeltjegere. Riktignok må jeger laste inn jegernummer ved innlogging til fellingsrapporten, men disse opplysningene er ikke sporbare for utenforstående (personvern hensyn). På det viset øker sannsynligheten for at også rådyr (eller ryper) som felles utover tillatt kvote (baglimit) registreres.

Utfordringene med metoden er delvis som for de to andre metodene. Antallet dager jaktet kan være et upresist mål på jaktinnsats ettersom en jegerdag kan omhandle alt fra én time til hele dagen. I tillegg kan det være at det primære målet med jakta var å felle en annen art enn rådyr. Så lenge rådyr kan felles dersom muligheten byr seg, bør likevel denne innsatsen registreres brukt til rådyrjakt. Det kanskje største problemet kan være å huske hvor mange dager som ble benyttet til rådyrjakt når rapporten skal utfylles flere måneder etter at jakta er gjennomført (dvs. innen 1. april våren etter).

### 7.1.4.4 Generelle vurderinger

De tre metodene vil skille seg med hensyn til kostnader forbundet med teknisk infrastruktur-utvikling, databehandling og -analyser. Den dyreste metoden er sannsynligvis tid-til-suksess metodikken ettersom denne vil kreve utvikling av en egen app eller implementering av en egen modul i SettogSkutt-appen. Den billigste løsningen er sannsynligvis fangst pr. innsats-metoden ettersom det her kun er nødvendig å utvide dagens tekniske løsninger som er utviklet for rype. Statistikken fra denne innsamlingen kan presenteres sammen med annen jaktstatistikk på SSB sine hjemmesider. Uansett metode bør resultatene også presenteres i Hjorteviltregisteret.

Også metoden for innsamlingen av sett rådyr-statistikk er sannsynligvis billig å utvikle da dette kan gjøres ved å utvide den allerede eksisterende SettogSkutt-appen. Samtidig vil metoden kunne bidra til en bestandsindeks som bygger på andre data enn felte dyr.

## 7.2 Veien videre

I inneværende periode har vi kommet lengst i å utrede bestandsbaserte overvåkingsmetoder som bygger på sett- og felt-data, mens vi i mindre grad har utredet individbaserte overvåkingsmetoder. I neste programperiode ønsker vi å videreføre arbeidet med å utrede aktuelle metoder for nasjonal rådyrovervåking, og dessuten å prøve ut aktuelle metoder i hensiktsmessige forsøksområder.

Antallet rådyr som ses og felles under jakta kan bidra med presis informasjon om rådyrets bestandsutvikling selv på kommunenivå, forutsatt at det er mulig å få tilstrekkelig data på jaktinnsats. Vår foreløpige vurdering er at bestandstettheten av rådyr best kan overvåkes ved å kombinere sett pr. innsats-metoden (**kap. 7.1.4.1**) med fangst pr. innsatsmetoden basert på fellingsrapporten til SSB (**kap. 7.1.4.3**). Til sammenligning er tid-til-suksess-metoden (**kap. 7.1.4.2**) mer krevende å utvikle, både økonomisk og teknisk, og i tillegg er vi redd det vil vise seg vanskelig å få tilstrekkelig presis informasjon om den bakenforliggende jaktinnsatsen med denne metoden.

Utprøving av sett og felt pr. jegerinnsats som bestandsindekser for rådyr kan iverksettes nesten umiddelbart etter oppstart av neste programperiode – dersom det er ønskelig. Alt som kreves er et tillegg i SettogSkutt-appen (sett rådyr pr. jegerdag) og implementering av en rapporteringsfunksjon for innsats under rådyrjakt i SSB sin fellingsrapport. Samtidig bør begge metodene markedsføres i jaktmagasiner (Jakt og Fiske, Villmarksliv), fagblader (Hjorteviltet) og relevante internettplattformer (Hjorteviltregisteret, Hjorteviltportalen). Bruken av begge metodene bør deretter overvåkes, og indeksverdiene som beregnes bør analyseres i forhold til andre, og delvis uavhengige mål på bestandstettheten (eks. fallviltdata) innen og mellom kommuner og regioner.

Samtidig vil vi i neste programperiode utrede hvorvidt mer individbaserte overvåkingsmetoder kan bidra med supplerende informasjon om rådyrbestandene, og eventuelt gi oss bedre kunnskap om hva som forårsaker bestandsvariasjonen som antydes av sett og felt pr. innsats-indeksene. Individdata fra felte rådyr kan allerede registreres i Hjorteviltregisteret, men benyttes i liten grad. En mulighet er derfor å etablere spesifikke overvåkingsområder for rådyr der denne typen data samles inn mer systematisk. Dette kan være i kommuner hvor rådyr har høy status som viltressurs og der jaktrettshavere ønsker å pålegge sine jegere å rapportere individdata fra rådyr. Alternativt kan også fallvilt benyttes i sterkere grad enn i dag. Ved å tilby en systematisk protokoll for hva som skal måles samt en viss økonomisk kompensasjon for medgått tid, bør det være mulig å etablere et slikt samarbeid med kommunens fallviltpersonell. Viktige forutsetninger for suksess vil trolig være at overvåkingen ikke blir overdrevet kostnadskreven og at individdata vil bidra med relevante data for jaktforvaltningen. I neste femårsperiode vil vi også gjennomføre et forsøk med aldersbestemming av eldre rådyr basert på tannsnitt.



*Fangst pr. innsats er et mye brukt mål på vilt- og fiskebestanders relative størrelse. Kan dette målet også fungere som overvåkingsparameter for rådyr? Foto: Vebjørn Veiberg, NINA.*

## 8 Samgangen mellom overvåkingsprogrammet for hjortevilt og Hjorteviltregisteret

### 8.1 Historisk utvikling

Samgangen mellom overvåkingsprogrammet for hjortevilt og Hjorteviltregisteret dreier seg i dag primært om registrering av individdata fra elg, hjort og villrein felt under ordinær jakt innen områder som inngår i programmet. I tillegg registreres data fra villreintellinger.

Villreintellingene har gjennom hele overvåkingsprogrammet blitt gjennomført og kvalitetssikret av NINAs personell. I starten av programmet ble disse dataene samlet i overvåkingsprogrammets databaser. Disse dataene er nå overført til Hjorteviltregisteret og nye telleresultater rapporteres direkte til Hjorteviltregisteret gjennom et webgrensesnitt.

Når det gjelder historiske data fra jakt har NINA samlet individdata fra felte elg og hjort tilbake til 1950-tallet. Før etableringen av overvåkingsprogrammet for hjortevilt var denne innsamlingen knyttet til ulike korttidsprosjekter og egeninitierte avtaler. Siden 1980-tallet ble det samlet inn individdata fra flere av regionene som nå inngår i overvåkingsprogrammet.

Hjorteviltregisteret ble etablert på begynnelsen av 2000-tallet. For overvåkingsprogrammet representerte registeret først og fremst en kilde til standardiserte vald- og jaktfeltdata. Individdata fra felte dyr ble fremdeles lagret i NINAs interne databaser. De første årene av overvåkingsprogrammet for hjortevilt ble årlige resultatene rapportert regionvis til lokale forvaltningsmyndigheter. Disse rapportene inneholdt enkle oppsummeringer og vurderinger, samt med utlistering av data fra enkeltindividene som lå til grunn for analysene som ble gjennomført. Fra og med 2002 skjedde rapporteringen til jegere og forvaltningsorgan gjennom NINAs internettløsning «Hjorteviltportalen». Denne portalen var tilgjengelig for brukere fra 2002.

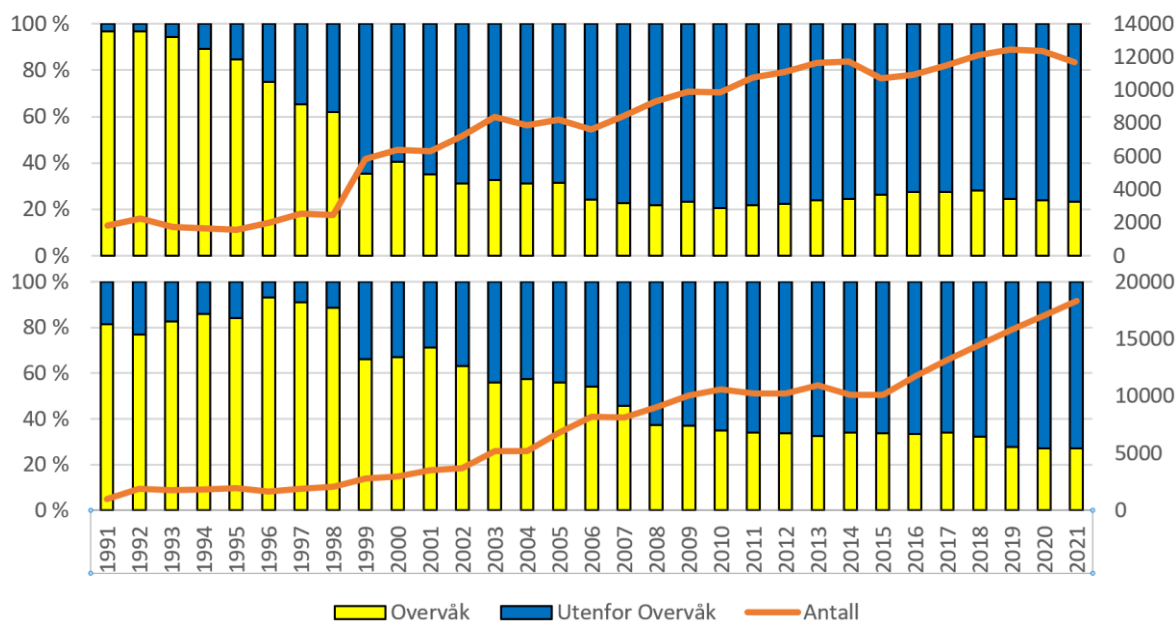
I 2006 ble NINAs interne databaser og Hjorteviltregisteret harmonisert og tilpasset gjensidig datautveksling slik at overvåkingsdata nå ble lagret i Hjorteviltregisteret, og rapportert derfra. Det historiske overvåkingsmaterialet fra før 2006 har blitt importert til Hjorteviltregisteret i ettertid, men uten valdinformasjon. Dette skyldtes at valdinformasjonen i det historiske materialet enten var mangelfull, eller ikke harmonerte med vald og/eller jaktfelt kommunene hadde opprettet i Hjorteviltregisteret.

Databaser og datainnleggingsystemer ble opprinnelig driftet av NINA. Etterhvert som Hjorteviltregisteret utviklet seg til et nasjonalt register med stadig flere funksjoner og bruksområder ble mer og mer av ansvaret for drift og utvikling overflyttet til Miljødirektoratet og deres tjenesteleverandører. Tjenesteleverandørene består i hovedsak av Naturdata (<https://naturdata.no/>) og Bouvet Norge (<https://www.bouvet.no/>). Naturdata tar seg av den daglige driften og brukerstøtten, mens Bouvet Norge er ansvarlige for utviklingen og vedlikehold av de datatekniske systemene. I 2011 overtok Miljødirektoratet det fulle ansvaret for Hjorteviltregisteret. Etter dette har Hjorteviltregisteret gjennomgått jevnlig modifiseringer og versjonsoppgraderinger, med ditto strukturelle endringer i underliggende databaser og dataregistreringsmetoder. Dagens utgave er Hjorteviltregisteret 2.0, som ble lansert i 2019.

Hjorteviltregisteret har utviklet seg i takt med endrede behov i hjorteviltforvaltningen, og anno 2022 ivaretar det en rekke funksjoner for både datainnlegging, datalagring og rapportering. Brukere er jegere, valdansvarlig, lokale og sentrale forvaltningsinstanser og forskningen. Rapporter omfatter villreintellinger, sette og felte dyr, jaktmateriale, jaktstatistikk over tildelte og felte dyr, fallvilt, samt prøveresultater fra både fallvilt og individer felt under ordinær jakt.

Ser vi på utviklingen siden 1991, har overvåkingsprogrammet gått fra å være hovedleverandøren av data fra to år og eldre felte elg og hjort til Hjorteviltregisteret, til å bli en leverandør av et mindre datavolum (**Figur 8.1.1**). Dette skyldes primært at det har vært en betydelig økning i antall

kommuner utenfor programmet som i dag bruker Hjorteviltregisteret (**kap. 10**). Overvåkingsprogrammet er fremdeles Hjorteviltregisterets hovedleverandøren av data fra aldersbestemte dyr to år og eldre.



**Figur 8.1.1.** Antall felte, to år og eldre individer av elg (øverst) og hjort (nederst) i Hjorteviltregisteret, fordelt på år (rød kurve, høyre y-akse). Søylene viser andelen av data som er innsamlet i regi av overvåkingsprogrammet for hjortevilt (gul, venstre y-akse) og fra andre kommuner utenfor overvåkingsprogrammet (blå).

Gjennom overvåkingsprogrammets 30-årige historie har det blitt utviklet mange forskjellige systemer og rutiner for å supplere Hjorteviltregisteret med jaktrelaterte data. I majoriteten av disse årene har alle individdata blitt registrert i databaser av overvåkingsprogrammet. I takt med at jegerne/jaktlaget og/eller valdansvarlig har fått en stadig mer sentral rolle i å registrere data om felte dyr direkte i Hjorteviltregisteret, er lagrede data i økende grad en kombinasjon av data registrert direkte av «jeger», og data registrert av overvåkingsprogrammets personell.

Ved oppstarten av overvåkingsprogrammet ble individene manuelt tilordnet unike journalnummer. Dette var nødvendig for å kunne koble individdata mot ulike prøver og analyseresultater. Fra jaktseasonen 1998 ble det innført merkelapper med ferdig påtrykte «innsenders nummer» – med unike nummer for hver art. Systemet ble først iverksatt for elg, og siden også for hjort og villrein. Fra sesongen 2017 ble disse numrene erstattet med maskinlesbare strekkoder og ditto unike nummer. Merkelappene fikk også etiketter for merking av prøver med de samme numrene. Dette innebærer en betydelig forbedring med henblikk på at hvert individ og tilhørende prøver skal kunne identifiseres i systemet.

## 8.2 Utfordrende dobbeltregistreringer

Hjorteviltregisteret skal tjene mange brukere og formål. Dette har tidvis skapt noen utfordringer knyttet til samgangen med overvåkingsprogrammet. Noen av utfordringene ligger i at Hjorteviltregisteret på samme tid skal sørge for registrering og lagring av både forvaltningsdata og kvalitetssikrede data til forskning og overvåking. Dette har ført til at hovedfokus, i perioder, har vært rettet mot å gjøre det enklest mulig for jegerne og lokalforvaltning å registrere et minimum av fellingsdata, og hvor ansvaret for kvalitetssikring er lagt til jegerne, valdansvarlige og kommunene. Både for forskning og forvaltning er grunnlagsmaterialet det samme (dvs. data fra felte individer), men hva som skal vektlegges når det utvikles registreringsløsninger, eller krav til kvalitetssikring, har vært noe forskjellig.

Historisk har mange forskjellige aktører hatt adgang til å legge inn både nylige og tidligere innsamlede data. Dette gir et større datatilfang i Hjorteviltregisteret, men innebærer at det også har skjedd dobbeltregistreringer av enkeltindivider. Den viktigste årsaken til slike dobbeltregistreringer er at de unike merkelappnumrene ikke har blitt benyttet ved etterregistrering, og/eller data kommer fra datakilder der dette nummeret ikke har vært kjent. I tillegg har det i perioder eksistert flere parallelle måter for innlasting av nye data, noe som har resultert i dobbeltregistreringer.

For å unngå dobbeltregistreringer har overvåkingsprogrammet tidvis blokkert deltagende kommuner fra å legge inn egne data. Denne løsningen var frustrerende for alle parter, mye fordi man fra lokalt hold ønsker data tilgjengelig på et tidligst mulig tidspunkt. Samtidig var overvåkingsprogrammet avhengig av å følge rutiner som var tilpasset en mest mulig rasjonell prosesseringslinje for programmet som helhet. Blokkeringen var også et problem der bare deler av kommunen deltok i programmet. Dette problemet er nå for det meste løst ved at jegerne selv registrerer data i både overvåkingskommuner og andre kommuner. Data blir dermed tilgjengelig i Hjorteviltregisteret så snart de er godkjent lokalt. Data fra overvåkingsområder skal da legges inn med merkelappens unike nummer. Denne arbeidsdelingen innebærer at det aller meste av data for kalv og åringsdyr, som blir aldersklassifisert av jegerne selv, er klar til bruk så snart de er godkjent. Eldre dyr blir også registrert, og eksakt alder supplert av overvåkingsprogrammet når aldersbestemmelsen foreligger.

### 8.2.1 Løsningsforslag

Hjorteviltregisteret anno 2022 er nå et langt bedre og funksjonelt redskap for å registrere og rapportere individdata fra felte hjortedyr. Et stadig tilbakevendende tema er likevel problemet med dobbeltregistreringer fra samme individ (duplikater). I verste fall kan dette føre til betydelige skjevheter i data og grafiske presentasjoner som rapporteres tilbake til kommunene. Noen av disse duplikatene kan nok identifiseres ved bruk av fastsatte duplikatanalyser (se **kap. 3, 9, 10**). I andre tilfeller kan det være mer utfordrende, spesielt for det historiske materialet. Dessuten finnes det så langt ingen funksjon i registeret for å gjøre dette fortløpende på data som samles inn hvert år.

Etter vårt syn er den eneste sikre metoden for å unngå dobbeltregistreringer at dagens praksis i overvåkingskommunene, med obligatorisk innlegging av merkelappnummer/strekkode, utvides til å gjelde for alle kommuner. Dette vil kreve noe mer tid til innlasting av individdata, men samtidig unngår man mye tidsbruk i etterkant med å kvalitetssikre data. I tillegg vil det faktisk kunne la seg gjøre å kontrollere for duplikater. Det beste er selvfølgelig om duplikater aldri kan lastes inn i registeret fordi dobbeltregistreringer av samme individnummer ikke er mulig. Nesten alle kommuner opplever i perioder å måtte delta i en eller annen form for hjorteviltovervåking, det være seg CWD-overvåking, tungmetallanalyser, aldersbestemmelser eller reproduksjonsanalyser. Å ha et unikt individnummer å knytte analyseresultatene til vil representere en betydelig forbedring med hensyn til kvalitetssikring og tidsbruken til denne aktiviteten.

### 8.3 Bedret informasjonsflyt

Forskjellige institusjoner er ansvarlig for forskjellige komponenter i systemet som til sammen utgjør Hjorteviltregisteret, og som betjener overvåkingsprogrammet. Endringer i Hjorteviltregisteret vil derfor ofte medføre at rutinene for dataoverføring fra overvåkingsprogrammet må endres. Å endre på etablerte rutiner er ressurskrevende og er ofte en utfordring for kvalitetssikringsarbeidet i seg selv. Dette gjelder særlig dersom implementeringen av nye strukturer i Hjorteviltregisteret ikke har vært drøftet og kommunisert på forhånd. I de senere årene har det blitt etablert bedre rutiner for informasjonsflyt mellom de involverte aktørene.

I dag oppleves samgangen mellom overvåkingsprogrammet for hjortevilt og Hjorteviltregisteret som god og funksjonell. Dette innebærer at planlagte og iverksatte endringer kommuniseres til overvåkingsprogrammet. I tillegg er det en åpen dialog mellom NINA, Naturdata,



Miljødirektoratet, og Bouvet i de tilfeller planlagte endringer har betydning for overvåkingsprogrammets aktivitet. Det er også tilrettelagt funksjonelle innsyns- og redigeringsløsninger som har bidratt til å forenkle arbeidet med kvalitetssikring og supplering av data som jegerne og lokale personer har lagt inn i registeret. Dette har medvirket til raskere tilgjengeliggjøring av data fra overvåkingsprogrammet.

## 8.4 Nedlasting av data

I tillegg til å kunne legge inn og redigere data i Hjorteviltregisteret, har overvåkingsprogrammet adgang til å laste ned egendefinerte data. Etter hvert som registeret har blitt bygd om og utvidet, har imidlertid dette blitt mer og mer krevende. Her er det svært ønskelig med bedre tilrettelagte verktøy for enklere nedlasting av store datamengder. Dette gjelder både individdata fra felte dyr, fallviltdata og sett dyr-data. I dag eksisterer det en rekke fleksible løsninger for innsyn, sammenstilling og nedlasting av data. Disse løsningene er derimot primært utformet for å dekke behovene til lokale brukere, og er ikke tilpasset behovene til overvåkingsprogrammet.



*Kongen er død – men får kanskje et evig liv i Hjorteviltregisteret. Foto: Vebjørn Veiberg, NINA.*

## 9 Evaluering av slaktevektdata for elg og hjort i Hjorteviltregisteret

Forvaltningen ønsker i større grad å ta i bruk vektdata innsamlet utenfor overvåkingsområdene til å overvåke utviklingen i bestandskondisjon i alle deler av landet. Én utfordring med dette har vært manglende kvalitetssikring og kunnskap om anvendbarheten til disse dataene. I inneværende overvåkingsperiode har det derfor vært et mål å gjennomføre en slik kvalitetssikring og evaluering av slaktevektdataene for elg og hjort i Hjorteviltregisteret. Dette inkluderer en vurdering av (1) hvor mye vektdata som er registrert i andre kommuner enn overvåkingskommuner; (2) i hvilken grad det eksisterer opplagte feil og mangler i datamaterialet; og (3) hvorvidt årlig variasjon og utvikling utenfor overvåkingsområdene samsvarer med utviklingen innenfor overvåkingsområder – med andre ord anvendbarheten av disse dataene.

### 9.1 Historien om Hjorteviltregisteret

Forløperen til dagens Hjorteviltregister ble opprettet på slutten av 1990-tallet. Formålet var da å etablere en nasjonal databank for registrering av opplysninger knyttet til sett elg, sett hjort og fallvilt. Etter hvert ble funksjonsområdene utvidet, og i brev til kommunene, fylkesmenn og villreinnemnder fra 09.11.2004 presenterte Direktoratet for naturforvaltning (DN) Hjorteviltregisteret som et fritt tilgjengelig og internettbasert saksbehandlingsverktøy og datalager til bruk innen den lokale hjorteviltforvaltningen.

På dette tidspunktet var funksjonaliteten knyttet til den kommunale saksbehandlingen og primært avgrenset til å omfatte lagring av vald- og jaktfeltopplysninger, ivaretagelse av statistikk samt utskrivning av fellingsstillatelser og fellingsrapporter. I tillegg ga Hjorteviltregisteret anledning til lagring og analyse av sett elg- og sett hjort-data, samt lagring og enkle analysemuligheter rettet mot individdata fra felte dyr, og data for irregulær avgang. Bruken av registeret var frivillig, men kommunene og nemndene ble sterkt oppfordret til å ta i bruk Hjorteviltregisteret som verktøy i den lokale hjorteviltforvaltningen.

I brev fra DN til kommunene, fylkesmenn og villreinnemnder av 09.04.2008 ble det informert om at Hjorteviltregisteret fra og med jaktåret 2007/08 erstattet KOSTRA som rapporteringskanal for avgang av hjortevilt utenom jaktseason. Registerets fallviltmodul ga i tillegg utvidet mulighet for å tid- og kartfeste registreringer av irregulær avgang. Dette ble gjort for å øke nytteverdien av innsamlede data. Det ble også poengtert at Hjorteviltregisteret var betraktet som det primære saksbehandlingsverktøyet for viltrelaterte oppgaver innen kommune og villreinnemnd. Med unntak av oppgavene knyttet til fallviltrapportering, var bruken av Hjorteviltregisteret likevel frivillig.

#### 9.1.1 Utvidet krav til bruk av Hjorteviltregisteret

Gjennom hjorteviltforskriften som trådte i kraft 15.02.2012 ble kommunenes/villreinnemndenes bruk av Hjorteviltregisteret gjort obligatorisk<sup>1</sup>. Den obligatoriske bruken var avgrenset til å gjelde rapportering av antall tildelte fellingsløyver og antall felte hjortevilt. Disse tallene inngår i SSB sin landsdekkende oversikt for hjort, elg, rådyr og villrein. Utover dette kravet gjentok forskriften og det tilhørende rundskrivet en innstendig oppfordring til kommunene om å utnytte de etter hvert mange mulighetene og funksjonalitetene som Hjorteviltregisteret kunne by på.

I tillegg til kravet om at kommunene og villreinnemndene skulle bruke registeret, ble det også stilt krav om at nye og historiske data fra det nasjonale bestandsovervåkingsprogrammet for hjortevilt skulle innlemmes i Hjorteviltregisteret. Overvåkingsprogrammet har vært drevet på bakgrunn av kontrakter mellom oppdragsgiver, DN/Miljødirektoratet og NINA siden etableringen av

<sup>1</sup> <https://www.hjortevilt.no/wp-content/uploads/2013/07/Hjorteviltforskriften-Rundskriv-februar-2012.pdf>

programmet i 1991. Kravet om bruk av Hjorteviltregisteret til datalagring ble gjort gjeldende fra og med kontraktsperioden 2012-2017.

Den nyeste revisjonen av hjorteviltforskriften fra 2016<sup>2</sup> tar enda et skritt i retning av Hjorteviltregisteret som et obligatorisk verktøy for den lokale forvaltningen. I tillegg til tidligere nevnte krav, spesifiserer §33 at alle godkjente vald med tilhørende tellende areal skal legges inn i registeret. Samme paragraf pålegger kommunen å sørge for at innsamlede sett elg- og sett hjort-data registreres i Hjorteviltregisteret. Kommunen/villreinnemnda har også ansvar for å registrere andre innsamlede opplysninger i Hjorteviltregisteret.

### 9.1.2 Jegerne og jaktlagene blir viktigere bidragsytere

Den nettbaserte Sett og Skutt-løsningen ble lansert ved starten av elgjakta i 2012. Via [www.settogskutt.no](http://www.settogskutt.no) kunne jegere og jaktlag nå selv ta seg av den elektroniske registreringen av sett elg-/sett hjort-data og opplysninger om felte dyr. Etter en godkjenning fra personer med kommunalt viltansvar, kunne disse dataene deretter importeres til Hjorteviltregisteret sine databaser.

Lanseringen av Sett og Skutt-appen i 2017<sup>3</sup> representerte en ytterligere forenkling av jegerne og jaktlagenes medvirkning til elektronisk innrapportering av observasjons- og jaktinnsatsdata, samt opplysninger fra felte dyr. Fra samme år ble også [www.settogskutt.no](http://www.settogskutt.no) lagt direkte inn under Hjorteviltregisteret sine nettsider.

Siden 2017 har både Sett og skutt-appen og Hjorteviltregisteret sine database- og innsynsløsninger gått gjennom vesentlige endringer. Mulighetene for å lage rapporter basert på data fra registeret har også blitt forbedret. Alt i alt har dette bidratt til å befeste Hjorteviltregisteret sin sentrale posisjon som verktøy og databank for norsk hjorteviltforvaltning.

### 9.1.3 Mange brukere gir flere utfordringer

Ifølge SSB er det i overkant av 92 000 aktive storviltjegere i Norge. Nå er det nok ikke alle disse som er hyppige brukere av Hjorteviltregisteret, men pr. 1. mars 2022 finnes det ifølge Hjorteviltregisteret totalt 15 297 «aktive» jaktfelt for elg og/eller hjort på landbasis. Et aktivt jaktfelt i denne sammenhengen betyr at det er anledning til å legge inn og redigere nye data for denne enheten.

Store mengder jaktrelaterte data blir lagt inn årlig i Hjorteviltregisteret. Pr. 1. mars 2022 var det for jaktåret 2021/22 registrert sett elg-data fra henholdsvis 8 311 jaktfelt (497 816 jegerdager, 355 257 sette elg) og sett hjort-data fra 7 744 jaktfelt (300 631 jegerdager, 426 803 sette hjort). Fra felte dyr var det registrert individdata fra mer enn 92 000 individer (28 857 elg, 47 158 hjort, 10 566 rådyr og 5 834 villrein).

Intensjonen er at alle aktive jaktfelt skal registrere opplysninger om jaktinnsats og felte dyr. Om vi da antar at minimum en person pr. jaktfelt bidrar til dette arbeidet, forstår vi at antallet individuelle bidragsytere til registeret er stort. Dette innebærer også at potensialet for introduksjon av feil som følge av misforståelser, feiltolkning, feilpønsjing eller andre menneskelige feil er omfattende. Derfor er også kvalitetskontrollen av de dataene som til slutt blir importert til Hjorteviltregisteret avgjørende. Stadige utbedringer av både funksjonalitet og hjelpefunksjoner både i Hjorteviltregisteret og i Sett og skutt-appen har helt bidratt til å minimere omfanget av betydningsfulle feil. Aktiv og kritisk gjennomgang og bruk av dataene vil likevel være det viktigste verktøyet i kvalitetssikringen av dataene.

<sup>2</sup> <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M478/M478.pdf>

<sup>3</sup> <https://www.hjortevilt.no/legg-inn-sett-vilt-pa-www-settogskutt-no/>

## 9.2 Evaluering av historiske slaktevektdata for elg og hjort

Slaktevekter fra dyr felt under ordinær jakt er en nøkkelparameter både innen den nasjonale bestandsovervåkingen og den lokale bestandsforvaltningen. Som del av rapporteringsarbeidet fra inneværende kontraktperiode for overvåkingsprogrammet for hjortevilt, er det gjennomført en gjennomgang og evaluering av alle slaktevektdata som ligger inne i Hjorteviltregisteret. Gjennomgangen omfatter alle kommuner, uavhengig av om de er omfattet av overvåkingsprogrammet eller ikke. Evalueringen er både ment å gi en oversikt over omfanget av materialet og kvaliteten til dataene, og en vurdering av hvorvidt årlig variasjon og eventuelle utviklingstrender er i samsvar med utviklingen innen nærliggende overvåkingsområder.

Data ble hentet ut fra Hjorteviltregisteret 16. desember 2021 og omfattet alle historiske individdata fra elg, villrein, hjort og rådyr felt under regulær jakt og registrert i Hjorteviltregisteret. Formelt sett varer et jaktår fra 1. april til 31. mars påfølgende år. Vi valgte derfor å sette siste gyldige fellingsdato lik 31. mars 2021. Dette samsvarer med siste dag i jaktåret ('sesongen') 2020/21, heretter forkortet til 2020.

Hjorteviltregisteret inneholder til sammen 1 160 551 'individer' (rader) for elg, hjort, rådyr og villrein fram til og med jaktåret 2020 (**Tabell 9.2.1**). Materialet omfatter i all hovedsak data fra elg og hjort. For rådyr ble det først mulig å legge inn individdata fra felte dyr i 2017, og for en stor del av dette datamaterialet mangler fellingsdato og/eller veid vekt. For villrein vil en nærmere vurdering av omfanget og kvaliteten bli omfattet av arbeidet med klassifiseringen av de ulike villreinområdene etter kvalitetsnormen for villrein<sup>4</sup>. Den påfølgende evalueringen av slaktevekter i Hjorteviltregisteret vil kun omfatte materiale fra elg og hjort, og kun fra perioden 1985-2020.

**Tabell 9.2.1.** Antall rader i Hjorteviltregisteret pr. 16. desember 2021. Kilde: Hjorteviltregisteret.

|   | Elg     | Hjort   | Rådyr  | Villrein |
|---|---------|---------|--------|----------|
| <b>Totalt antall rader i Hjorteviltregisteret</b> | 575 726 | 499 905 | 20 801 | 64 119   |

I kommende oppsummeringer og analyser av data identifiserer og fjerner vi først datarader uten (veid) slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller fellingsdato (**kap. 9.2.1**), for deretter å identifisere og fjerne sannsynlige duplikater (**kap. 9.2.2**) og usannsynlige vekter (**kap. 9.2.3**).

### 9.2.1 Manglende veid vekt, kjønn, alderskategori, kommune og fellingsdato

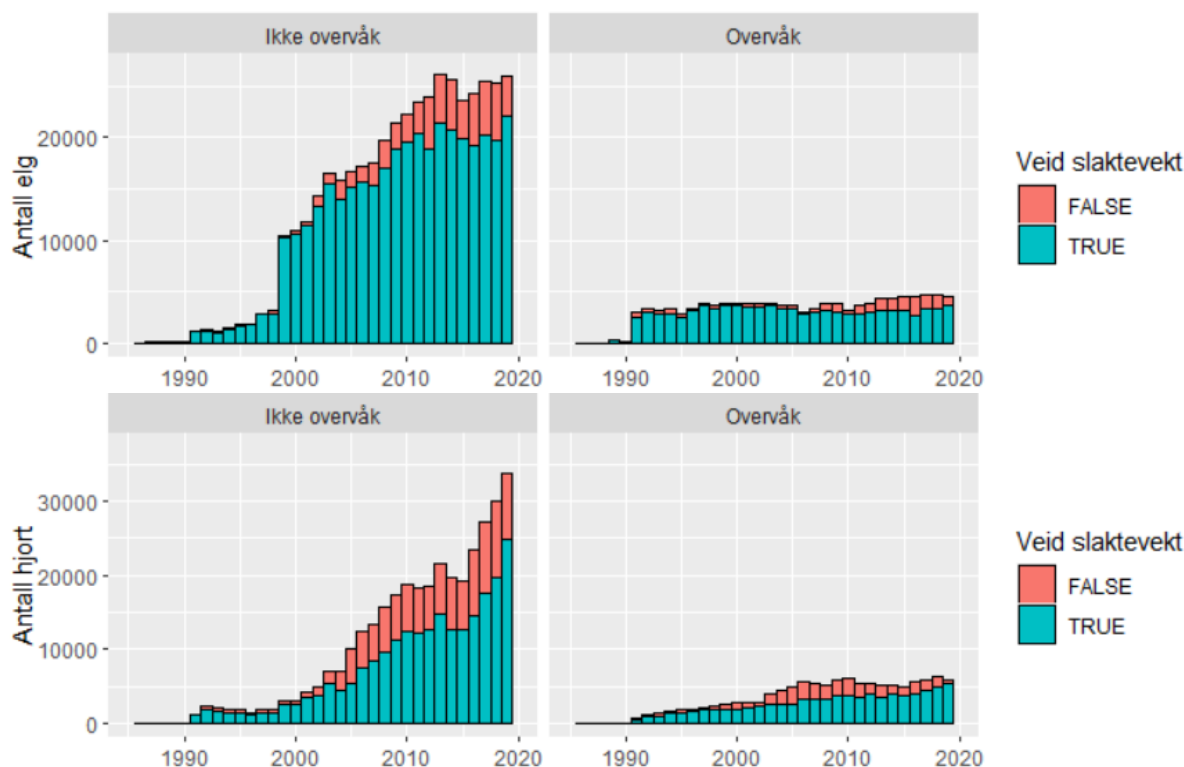
Totalt 24 (elg) og 27 (hjort) datarader i Hjorteviltregisteret er fra før 1985, og flere av disse radene har blitt registrert med usannsynlige år. Hos hjort har også en håndfull (ni) rader blitt registrert med framtidige årstall. Det er også svært få datarader som mangler informasjon om kommune (**Tabell 9.2.2**).

Mange rader mangler andre helt nødvendige data, og da særlig veid slaktevekt (**Tabell 9.2.2**). Hos hjort utgjorde andelen individer uten veid slaktevekt hele 32,5 % av de registrerte dyrene. Hos elg var det bare halvparten så stor andel av individene som manglet veide vektdata. Det er flere kilder til manglende veide vekter, men først og fremst skyldes dette at det ikke er registrert noe tall for vekt overhodet, eller at vekta er satt til 0 kg (79 rader for elg [ikke overvåk], 8 rader for hjort [ikke overvåk]). I tillegg er det i Hjorteviltregisteret mulig å velge mellom 'veid', 'anslått' og 'ikke veid' under vektregistreringen. En vekt anslått på øyemål eller lignende anser vi som mer eller mindre ubrukelig. Slike vekter må derfor fjernes før datamaterialet brukes, både innen forskning og forvaltning. For begge arter økte andelen ukjente vekter i perioden fram til Hjorteviltregisteret ble mer formelt implementert (2012). Etter dette har omfanget vært relativt stabilt eller avtagende, både innen overvåkingskommuner og andre kommuner (**Figur 9.2.1**).

<sup>4</sup> <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2020-06-23-1298?q=villrein%20kvalitetsnorm>

**Tabell 9.2.2.** Antall og prosentandel rader som faller utenfor perioden 1985-2020 eller mangler vekt, veid vekt, kjønn, alderskategori (kalv, ungdyr eller voksen), kommune og/eller kjent og gyldig dato. Revidert antall og andel rader etter fjerning av disse er også vist. Kilde: Hjorteviltregisteret.

|   | Elg     |        |              |        | Hjort   |        |              |        |
|---|---------|--------|--------------|--------|---------|--------|--------------|--------|
|   | Overvåk |        | Ikke overvåk |        | Overvåk |        | Ikke overvåk |        |
| Antall rader totalt                           | 114 832 |        | 460 894      |        | 120 215 |        | 379 690      |        |
| Antall/andel rader utenfor perioden 1985-2020 | 12      | 0,0 %  | 12           | 0,0 %  | 15      | 0,0 %  | 21           | 0,0 %  |
| Antall/andel rader uten vekt                  | 15 262  | 13,3 % | 58 012       | 12,6 % | 29 634  | 24,7 % | 109 222      | 28,8 % |
| Antall/andel rader uten veid vekt             | 18 205  | 15,9 % | 64 650       | 14,0 % | 34 430  | 28,6 % | 123 428      | 32,5 % |
| Antall/andel rader med ukjent kjønn           | 1 895   | 1,7 %  | 785          | 0,2 %  | 875     | 0,7 %  | 891          | 0,2 %  |
| Antall/andel rader med ukjent alderskategori  | 1 897   | 1,7 %  | 785          | 0,2 %  | 864     | 0,7 %  | 884          | 0,2 %  |
| Antall/andel rader med ukjent kommune         | 0       | 0,0 %  | 14           | 0,0 %  | 0       | 0,0 %  | 1            | 0,0 %  |
| Antall/andel rader med ukjent/ugyldig dato    | 9 078   | 7,9 %  | 54 684       | 11,9 % | 2 314   | 1,9 %  | 4 142        | 1,1 %  |
| Revidert antall/andel rader                   | 86 807  | 75,6 % | 341 197      | 74,0 % | 83 876  | 69,8 % | 252 981      | 66,6 % |



**Figur 9.2.1.** Fordeling over år av rader i Hjorteviltregisteret med (turkis) versus uten (rødt) veid slaktevekt for elg (øverste panel) og hjort (nederste panel), skilt i overvåkingskommuner og andre kommuner. Kilde: Hjorteviltregisteret.

Mellom 0,2-1,7 % av radene mangler data på kjønn eller alderskategori (**Tabell 9.2.2**), og dette gjelder stort sett de samme radene (individene). Andelen er betydelig høyere for elg enn for hjort, og for overvåkingskommuner versus andre kommuner.

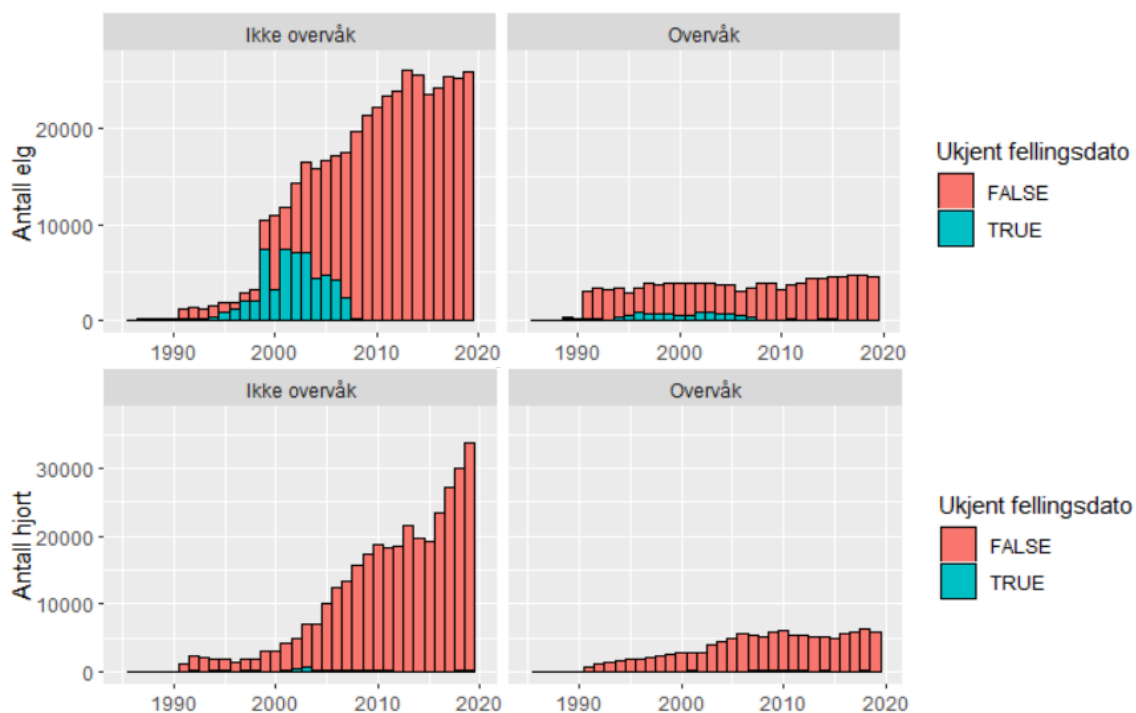
Vi finner at en mye høyere andel rader har det vi anser som ukjent eller ugyldig dato, og spesielt i perioden fram til 2007 (**Figur 9.2.2**). I dag er det et ufravikelig krav om at hvert felte individ som registreres i Hjorteviltregisteret skal ha en tilhørende gyldig fellingsdato. Av ulike årsaker kan det hende at denne informasjonen mangler. Det kan likevel finnes andre individopplysninger som er relevante å få lagret i Hjorteviltregisteret, og slaktevekter uten dato kan også være nyttige dersom de anvendes riktig. For å tydeliggjøre at fellingsdato er ukjent, har det vært vanlig praksis å bruke en såkalt 'dummy-dato'. Ideelt sett bør en slik dummy-dato være lik på tvers av arter og

år. En omforent praksis ville forenklet oppgaven med å skille ut de data som har en kjent fellingsdato.

Den vanligste brukte dummy-datoen er 31.12.YYYY. YYYY refererer til årstallet for den aktuelle høstjaktseasonen. I gjennomgangen av slaktevektdataene fant vi derimot at det benyttes flere andre dummy-datoer. Det forekommer også en del datoregistreringer som helt klart må være feil.

Hjorteviltregisteret gir ikke mulighet til å registrere en fellingsdato som ligger frem i tid. Dette innebærer f.eks. at en jeger ikke kan legge inn jaktseasonens dummy-dato før etter 31. desember det aktuelle jaktåret. For villreinjakta, som vanligvis avsluttes 30. september, har dette tidvis gitt utfordringer. Siden data fra villreinjakta gjerne legges inn i Hjorteviltregisteret før 31. desember, har det i en del tilfeller blitt brukt andre dummy-datoer enn 31.12.YYYY. Vi har også sett eksempler på at enkelte kommuner eller vald bruker egendefinerte dummy-datoer. Dette kan eksempelvis være at alle dyr felt innen et vald eller kommune i et gitt år er registrert felt på samme dato. Dersom denne datoen ligger innenfor den gjeldende jakttiden, vil en slik praksis bidra til å gi et feilaktig bilde av detaljeringsgraden. Dette vil også kunne gi uheldige utslag ved datokorrigerings av slaktevekter. I praksis vil det kun være mulig å detektere slike feil ved å gå gjennom dataene til den enkelte kommune.

Vi ser også en del tilfeller av at individdata som registreres i etterkant av jakta, eksempelvis i januar, føres opp med fellingsdato lik datoen for innlegging av opplysninger i Hjorteviltregisteret. Rett nok kan enkeltkommuner ha søkt om og fått dispensasjon til utvidet jakttid i enkeltår. Dette må hensyntas dersom det skal gjennomføres en ryddejobb i historiske fellingsdatoer.



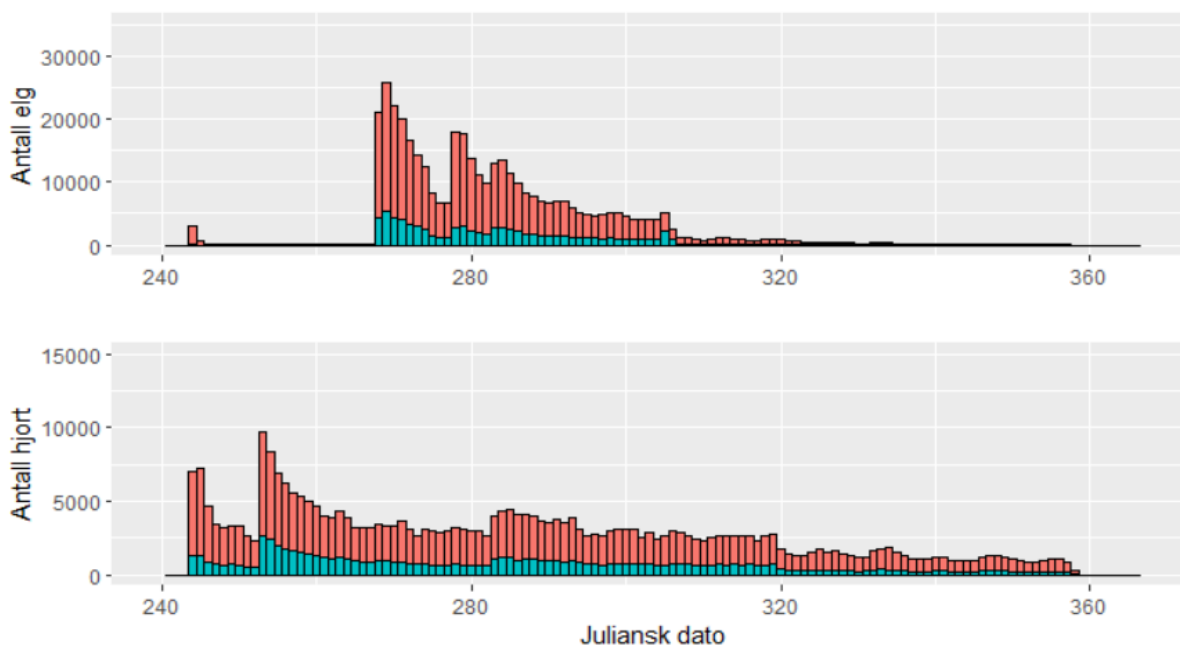
**Figur 9.2.2.** Fordeling over år av rader i Hjorteviltregisteret med kjent (rød) versus ukjent fellingsdato (turkis) for elg (øverste panel) og hjort (nederste panel), skilt i overvåkingskommuner og andre kommuner. Kilde: Hjorteviltregisteret.

Selv om rådyr og villrein er utelatt fra analysene i denne rapporten, kan det nevnes at det for disse artene er enkelt datoer som utmerker seg som spesielt problematiske. For rådyr framstår 23. desember som en mye brukt dummy-dato. Mange rådyrjegere har tradisjon for å avrunde årets jaktseason med en siste jakttur lille julaften. Derfor felles det helt sikkert mange rådyr på

denne datoen, men helt klart ikke i det omfanget som nå er angitt. For villrein finner man en tilsvarende uforklarlig topp 24./25. november.

Vi har her definert 'gyldig jaktdato' som perioden 1. september til 23. desember, samt 1.-31. januar, siden enkelte områder i perioder har hatt vinterjakt i denne måneden. Dette innebærer at dyr felt som skadekompeniserende tiltak utenfor jakt sesong stort sett har blitt luket ut, selv om de var registrert i Hjorteviltregisteret. De fleste individer med 'ugyldig' dato (typisk en dummy-dato, som 31. desember) er elg og forekommer relativt tidlig (før 2008), og i noe mindre grad i overvåkingskommuner enn i andre kommuner.

En høy andel ugyldige datoer reduserer anvendbarheten til disse datapunktene, siden det i de fleste analyser er et behov for å korrigere for vektutvikling gjennom jakt sesongen. Jakt sesongen strekker seg gjerne over to-tre måneder eller mer (**Figur 9.2.3**), og fellingsdato kan derfor ha stor betydning for registrert vekt hos de fleste kjønns- og aldersgrupper. Om mulig bør en ved en seinere anledning forsøke å rydde opp i det historiske materialet, og da spesielt med hensyn til fellingsdato. Deretter må man sørge for at den framtidige registreringspraksisen skiller mellom reelt ukjente fellingsdatoer og registrerte individer med kjent fellingsdato.



**Figur 9.2.3.** Datofordeling for rader med kjent og gyldig dato for elg (øverste panel) og hjort (nederste panel), skilt i overvåkingskommuner (turkis) og andre kommuner (rød). I tillegg har 950 elg og 326 hjort kjent og gyldig dato i januar (Juliansk dato 1-31). Juliansk dato er antall dager siden nyttårsaftnen. Merk at sannsynlige duplikater (**kap. 9.2.2**) og individer uten veid slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato (**Tabell 9.2.2**) er fjernet før denne analysen. Kilde: Hjorteviltregisteret.

## 9.2.2 Identifisering og fjerning av duplikater

For en stor database som Hjorteviltregisteret er det viktig å oppdage og luke ut eventuelle duplikater, det vil si når individer har blitt registrert to eller flere ganger. Det har lenge vært kjent at Hjorteviltregisteret inneholder slike duplikater. Årsakene til dette kan være mangfoldige, og å detektere og fjerne de reelle duplikatene – og kun disse – er dessverre ikke enkelt.

I de kommende duplikatanalyser har vi først fjernet de tidligere identifiserte dataradene som mangler veid slaktevekt eller har ukjent kjønn, alderskategori, kommune og/eller fellingsdato (**kap. 9.2.1**, **Tabell 9.2.2**). Vi gjorde deretter en stegvis duplikatanalyse med forskjellige tilnærminger til hva som kan antas å være reelle tilfeller av duplisering (**Tabell 9.2.3**). Den endelig

valgte strategien (en 'moderat liberal' strategi) anser rader med like verdier for både kommune, dato, kjønn, alderskategori og slaktevekt som duplikater. Denne måten å identifisere sannsynlige duplikater på vil sannsynligvis føre til at en del reelle individer fjernes. Spesielt i de deler av jaktseasonen da det felles mange individer, øker sannsynligheten for at beviselig ulike individer registreres med likelydende informasjon. Vi anser likevel at denne ulempen er mindre enn ulemperne ved en mer konservativ strategi (dvs. flere kolonner må være like for å bli definert som duplikat), som ganske sikkert vil føre til at et stort antall gjenstående rader er dupliseringer av samme individ.

Som det framgår av **Tabell 9.2.3**, innebærer vår moderate tilnærming til fjerning av duplikater en betydelig reduksjon av antall rader, både for elg (4,0 % fjernes) og hjort (4,2 % fjernes). Det er noe høyere andel duplikater i overvåkingsmaterialet enn utenfor overvåkingskommuner, både for elg (4,9 % vs. 3,7 %) og hjort (5,3 % vs. 3,8 %). Dette kan komme av at noen individer av forskjellige årsaker har blitt lagt inn både lokalt og ved NINA. Vi finner også en betydelig variasjon mellom år i andelen rader som er identifisert som duplikater; i 1999 var andelen for elg utenfor overvåkingsområder over 25 % (**Figur 9.2.4**). Vi finner en betydelig nedgang de siste år hos begge arter, og både for overvåkingskommuner og andre kommuner. Årsaken til de store variasjonene over tid er nok sammensatt, og dels artsspesifikk, men generelt kan man merke seg en betydelig forbedring fra cirka 2012, da implementeringen av Hjorteviltregisteret ble mer formalisert.

**Tabell 9.2.3.** Antall rader etter fjerning av sannsynlige duplikater, ved forskjellige definisjoner av duplikat. Alternativ 3 (moderat liberal strategi) er brukt ved videre arbeid med dataene. Kilde: Hjorteviltregisteret.

|  | Elg     |              | Hjort   |              |
|--|---------|--------------|---------|--------------|
|  | Overvåk | Ikke overvåk | Overvåk | Ikke overvåk |
| Antall rader totalt                                  | 114 832 | 460 894      | 120 215 | 379 690      |
| Revidert antall rader (fra Tabell 9.2.1.1)           | 86 807  | 341 197      | 83 876  | 252 981      |
| Revidert antall rader ekskl. duplikater <sup>1</sup> | 86 796  | 340 380      | 83 678  | 252 367      |
| Revidert antall rader ekskl. duplikater <sup>2</sup> | 86 670  | 340 181      | 83 437  | 252 113      |
| Revidert antall rader ekskl. duplikater <sup>3</sup> | 82 557  | 328 458      | 79 445  | 243 471      |

<sup>1</sup>Konservativ strategi for fjerning av duplikater: verdier like i alle kolonner.

<sup>2</sup>Moderat konservativ strategi for fjerning av duplikater: verdier like for kommune, kjønn, alderskat., dato, slaktevekt, jaktfelt, innsenders nr.

<sup>3</sup>Moderat liberal strategi for fjerning av duplikater: verdier like for kommune, kjønn, alderskat., dato, slaktevekt.



**Figur 9.2.4.** Variasjon over tid i andel duplikater i Hjorteviltregisteret for elg og hjort, delt i overvåkingskommuner versus andre kommuner. Individer uten veid slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1**). Kilde: Hjorteviltregisteret.



### 9.2.3 Identifisering og fjerning av usannsynlige vekter

I de kommende analysene har vi utelukket rader som er registrert felt utenfor perioden 1985-2020 og/eller mangler veid slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato, samt fjernet sannsynlige duplikater (**kap. 9.2.1** og **kap. 9.2.2**).

Som tidligere vist (**Tabell 9.2.2** og **Figur 9.2.1**) er det svært mange datarader i Hjorteviltregisteret som mangler veid slaktevekt. Noen 'veide vekter' anses også som usannsynlig lave eller høye, og disse bør lukes ut. For hver kommune beregnet vi først kjønns- og alderskategorispesifikke (kalv, ungdyr, voksen) gjennomsnitt og standardavvik for slaktevektene. Disse verdiene ble basert på alle år med data fra den enkelte kommune. Jo flere standardavvik unna det respektive gjennomsnittet et individs vekt er, desto mer sannsynlig er det at vekta er feil, for eksempel på grunn av feil avlesning eller innlasting av data. Denne metoden er dog på ingen måte sikker, blant annet fordi beregningen av standardavvik i noen tilfeller kan være påvirket av tilfeldigheter kombinert med lav utvalgsstørrelse. Svært store eller små individer kan derfor i noen tilfeller falle ut (på tross av riktig veid vekt), og feil veide vekter kan også feilaktig bli inkludert.

Fjerning av usannsynlige vekter har ingen betydning for kjønns- og aldersklassespesifikke gjennomsnittsvokter i det totale datasettet, men i år med få datapunkter kan det påvirke gjennomsnittsvokter på kommunenivå. **Tabell 9.2.4** viser hvordan en utlukning av usannsynlige vekter også har stor betydning for minimums- og maksimumsvektene i det totale datasettet. Derimot har valget av terskel for godkjent avvik fra gjennomsnitt relativt lite å si for hvor mange rader som blir luket ut.

Vi har valgt 3 standardavvik som endelig terskel i videre analyser. Dette anser vi som en 'moderat liberal' strategi for å definere et individs veide vekt som usannsynlig. Minimums- og maksimumstallene for slaktevekter som på denne måten 'tillates' (**Tabell 9.2.4**) antyder allikevel at man seiere også bør vurdere å innføre tilleggskriterier basert på ekspertvurderinger – hvor liten/stor slaktevekt kan eksempelvis en elgkalv faktisk ha, uten at det er nevneverdig påvirket av målefeil eller andre feilkilder. Det bør også vurderes om inntasting av verdier utenfor en definert område-spesifikk terskelverdi skal føre til at det dukker opp en advarsel i Hjorteviltregisteret. Dette for å redusere sannsynligheten for at slike vekter blir registrert, med mindre de er reelle, og derved øke kvaliteten på datasettet. Vi anser allikevel innslaget av usannsynlige vekter i Hjorteviltregisteret som et lite problem i kommuner med brukbare utvalgsstørrelser.

**Tabell 9.2.4.** Antall rader med veide slaktevekter gitt forskjellige terskler for 'usannsynlig' vekt, samt minimums- og maksimumsvokter før og etter fjerning av usannsynlige vekter. Sannsynlige duplikater og individer uten veid slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1** og **kap. 9.2.2**). Kilde: Hjorteviltregisteret.

|   | Elg      |              | Hjort    |              |
|---|----------|--------------|----------|--------------|
|   | Overvåk  | Ikke overvåk | Overvåk  | Ikke overvåk |
| Rader med veid vekt <sup>1</sup>                | 82 557   | 328 458      | 79 445   | 243 471      |
| Rader med veid, sannsynlig <sup>2</sup> vekt    | 82 482   | 328 066      | 79 397   | 242 997      |
| Rader med veid, sannsynlig <sup>3</sup> vekt    | 82 146   | 326 854      | 79 061   | 241 948      |
| Rader med veid, sannsynlig <sup>4</sup> vekt    | 81 389   | 323 884      | 78 258   | 239 653      |
| Min-max veid vekt (kg) <sup>1</sup>             | 2 - 1531 | 1 - 1150     | 1 - 186  | 1 - 647      |
| Min-max veid, sannsynlig <sup>2</sup> vekt (kg) | 15 - 385 | 13 - 398     | 6 - 176  | 2 - 230      |
| Min-max veid, sannsynlig <sup>3</sup> vekt (kg) | 17 - 346 | 14 - 355     | 8 - 166  | 3 - 200      |
| Min-max veid, sannsynlig <sup>4</sup> vekt (kg) | 21 - 327 | 16 - 337     | 10 - 150 | 7 - 192      |

<sup>1</sup>Etter å ha fjernet duplikater og rader med ugyldig kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato.

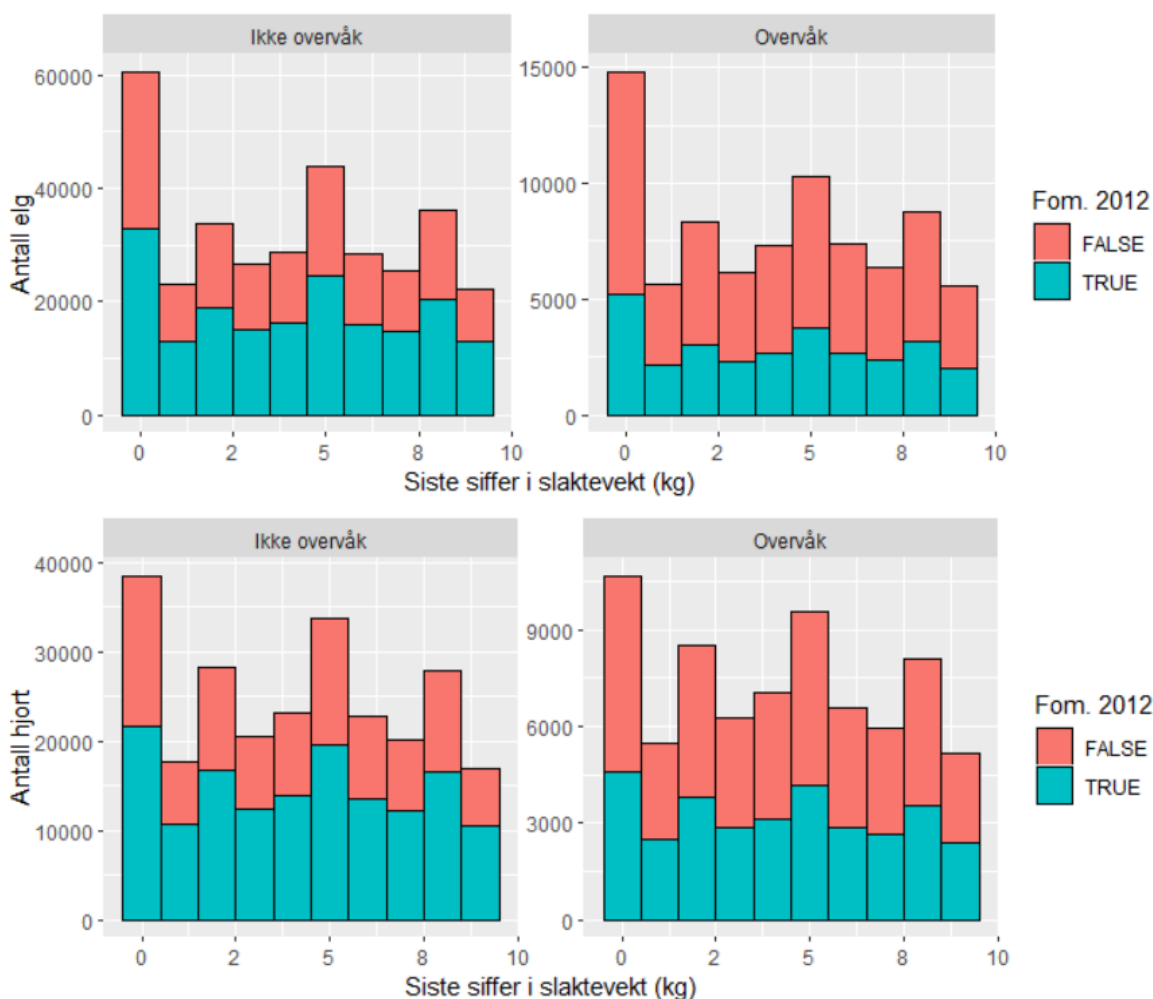
<sup>2</sup>Innenfor 4 standardavvik for respektive kjønn/alder/kommune

<sup>3</sup>Innenfor 3 standardavvik for respektive kjønn/alder/kommune

<sup>4</sup>Innenfor 2.5 standardavvik for respektive kjønn/alder/kommune

## 9.2.4 Forekomst av unøyaktig veide vekter

En 'veid vekt' er dessverre ikke alltid en veid vekt. Ved en gjennomgang av det renskede data-materialet på veide vekter (basert på en 'sannsynlighetsterskel' på 3 standardavvik, se **Tabell 9.2.4**), finner vi en betydelig forekomst av vekter som med stor sannsynlighet er avrundet til nærmeste fem/ti kg (siste siffer i slaktevekta er 0 eller 5, **Figur 9.2.5**). I tillegg er det betydelig høyere forekomst av partall (andre enn 0) enn oddetall, noe som kan komme av både avrunding, 'grov avlesning' på vekta og det at mange kun måler halve slaktet, for deretter å gange med to. Dette betyr at slaktevektene for elg og hjort har langt større unøyaktighet enn antatt ut ifra en normal vektskala og de innlagte verdiene (man legger inn vekta i hele kg), noe som i sin tur vil påvirke nøyaktigheten ved alle analyser. Disse unøyaktighetene forekommer i mer eller mindre samme grad på tvers av art, kjønn og alderskategorier, og de er vel så vanlige i overvåkingskommuner som andre kommuner.

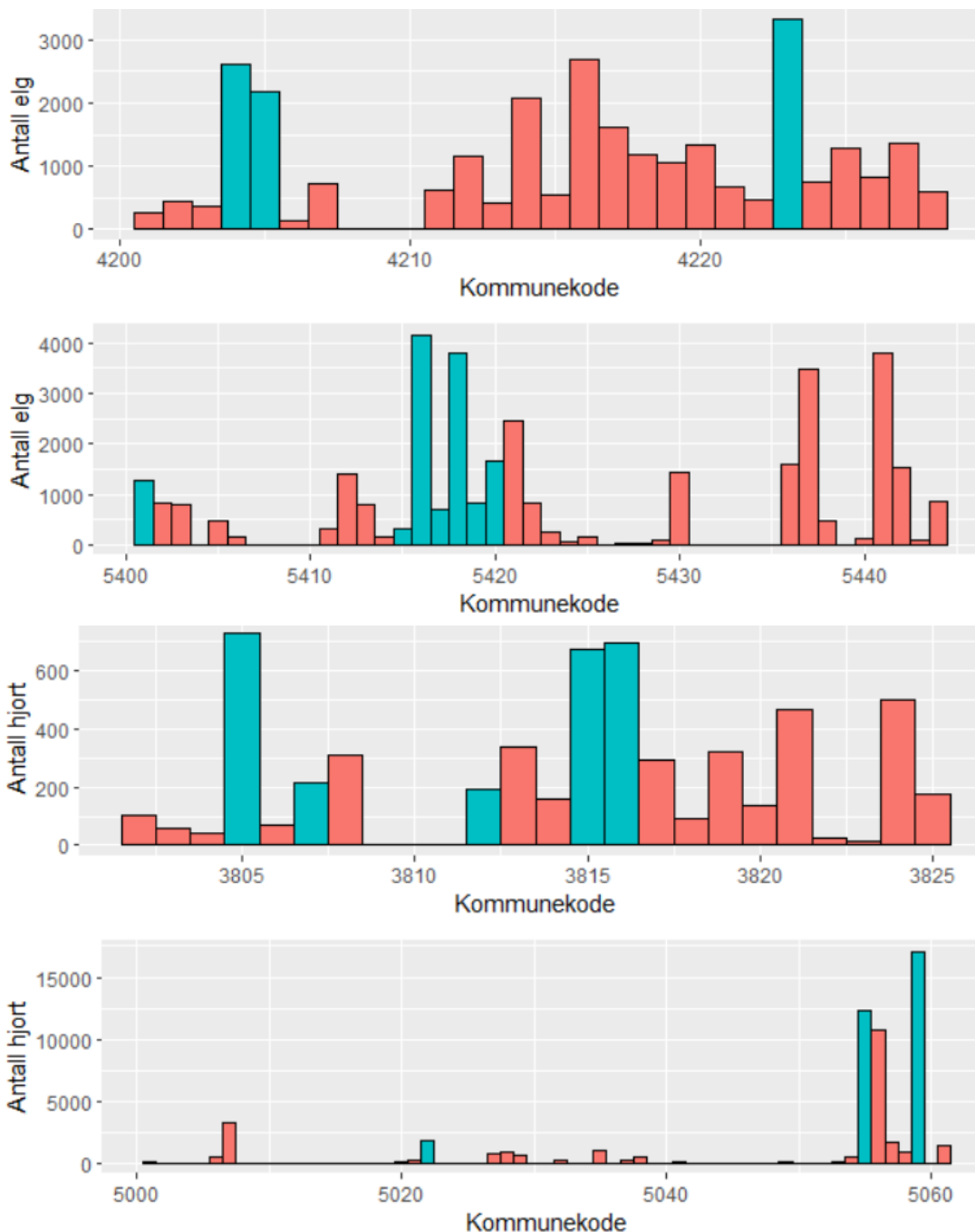


**Figur 9.2.5.** Forekomst av siste siffer i veide vekter for elg (øverste panel) og hjort (nederste panel) i overvåkingskommuner (venstre panel) og andre kommuner (høyre panel). Det er skilt mellom periodene før (rød) og f.o.m. 2012 (turkis). Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1-9.2.3**). Kilde: Hjorteviltregisteret.

## 9.2.5 Andre datautfordringer: rapporteringsgrad

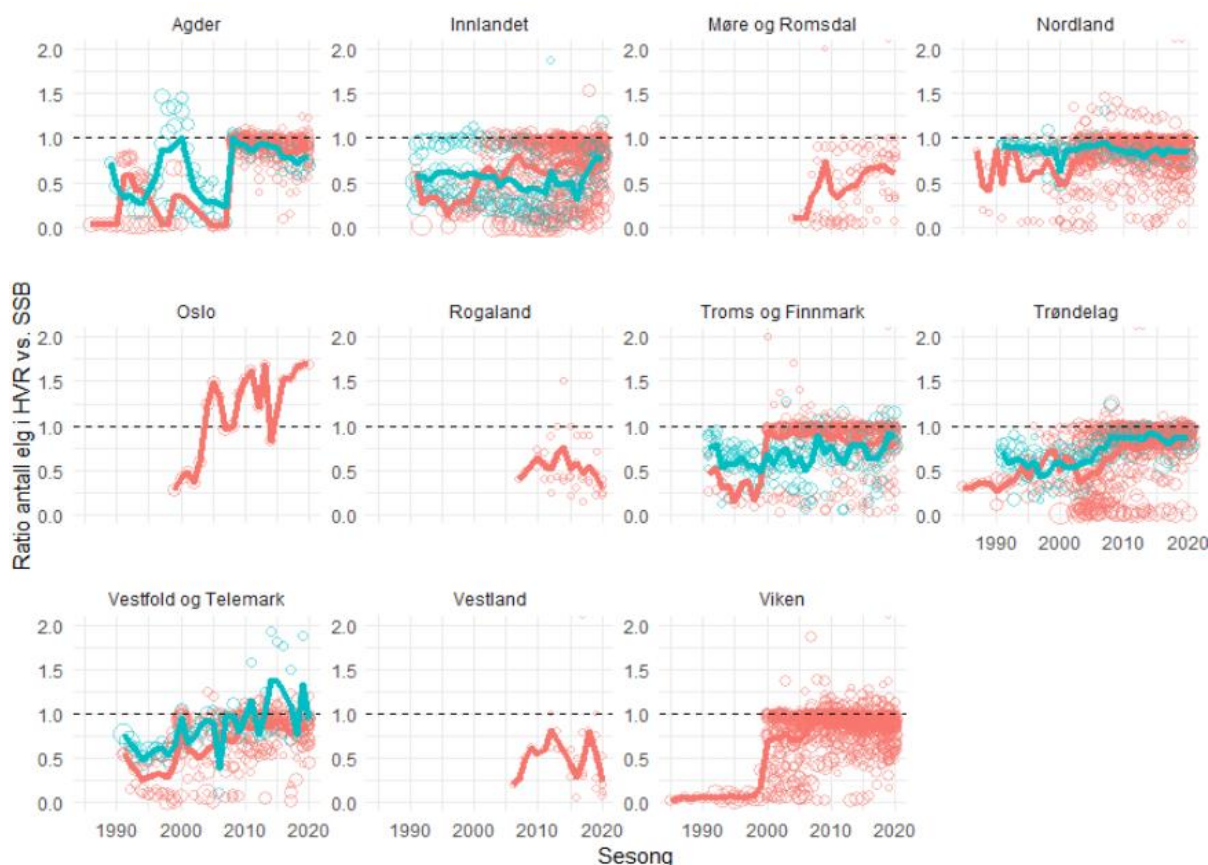
De artsspesifikke dataene i Hjorteviltregisteret er svært skeivt fordelt mellom fylker og kommuner, og vi har vist noen eksempler på dette i **Figur 9.2.6**. Dette er dels en naturlig konsekvens

av romlig variasjon i tetthet. Overvåkingskommuner har generelt høyere antall rader i registeret enn nabokommuner. Dette kommer nok delvis av at utvelgelsen av overvåkingskommuner ikke er tilfeldig når det gjelder utvalgsstørrelse (antall fellinger årlig), noe som i sin tur betyr at andre kommuner i utgangspunktet ofte vil ha et dårligere datagrunnlag. Det finnes allikevel unntak hvor kommuner utenfor overvåkingsprogrammet har betydelige mengder data (**Figur 9.2.6**).



**Figur 9.2.6.** Eksempler på fordeling av veide vekter i Hjorteviltregisteret over noen fylker og de respektive kommuner, gitt som kommunenummer langs x-aksen. De to øverste panelene viser fordelingen for elg i kommuner i henholdsvis Agder og i Troms og Finnmark. De to nederste panelene viser fordelingen for hjort i kommuner i henholdsvis Vestfold og Telemark og i Trøndelag. Overvåkingskommuner er turkise, andre kommuner er røde. Merk at y-aksene er skalert ulikt mellom fylker. Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1-9.2.3**). Kilde: Hjorteviltregisteret.

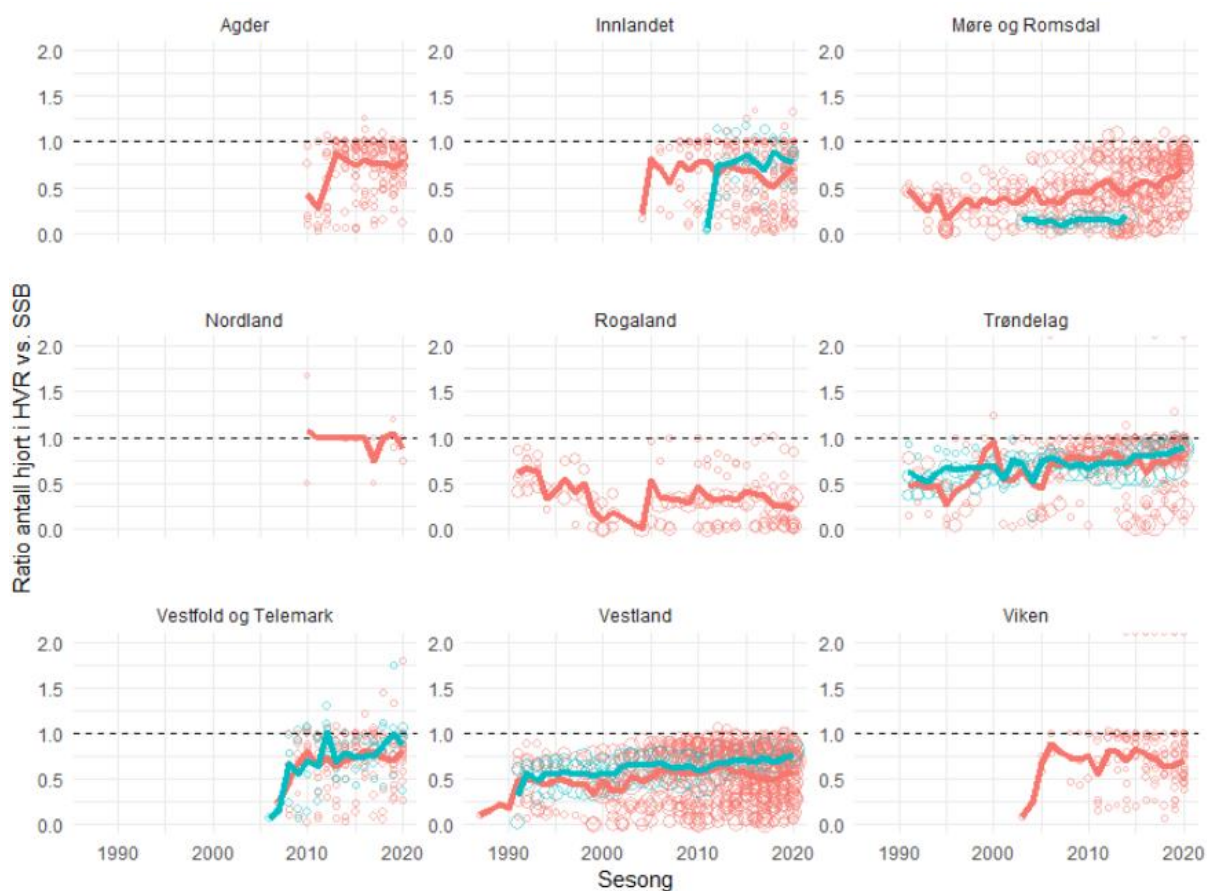
Det er også en betydelig variasjon i rapporteringsgrad i Hjorteviltregisteret, både over tid og mellom kommuner (**Figur 9.2.7** og **Figur 9.2.8**). Her er det lite som tyder på konsistente forskjeller mellom overvåkingskommuner og andre kommuner. Vi gjorde en sammenligning av årlige antall kvalitetssikrede rader (**kap. 9.2.1-9.2.3**) mot antallet felte individer rapportert hos SSB. I utgangspunktet skal det for en gitt kommune i et gitt år ikke være mulig med flere rader (individer) i Hjorteviltregisteret enn det som er rapportert i SSB. Selv om den fylkesvise gjennomsnittlige ratioen mellom antall kvalitetssikrede datarader (individer) i Hjorteviltregisteret versus SSB i de fleste tilfeller er under 1 (**Figur 9.2.7** og **Figur 9.2.8**), finnes det mange unntak. Problemet med usannsynlige høye ratioer ser ut til å være større for elg enn for hjort. For eksempel er det i de fleste årene rapportert langt flere felte elg fra Oslo (ikke del av overvåkingsprogrammet) til Hjorteviltregisteret enn til SSB, og det samme gjelder for overvåkingskommuner i Vestfold og Telemark i de seinere årene. Dette kan i noen tilfeller dreie seg om feilrapportering til SSB, for eksempel som følgefeil/etterslep av kommunesammenslåinger eller lignende. Alternativt kan det være et resultat av at kommunen administrerer jaktvald som delvis inkluderer jaktfelt i nabokommuner. I slike tilfeller kan det rapporteres ulike antall fellinger i SSB og Hjorteviltregisteret (**kap. 10.1.1**). Vi tror allikevel at det i stor grad dreier seg om duplikater i Hjorteviltregisteret som ikke har blitt detektert gjennom de automatiserte metodene (**kap. 9.2.2**).



**Figur 9.2.7.** Årlige fylkesvise 'rapporteringsratioer' for elg. Ratioen er antall kvalitetssikrede rader for elg i Hjorteviltregisteret delt på antall skutte elg rapportert hos Statistisk sentralbyrå (SSB). Hvert datapunkt tilsvare ratioen for én kommune i en gitt jakt sesong, delt i overvåkingskommuner (turkis) og andre kommuner (rød). Størrelsen på datapunktene er proporsjonal med antall individer skutt (SSB). De heltrukne linjene representerer det årlige gjennomsnittet for fylket, delt i overvåkingskommuner (turkis) og andre kommuner (rød). Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig) slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1-9.2.3**). Kilde: Hjorteviltregisteret og SSB.

I Oslo har det vært et generelt problem knyttet til datoregistreringer og duplikater. I enkelte år kan det for eksempel være svært mange rader for ett individ, det vil si eksakt like data (bortsett fra dato) er rapportert daglig over en periode i jakta. Vi kjenner ikke til årsaken bak slik feilrapportering, men en lokal opprydding i dette vil nok være nødvendig for å kunne anvende dataene.

I de aller fleste tilfeller er det allikevel som forventet en god del færre kvalitetssikrede rader i Hjorteviltregisteret enn rapportert antall i SSB. Det ser ikke ut som om rapporteringsgraden i de fleste tilfeller (fylker) endrer seg konsistent og betydelig over tid, men dette varierer mellom fylker og mellom overvåkingskommuner og andre kommuner. Det er for eksempel en viss forbedring over tid for de hjorterike fylkene. Generelt kan man si at den årlige variasjonen i ratioen (og sannsynligvis rapporteringsgraden) varierer mer mellom år for elg (**Figur 9.2.7**) enn for hjort (**Figur 9.2.8**).



**Figur 9.2.8.** Årlige fylkesvise 'rapporteringsratioer' for hjort. Ratioen er antall kvalitetssikrede rader for hjort i Hjorteviltregisteret delt på antall skutte hjort rapportert hos Statistisk sentralbyrå (SSB). Hvert datapunkt tilsvarer ratioen for én kommune i en gitt jakt sesong, delt i overvåkingskommuner (turkis) og andre kommuner (rød). Størrelsen på datapunktene er proporsjonal med antall individer skutt (SSB). Heltrukne linjer representerer det årlige gjennomsnittet for fylket, delt i overvåkingskommuner (turkis) og andre kommuner (rød). Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig) slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1-9.2.3**). Kilde: Hjorteviltregisteret og SSB.

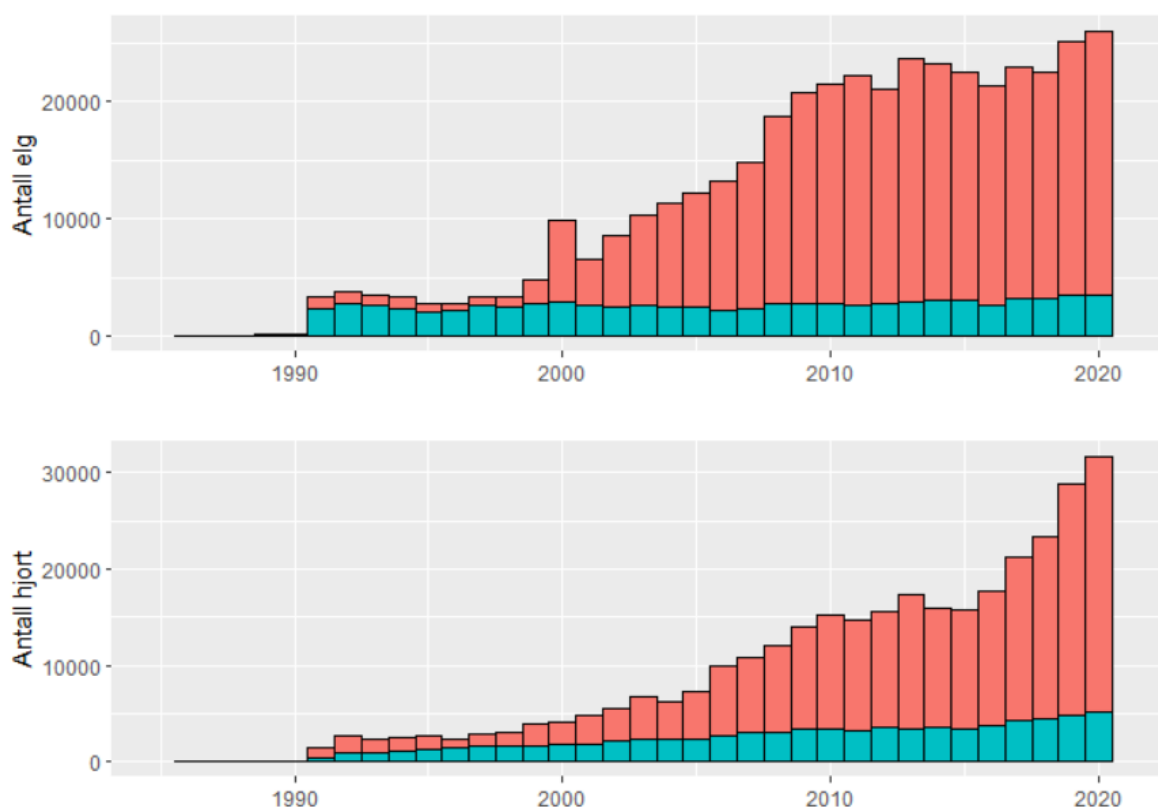
## 9.2.6 Utvikling i datamengde over tid

Som det framgår av oppsummeringen over, har utviklingen og implementeringen av Hjorteviltregisteret skjedd over mange år. Det forskriftsfestede kravet om at kommunene skulle bruke Hjorteviltregisteret til deler av sitt rapporteringsarbeid knyttet til felte dyr, ble først innført i 2012. Det

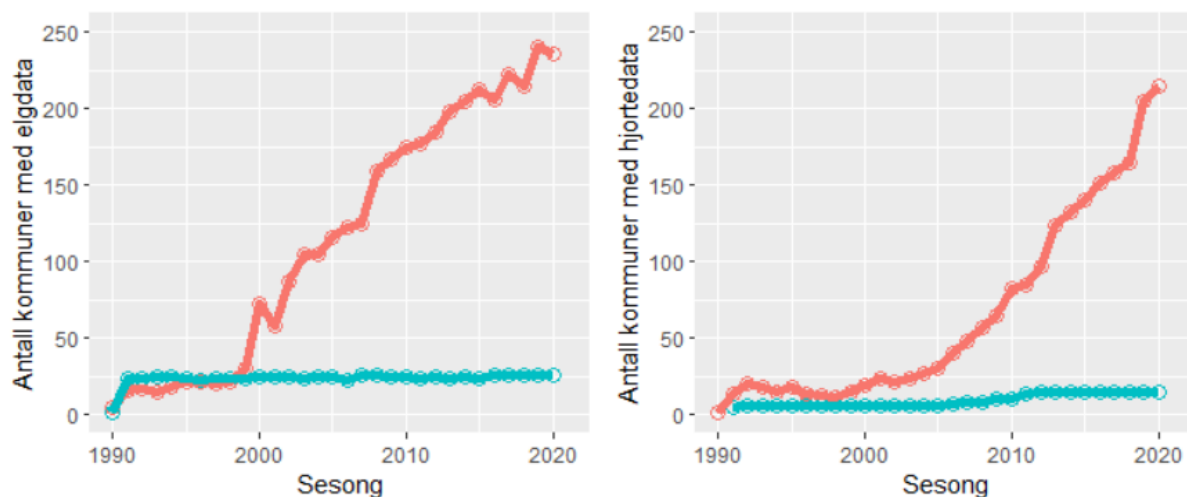
ligger likevel en stor mengde data i Hjorteviltregisteret fra før 2012 (**Figur 9.2.9**). Dette viser at mange kommuner enten har vært tidlig ute med å ta i bruk Hjorteviltregisteret, eller har gjort en stor jobb med å etterregistrere data. Dessverre kan nok sistnevnte samtidig ha medført noen av problemene vi har nevnt tidligere i forhold til oppretting av duplikater (**kap. 9.2.3** og **kap. 9.2.5**).

Antallet datarader pr. år har økt mer eller mindre gradvis over tid, med en spesielt bratt økning for hjort de siste fem årene (**Figur 9.2.9**). Økningen i antall rader reflekter til dels en generell økning i hjortevilttetthet, samt geografisk spredning (**kap. 3.1**, **Figur 3.1.1**). Antallet kommuner (struktur og nummerering anno 2020) med data i registeret har økt på en tilsvarende måte siden slutten av 1990-tallet (**Figur 9.2.10**). Økningen er også her brattere hos hjorten. Dette skyldes nok både at hjorten har fått økt geografisk utbredelse, og at en del tradisjonelle hjortekommuner har vært avventende med å ta i bruk Hjorteviltregisteret. Det er verdt å merke seg at også antall kommuner med elgdata har økt jevnt og trutt, og at denne økningen ikke har stagnert som for antall elg. Dette kan, som for hjorten, komme av både geografisk spredning og økt oppslutning om Hjorteviltregisteret.

År 2000 utmerker seg for elgen, med et omtrent dobbelt så høyt totalt antall rader og kommuner for ikke-overvåkingsområder enn det man kan forvente ut ifra året før og etter, og den ellers gradvise økningen over tid. Om dette er reelle data eller skyldes feil innlegging av årstall, vites ikke, men dette er noe som bør oppklares for de kommuner det gjelder.



**Figur 9.2.9.** Antall datarader (individer) pr. jakt sesong for elg (øvre panel) og hjort (nedre panel), skilt i overvåkingskommuner (turkis) og andre kommuner (rød). Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig) slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1-9.2.3**). Kilde: Hjorteviltregisteret.



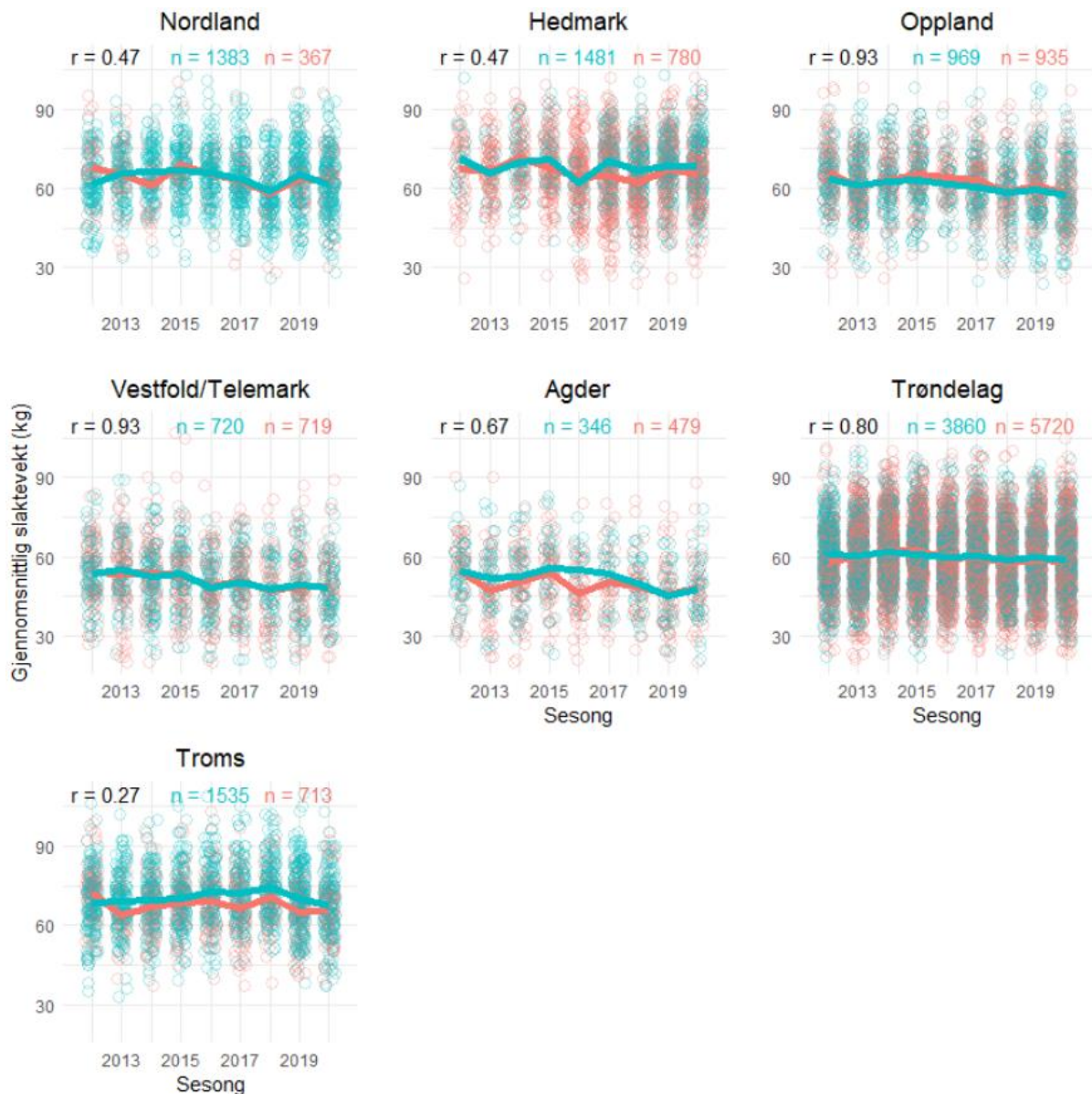
**Figur 9.2.10.** Antall kommuner med slaktevektdata for elg (venstre panel) og hjort (høyre panel) pr. jakt sesong, skilt i overvåkingskommuner (turkis) og andre kommuner (rød). Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig) slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (kap. 9.2.1-9.2.3). Kilde: Hjorteviltregisteret.

### 9.2.7 Samvariasjon innen versus utenfor overvåkingsregioner

I delkapitlene over har vi vist at det ikke nødvendigvis er store konsistente forskjeller mellom overvåkingskommuner og andre kommuner når det gjelder mangel på nødvendige data (kjønn, veid vekt, fellingsdato osv.), dupliseringer, usannsynlige vekter, unøyaktige vekter og rapporteringsgrad. En del av formålet med evalueringen av slaktevektdataene var å også undersøke om årlige fluktuasjoner og eventuelle utviklingstrender innen ulike overvåkingsregioner var sammenfallende med variasjon i nærliggende kommuner som ikke er del av overvåkingsprogrammet. Dette for å gi en pekepinn på anvendbarheten til slaktevektdataene som samles inn utenfor overvåkingsprogrammet. Svingninger og trender i slaktevektene kan, blant annet på grunn av korrelasjoner i værforhold, antas å samvarierte godt over såpass korte avstander som mellom nabokommuner. Derimot kan lokale forskjeller i forvaltningsregime og andre påvirkningsfaktorer selvsagt redusere denne miljøstyrte romlige korrelasjonen. Vi har ingen fasit for hvordan slaktevektene 'skal korrelere', men vi antar indirekte at spesielt høye korrelasjoner indikerer 'gode data' utenfor overvåkingskommunene.

I denne sammenhengen har vi valgt å fokusere på data innsamlet i perioden 2012-2020, altså etter at kommunenes bruk av Hjorteviltregisteret ble forskriftsfestet. En gjennomgang av parvise korrelasjoner mellom overvåkingskommuner og 'nabokommuner' (se under) tilsier at man i de fleste tilfeller må aggregere data over flere kommuner for å eksempelvis kunne oppnå relativt sikre estimater på årlige slaktevekter hos spesifikke kjønns- og aldersklasser. Basert på en aggregering av de utvalgte nabokommunene på regionnivå, fant vi at korrelasjonen mellom årsgjennomsnitt for slaktevekter hos kalver fra overvåkingskommuner og kommuner utenfor overvåkingsprogrammet var svært varierende, og generelt høyere for elg (**Figur 9.2.11**) enn hjort (**Figur 9.2.12**).

For elg (**Figur 9.2.11**) ser vi at samvariasjonen i slaktevekter mellom overvåkingskommuner (aggregert) og nabokommuner (aggregert) er svært høy i Vestfold/Telemark og Oppland. Dette kan til dels forklares med felles nedadgående trender, men også felles svingninger mellom enkeltår. Samvariasjonen er tilsynelatende mindre i Hedmark, Nordland og spesielt Troms. For sistnevnte påvirkes den lave korrelasjonen veldig av det første året (2012, **Figur 9.2.11**), og korrelasjonen øker til 0,66 uten dette året. For Nordland kan liten utvalgsstørrelse utenfor overvåkingskommunene være én av grunnene til relativt lav korrelasjon. I tillegg er fylket langstrakt, med få sammenlignbare 'nabokommuner'. For Hedmark sin del vil også de store geografiske avstandene kunne bidra til en lavere korrelasjon enn for de fleste andre regioner.



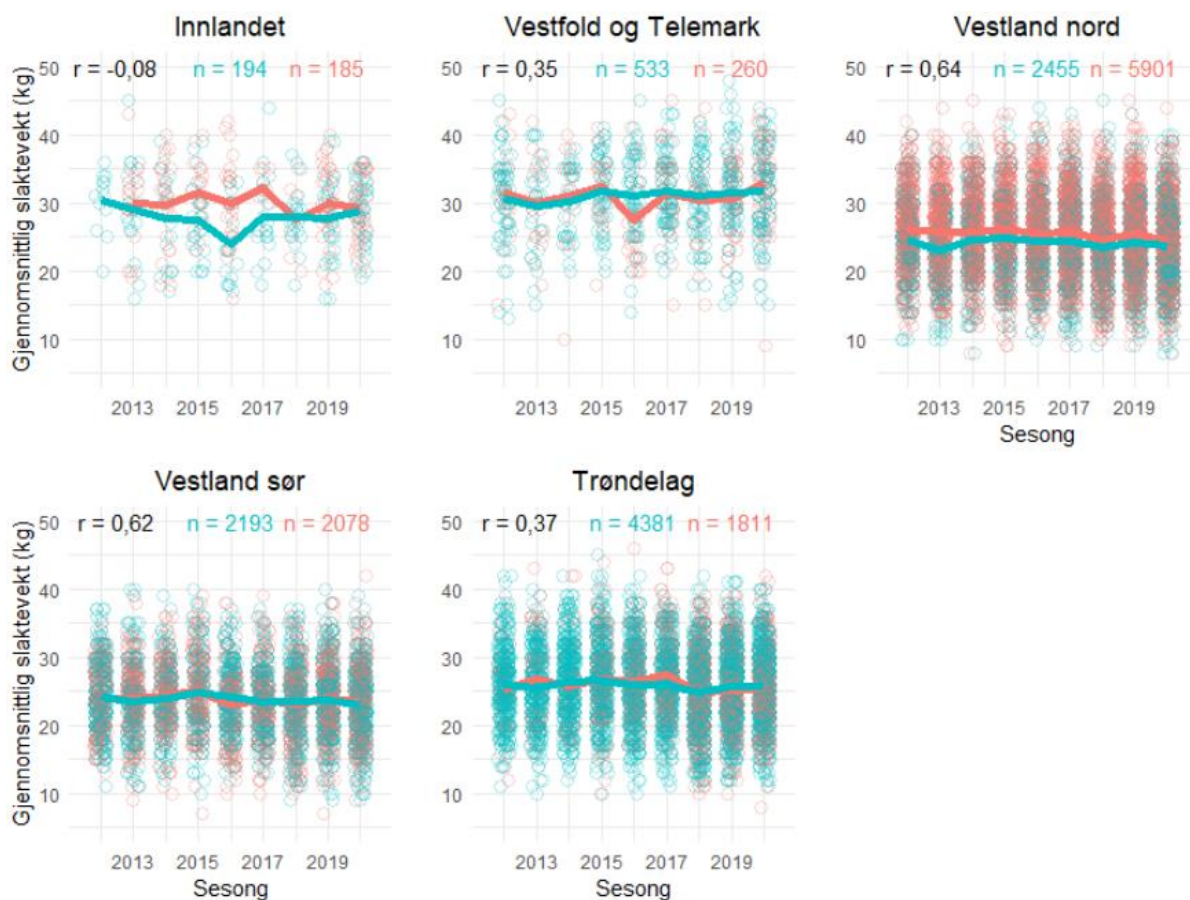
**Figur 9.2.11.** Regionvise slaktevekt for elgkalver fra overvåkingskommuner (turkise punkter) og utvalgte 'nabokommuner' (rød) i perioden 2012-2020. Hvert datapunkt tilsvarer ett individ, mens heltrukne linjer representerer det årlige gjennomsnittet for regionen, delt i overvåkingskommuner (turkis) og nabokommuner (rød). Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig) slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (kap. 9.2.1-9.2.3). Kilde: Hjorteviltregisteret.

For hjort (**Figur 9.2.12**) er samvariasjonen i slaktevekt mellom overvåkingskommuner (aggregert) og nabokommuner (aggregert) også variabel mellom regioner. For Vestfold og Telemark er den nokså lave korrelasjonen mellom overvåkingskommuner og nabokommuner sannsynligvis et utslag av lav utvalgsstørrelse, skeiv fordeling av datapunkter mellom år, og tilfeldigheter relatert til dette. Det samme gjelder Innlandet, hvor utvalgsstørrelsen er nede i 20 eller færre kalver i gjennomsnitt pr. år, både for de aggregerte overvåkingskommunene og nabokommunene. Her vil det også fort være store miljøforskjeller mellom overvåkings- og nabokommunene. Vestland nord og Vestland sør utmerker seg med relativt høye korrelasjoner, og dette på tross av lite mellomårsvariasjon i slaktevektene. Begge vestlandsregionene har likevel en svakt negativ utviklingstrend for perioden. Dette vil bidra til en positiv korrelasjon, siden trenden er til stede både innen og utenfor overvåkingskommunene. For Trøndelag ble det, på tross av stor



utvalgsstørrelse, funnet en relativt lav korrelasjon mellom overvåkingsregionen og de utvalgte naboområdene. Situasjonen i overvåkingsregion Trøndelag er at de årlige gjennomsnittsvektene har vært tilnærmet uendret gjennom hele den aktuelle perioden. Lav mellomårsvariasjon og fravær av en trend kan være del av forklaringen til den lave korrelasjonen som ble funnet mellom overvåkingsområdene og naboområdene her.

Vi kan konkludere med at vi ikke finner motstridende utviklingstrender mellom overvåkingsområdene og de undersøkte, omkringliggende kommunene. Graden av samvariasjon mellom år er likevel varierende og sterkt påvirket av omfanget av datamaterialet. Et lite datagrunnlag er mer utsatt for tilfeldig variasjon enn et større datamateriale. Dette ble spesielt tydelig i de to mest datafattige overvåkingsregionene for hjort. Fravær av en tydelig trend og liten mellomårsvariasjon i vektdataene er også forhold som gir lave verdier for korrelasjonsanalysene. Dette så vi eksemplifisert ved resultatene fra elgregionen i Troms og hjorteregionen i Trøndelag.



**Figur 9.2.12.** Regionvise slaktevekter for hjortekalver fra overvåkingskommuner (turkise punkter) og utvalgte 'nabokommuner' (rød) i perioden 2012-2020. Hvert datapunkt tilsvarer ett individ, mens heltrukne linjer representerer det årlige gjennomsnittet for regionen, delt i overvåkingskommuner (turkis) og nabokommuner (rød). Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig) slaktevekt, kjønn, alderskategori, kommune og/eller dato er fjernet før analysen (kap. 9.2.1-9.2.3). Kilde: Hjorteviltregisteret.

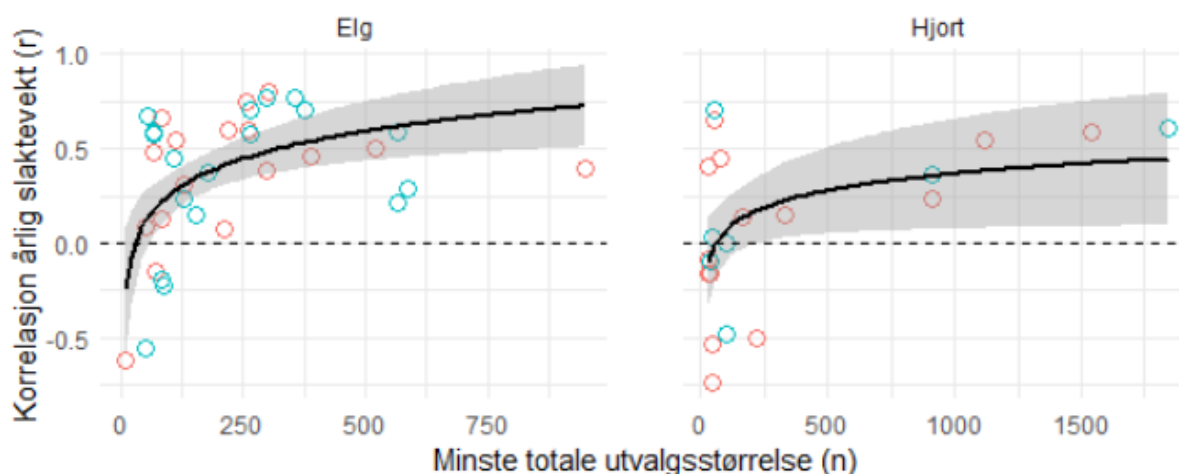
### 9.2.8 Samvariasjon mellom nabokommuner

Vi ønsket også å studere samvariasjonen i slaktevekter på en lavere romlig skala (kommunenivå). Overvåkingskommuner og ikke-overvåkingskommuner ble så langt det var mulig satt sammen i par (overvåk/nabo), og deres samvariasjon ble sammenlignet med samvariasjonen mellom ulike overvåkingskommuner innen den enkelte overvåkingsregion (overvåk/overvåk). Sistnevnte

var ikke mulig for en av overvåkingsregionene for hjort, Vestland sør, siden denne regionen bare består av en enkelt kommune.

Den parvise samvariasjonen i gjennomsnittsvekter for disse to partypene er vist i **Figur 9.2.13**, hvor de er plottet mot summen av datapunkter for den kommunen som har færrest data av de to. For elg var gjennomsnittskorrelasjonen for kalver relativt lik for de to partypene, det vil si overvåk vs. overvåk (Pearson's  $r = 0,37$ ) og overvåk vs. nabo ( $r = 0,34$ ). Gjennomsnittskorrelasjonene for hjortekalver var mye lavere, både for overvåk/overvåk ( $r = 0,16$ ) og overvåk/nabo ( $r = 0,07$  overvåk/nabo). Hos begge arter var det lite som endret seg ved å inkludere data fra før 2012 (analyser ikke vist).

Anvendbarheten av slaktevektdataene på kommunenivå vil være svært kommunespesifikk og i mange tilfeller begrenset av lav utvalgsstørrelse. Dette på grunn av stor individuell variasjon i slaktevekter innen det enkelte år (**Figur 9.2.11** og **Figur 9.2.12**). Analysene viser at for begge arter øker den årlige samvariasjonen (korrelasjonen) i slaktevekter hos kalver asymptotisk med utvalgsstørrelse (**Figur 9.2.13**). Ved høy utvalgsstørrelse i begge kommuner kan man forvente et positivt estimat for samvariasjonen mellom år, altså som forventet under relativt like miljøbetingelser. Ved lave utvalgsstørrelser (typisk 10-20 eller færre kalver pr. år) vil individuell variasjon og tilfeldigheter fort kunne resultere i store utslag på samvariasjonen, om enn tilsynelatende i noe mindre grad hos elg enn hos hjort. Lave årlige utvalgsstørrelser kjennetegnet mange av kommuneparene innen de to nyeste overvåkingsregionene for hjort, Innlandet og Vestfold og Telemark, (**Figur 9.2.12**). Dette gjør dataene mindre anvendelige på kommunenivå.



**Figur 9.2.13.** Parvise kommunekorrelasjoner ( $r$ ) i årlige gjennomsnittlige slaktevekter for elgkalver (venstre panel) og hjortekalver (høyre panel) i perioden 2012-2020. Korrelasjonene er plottet mot utvalgsstørrelsen ( $n$ ) for kommunen med færrest individer (summert over 2012-2020). Hvert datapunkt er en parvis korrelasjon mellom to nærliggende overvåkingskommuner (turkise punkter) eller en overvåkingskommune og en 'nabokommune' som ikke er omfattet av overvåkingsprogrammet (rød). Den heltrukne linja er en tilpasset log-lineær sammenheng, med konfidensintervall i grått. Stiplet linje viser korrelasjon = 0. Sannsynlige duplikater og individer uten veid (og sannsynlig) slaktevekt, kjønn, alderskategori og/eller dato er fjernet før analysen (**kap. 9.2.1-9.2.3**). Kilde: Hjorteviltregisteret.

Det faktum at gjennomsnittsvektene generelt ikke virker å være betydelig sterkere korrelert mellom to overvåkingskommuner enn mellom en overvåkingskommune og en nabokommune, taler indirekte for at data samlet av kommuner utenfor overvåkingsprogrammet kan være 'like gode'. Dessverre vil det være vanskelig å kvantifisere og evaluere hvor 'gode' dataene er basert kun på graden av samvariasjon. For et mer kvantitativt innblikk, bør man gjennomføre grundige analyser av romlig synkroni innen og på tvers av alle dataene for arten. Dette kan kombineres med analyser av usikkerheten rundt de årlige estimatene for den respektive region eller kommune.

En grundig evaluering av anvendbarheten vil kreve kommunevise vurderinger. Vår gjennomgang tilsier allikevel at potensialet for bruk av slaktevektdata utenfor overvåkingskommuner er stort, og da spesielt på regionalt nivå, om enn ikke for alle regioner. Det er heller ingen grunn til å anta at veide slaktevekter er mindre anvendbare på kommunenivå utenfor overvåkingskommuner, så lenge utvalgsstørrelsen er tilstrekkelig. Man kan også kompensere noe for de lave utvalgsstørrelsene ved å analysere flere aldersklasser (og begge kjønn) i samme modell, men dette krever en antagelse om at slaktevektene til de forskjellige gruppene samvarierer mellom år.

### 9.3 Evaluering av slaktevekter i Hjorteviltregisteret – oppsummering

Hjorteviltregisteret har definitivt kommet for å bli, og registeret representerer i dag et sentralt verktøy for den lokale hjorteviltforvaltningen. Helt siden etableringen av registeret har funksjonaliteten vært i tilnærmet kontinuerlig endring og forbedring, og i dag inngår en rekke funksjoner knyttet til innrapportering, lagring og sammenstilling av data. Nytteverdien av de registrerte dataene er derimot ufravikelig knyttet til kvaliteten til materialet.

Selv om kommunenes og villreinnemndenes bruk av Hjorteviltregisteret i begrenset grad er forskriftsfestet, er inntrykket at bruken av registeret nå har blitt en integrert del hos den lokale hjorteviltforvaltningen. Dette gjelder i alle fall for elg og hjort. Med en utvidet tilrettelegging for både rådyr og villrein, er det ventet at registeret vil representere en naturlig og viktig del av arbeidet med å sikre og tilgjengeliggjøre relevante bestandsdata også for disse artene. Det er derfor viktig å kjenne til og eventuelt ta høyde for de utfordringer og problemer som er heftet ved datasettet, både generelt og lokalt.

De fleste datapunkter som anses lite anvendelige i slaktevektsammenheng, lukes ut pga. manglende veid slaktevekt. For hjortens del er andelen oppe i cirka 30 %. Dette kan være spesielt problematisk for enkeltkommuner og regioner med lav utvalgsstørrelse i utgangspunktet. Selv for kommuner med høy utvalgsstørrelse, kan lav rapporteringsgrad føre til en betydelig 'bias' (skeivhet) i slaktevektene som rapporteres (f.eks. større andel vekter fra innmark enn utmark), med konsistente eller – enda verre – inkonsistente feil i den observerte utviklinga over tid. Det kan også oppstå misforståelser og feil på grunn av muligheten til å velge andre veieformer enn 'veid vekt' ved registrering. En anslått vekt anser vi som ubrukelig, både i forskning og forvaltning. Man bør derfor vurdere om dette overhodet skal være mulig å registrere, og om det kan finnes løsninger som reduserer sannsynligheten for feil ved registrering. I den forbindelse kan det være vel så nyttig å kunne skille mellom faktisk veide og avrundede vekter. Vi finner at sistnevnte er svært vanlig for både elg og hjort. Dette fører til økt unøyaktighet og redusert anvendbarhet av datasett med lav utvalgsstørrelse, noe som kjennetegner veldig mange kommuner.

Det framstår også særlig viktig at alle framtidige individdata som lastes inn i Hjorteviltregisteret registreres med (korrekt) fellingsdato, eventuelt en felles og allment kjent dummy-dato hvis fellingsdato er ukjent. Selv etter en utluking av åpenbare og tilsynelatende ugyldige/ukjente fellingsdatoer i det historiske datasettet, inneholder dataene helt klart fortsatt individer som er registrert med feil dato. Det samme gjelder forekomsten av duplikater, som er betydelig tilbake i tid og (spesielt for hjort) fortsatt et problem i seinere år. Vi har kun identifisert sannsynlige duplikater på et overordna nivå, det vil si vi har ikke gått detaljert inn i dataene for den enkelte kommune, verken kvalitativt eller kvantitativt. I en sammenstilling av dataene i Hjorteviltregisteret med de mer eller mindre 'sanne' tall på felte dyr fra SSB, finner vi derfor at førstnevnte fortsatt sannsynligvis inneholder en god del duplikater, selv etter vår duplikatanalyse.

Både ukjente/ugyldige fellingsdatoer og duplikater kan det til en viss grad renskes opp videre i lokalt. Jo lengre tilbake i tid, jo vanskeligere vil det være å rette opp. Dette vil nok for alltid hefte ved kvaliteten til datasettet, men det skal være mulig å identifisere hvilke kommuner som utmerker seg, og hvilke kommuner hvor dette er et betydelig problem. Som eksempel kan vi nevne Oslo, hvor slaktevektdataene for elg er befengt med datorelaterte problemer som ikke kan løses ved våre automatiserte metoder (f.eks. enkeltindivider som åpenbart er registrert hver dag over en ukes tid).

Vi anbefaler Miljødirektoratet å fjerne alle individdata med manglende kommune, kjønn og/eller alderskategori, siden disse ikke har noen reell verdi. Det bør også vurderes å merke alle individdata med ukjent eller åpenbar/sannsynlig ugyldig fellingsdato, siden disse er av mindre verdi i mange analyser av slaktevekter. Kun data med gyldig dato bør altså inngå i tabeller og figurrapporter fra Hjorteviltregisteret. Det samme gjelder identifiserte duplikater – disse bør merkes eller fjernes. Usannsynlige vekter bør også merkes og utgå i tabeller, figurer og rapporter. I vår tilnærming identifiserte vi usannsynlige vekter basert på (kjønns- og alderskategorispesifikke) standardavvik beregnet på kommunenivå, men det kan også vurderes om dette skal gjøres på en større romlig skala, for å redusere problemene med lave utvalgsstørrelser i enkeltkommuner.

I denne evalueringen har vi vist at slaktevektdata for elg og hjort utenfor overvåkingsområdene tilsynelatende kan være vel så anvendbare som for overvåkingskommuner, men at data i mange tilfeller må aggregeres over flere kommuner for å oppnå tilfredsstillende utvalgsstørrelser. Det er ikke (store) konsistente forskjeller mellom overvåkingskommuner og andre kommuner med hensyn til manglende data (kjønn, veid vekt, fellingsdato osv.; **kap. 9.2.1**), dupliseringer (**kap. 9.2.2**), usannsynlige vekter (**kap. 9.2.3**), unøyaktige vekter (**kap. 9.2.4**) og rapporteringsgrad (**kap. 9.2.5**). I tillegg er det generelt ganske lik samvariasjon i årlige slaktevekter mellom overvåkingskommuner og nabokommuner (ikke overvåk) som mellom nærliggende overvåkingskommuner. Lave korrelasjoner kan ofte forklares med lave utvalgsstørrelser. Dette er funn som indirekte antyder at data utenfor overvåkingskommuner ofte er vel så anvendelige, gitt at utvalgsstørrelsene er tilfredsstillende (**kap. 9.2.7**). Det er allikevel slik at enkeltkommuner som ikke er del av overvåkingsprogrammet vil ha en betydelig høyere risiko for store feil i datasettet enn overvåkingskommunene, hvor dataene gjennomgår en kontinuerlig kvalitetssikring av NINA.



Alle hjortedyr som felles bør registreres i Hjorteviltregisteret med kjønn, alderskategori, fellings-tidspunkt og jaktfelt. I tillegg er det nyttig med data på veid slaktevekt. Foto: Vebjørn Veiberg, NINA.

## 10 Kvalitetsvurdering av sett dyr-data

Etter et innledende pilotprosjekt startet Hjorteviltregisteret opp i 2003. Hensikten var å få et nasjonalt register over sett dyr-data (for elg og hjort), og i tillegg ble det gjort mulig å registrere tildelte fellingstillatelser, fellingsdata og fallviltdata av hjortevilt. Tildelinger, fellingsdata og fallvilt rapporteres også til SSB, men da på et mer overordnet nivå (kommune og år). Det nye i Hjorteviltregisteret var at sett dyr, tildelinger og fellingsdata kunne rapporteres på vald- og jaktfeltnivå på en gitt dato. Det samme gjaldt for fallvilt som kunne knyttes til tidspunkt i døgnet og året og et nærmere angitt sted (koordinater). I 2007 ble denne funksjonen utvidet med et kart der det var mulig å angi nærmere hvor fallvilt ble funnet eller påkjørt ved å klikke på punktet i kartet.

Ved oppstart ble det fra kommunene og andre lastet inn mye historiske sett dyr-data. Sett elg-overvåkingen ble igangsatt i sørlige deler av Nordland på slutten av 1960-tallet og i resten av landet på 1980-tallet. En stor del av dette materialet var allerede tilgjengelig ved NINA som på 1990-tallet samlet inn disse dataene fra kommunene. Data fra de første årene etter oppstart av sett elg-overvåkingen er hovedsakelig summerte verdier fra hele jaktseasonen, men noen kommuner har også lastet inn sett elg-data på jaktfelt og jaktdag-nivå.

Sett hjort-overvåkingen ble først igangsatt i et fåtall kommuner sent på 1990-tallet og mengden innsamlede data er følgelig lavere enn fra sett elg-overvåkingen. I tillegg ble mye sett hjort-data i en tidlig fase ikke skilt på innmarksjakt og utmarksjakt. Utmarksjakt foregår for det meste i skogsterrang der oppdagbarheten av dyr er langt lavere enn på innmark. Når det ikke skiller på innmarksjakt og utmarksjakt, kan derfor sett hjort-indeksene variere mye som følge av varierende oppdagbarhet mellom år. Denne feilkilden ble vesentlig redusert da man i 2016 innførte krav om at sett hjort og felte hjort skulle registreres på henholdsvis innmark og utmark.

Ved oppstart av Hjorteviltregisteret var det to ulike sett dyr-tabeller. En for summerte sett dyr-data på år, jaktfelt og kommunenivå (sumdata) og en for sett dyr-data fordelt på år, kommune, jaktfelt og dato (datodata). Registrering av sumdata har eksistert som en mulighet helt til 2018, men siden 2019 er det kun mulig å registrere data på dagnivå (datodata). Sumdata på jaktfelt og kommunenivå baserer seg nå på sett dyr-data registrert på datonivå. For å få en komplett oversikt over antallet sett dyr-data på kommunenivå før 2019, er det viktig å bruke data fra tabellen med summerte verdier. Tabellen med data på datonivå kan i verste fall være svært mangelfull i tidligere år og kan gi et feilaktig bilde på antallet observasjoner som er registrert i databasen.

I Hjorteviltregisteret registreres også antallet dyr (elg og hjort) felt i de samme jaktfeltene og vald som registrerer antallet observasjoner av dyr (sett dyr). Dette omfatter alle jaktfelt og vald i mange kommuner, men i noen er det bare en mindre andel av jaktfeltene som rapporterer felte og sette dyr. Dette gjelder spesielt i de første årene etter at sett elg og sett hjort ble innført. I disse kommunene er det derfor et misforhold mellom antallet dyr som er registrert felt som del av sett dyr-overvåkingen og antallet dyr som er rapportert felt til SSB. Sistnevnte skal i prinsippet omfatte alle dyr felt i den aktuelle kommunen i det gjeldende jaktåret (1. april – 31. mars).

I enkelte tilfeller er det også registrert flere felte dyr i Hjorteviltregisteret enn hos SSB. Dette kan skyldes at den aktuelle kommunen administrerer jaktfelt i nabokommunen (i enkelte tilfeller alle jaktfelt i nabokommunen). Antallet felte dyr som rapporteres av kommunen til Hjorteviltregisteret vil da omfatte alle dyr registrert felt på jaktfelt administrert av kommunen. Til SSB skal det imidlertid kun rapporteres dyr som faktisk er skutt innenfor grensene til den aktuelle kommunen. Et unntak er i 2007 og 2008 da samme praksis ble benyttet for registrering av felte dyr hos Hjorteviltregisteret og SSB. Etterskuddsvis har SSB valgt å ikke publisere statistikk over felte elg og hjort på kommunenivå i 2008.

I dette kapitlet beskriver vi fordelingen av sett dyr data i Hjorteviltregisteret og gjør en vurdering av datakvaliteten. Alle data er innlagt av jegere og lokale viltforvaltere og tidvis vil det oppstå feilregistreringer. Dette kan skyldes feilpunchinger eller ombyttinger mellom kjønns- og

aldersklasser. I tillegg kan det ha oppstått feil som følge av modifiseringer og strukturendringer i Hjorteviltregisteret. Historiske data har delvis vært lastet inn fra andre databaser og nyere data rapporteres ved bruk av ulike rapporteringskilder. Strukturendringer innbefatter også endringer som følge av kommunereformen. Denne medførte at 119 kommuner ble til 47 nye, slik at det fra 1. januar 2020 kun var 356 kommuner i Norge. I Hjorteviltregisteret skal nå data foreligge etter ny (2020) kommunestruktur, men grenseendringer vil sannsynligvis medføre at ikke alle data fra tidligere kommuner kan fordeles helt riktig til nye kommuner.

I kvalitetsvurderingen har vi sett på graden av opplagte feil, som ikke-eksisterende kommuner eller feil år og dato, samt andelen usannsynlige kombinasjoner av data. Sistnevnte inkluderer ekstreme forholdstall mellom hanndyr og hunndyr, mellom kalver og hunndyr, mellom observasjoner og felte dyr, og mellom observasjoner og jaktinnsats (jegerdager). I tillegg har vi prøvd å spore graden av overrapportering i de ulike kommunene. Overrapportering kan oppstå dersom observasjoner og jegerdager rapporteres flere ganger til Hjorteviltregisteret fra samme jaktseong. Disse analysene vil nødvendigvis kun være i stand til å detektere eventuelle grove feil, mens mindre grove feil vil forbli uoppdaget fordi avviket er for lite. Dersom andelen grove feil er lav vil vi dog forvente at det samme er tilfelle for andelen mindre grove feil.

Avslutningsvis gjør vi en analyse av andelen elg- og hjortejaktkommuner som nå rapporterer sett dyr-data etter ny instruks. Som påpekt over (**kap. 2.2.4**), ble det fra 2018 innført en ny instruks for hvordan sett dyr skal registreres og rapporteres som del av sett dyr-overvåkingen. Etter ny instruks skal alle observasjoner av elg eller hjort registreres, mens tidligere instruks var å ikke registrere observasjoner av dyr som var sett tidligere samme dag. Hensikten med instruksendringen var å øke presisjonen av bestandsindeksene fra sett dyr-materialet, men det er usikkert hvorvidt alle kommunene har tatt den nye instruksene i bruk.

## 10.1 Dataomfang

Hjorteviltregisteret er gjenstand for pågående utvikling, og eventuelle endringer som er gjennomført etter at vi hentet ut datamaterialet vil ikke framkomme i våre resultater. Det samme gjelder for data nedlastet fra SSB. I analysene under benytter vi sett elg-data på kommune-, jaktfelt- og datonivå (datodata) som er nedlastet fra Hjorteviltregisteret 1. april 2022, mens sett elg-data på kommune- og jaktfeltnivå (sumdata) ble lastet ned 19. januar 2021. Sett hjort-data ble i sin helhet lastet ned 5. april 2022.

Sumdata viser summen av antallet jegerdager og dyr sett og felt i løpet av hele jaktseongen for et jaktfelt med unikt jaktfeltnummer. I flere kommuner og år eksisterer det kun data fra hele kommunen som da er definert som et eget jaktfelt. Dette gjelder særlig historiske data fra årene før Hjorteviltregisteret ble opprettet – dvs. data som etterskuddsvis er innlastet av kommunen eller andre. Datodata er samme type sett- og feltdata, men spesifisert til dato i tillegg til jaktfeltnummer. Datodata er tilgjengelig i en egen tabell (datodatatabellen), men vil i tillegg inngå i sumverdien for hele jaktseongen i sumdatatabellen. I Hjorteviltregisteret var det mulig å registrere data på sumnivå fram til 2018, men siden har det kun vært mulig å registrere data på datonivå. Alle sumdata fra perioden 2019-2021 er derfor aggregerte verdier fra datodatatabellen. Fellingsdata for elg og hjort fra SSB lastes ned forløpende hvert år når data publiseres av SSB. Siste års data er å betrakte som foreløpige tall og mindre justeringer kan derfor forekomme ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)). Av den grunn oppdaterer vi alltid SSB-filen med de siste 3 år med data hvert år.

### 10.1.1 Sett elg-data

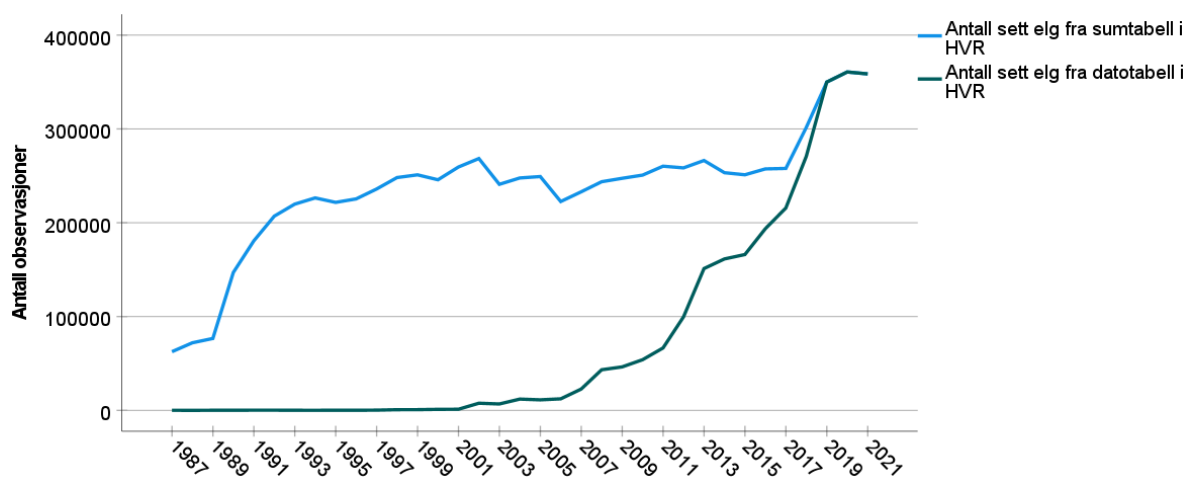
I Hjorteviltregisteret er det registrert sett elg-data i alle år fra 1980 til 2021 i til sammen 284 kommuner (2020-kommune). I tillegg er det i datotabellen noen få rader (50) med årstall fra 1900 og tidligere, og fra 2028 og 2029, og noen flere rader (373) med 0 eller manglende informasjon om antall jegerdager. Det er også et fåtall rader registrert på gamle kommunenummer i gamle Østfold (kommunenummer: 104, 121, 122, 123, 124, 125, 136, 138), Agder (1029), Trøndelag (1723, 1729, 5005, 5012, 5018, 5019, 5039, 5040, 5048, 5050, 5051), Nordland (1859)

og gamle Finnmark (2017). Vi slettet rader registrert med feil årstall og manglende jegerdager, og endret fra gamle til nye kommunenummer. Slettede rader omfatter mindre enn 0,006 % av alle observasjoner i datotabellen i Hjorteviltregisteret.

Vi sjekket deretter datodatatabellen og sumdatatabellen for mulige duplikater. I praksis undersøkte vi hvorvidt samme sett elg-data er registrert fra samme jaktfelt, dato (datodata) eller år (sumdata) på to eller flere rader. I sumtabellen fant vi ingen duplikater, men vi registrerte 1705 duplikater i datodatatabellen (ca. 0,2 % av alle rader). Sistnevnte var alle fra perioden 2019-2021 og kan skyldes at samme informasjon ved en feiltakelse har blitt lastet inn flere ganger, for eksempel av to ulike jegere fra samme jaktlag. Alternativt kan det være to eller flere jaktlag som har vært i jaktfeltet samme dag og siden registrert samme jaktinnsats (antall jegere og timer jaktet) og type dyr sett. Det faktum at 63 % av alle mulige duplikatregistreringer besto av jaktlag med én jeger antyder at disse registreringene er et resultat av flere uavhengige jegere som har jaktet i samme jaktfelt samme dag. Men det var også tilfeller der to grupper av 8-26 jegere var registrert å ha jaktet i 6-10 timer i samme jaktfelt samme dag. Vi finner det lite sannsynlig at dette var tilfelle, men valgte likevel å beholde alle duplikatene i videre analyser. Det lave antallet hadde uansett ingen vesentlig betydning for resultatet.

Når data lastes inn i sumtabellen og datotabellen skal registreringen godkjennes av kommunen. Dette er ikke alltid gjort og spørsmålet er hvorvidt dette er fordi kommunen har glemt å godkjenne dem eller fordi det er funnet noe galt med registreringen. Alternativt kan dette skyldes en feil ved importering av data fra ulike rapporteringskilder (se under). Antallet ikke godkjente registreringer var relativt høyt i sumtabellen (ca. 16 % av antall jegerdager), men lavt i datotabellen (ca. 0,4 % av antall jegerdager). Den høye andelen i sumtabellen skyldes hovedsakelig en høy andel ikke godkjente rader i perioden 2012 til 2018 (37 - 86 % uten godkjenning). Vi velger å tro at den høye andelen ikke godkjente i sumtabellen skyldes en feil (av kommunen eller Hjorteviltregisteret) og vi inkluderte derfor også ikke godkjente data fra sumtabellen. I datotabellen fjernet vi data som ikke var godkjent.

Basert på data fra sumtabellen i Hjorteviltregisteret ble det registrert mer enn 8,3 millioner observasjoner av elg, 15,5 millioner jegerdager, og omkring 995 000 felte elg i perioden 1980-2021. Tilsvarende tall fra datotabellen i Hjorteviltregisteret er omkring 2,6 millioner observasjoner, 4,4 millioner jegerdager og 268 000 felte elg. Antallet registrerte observasjoner var høyest i 2020 med 360 000 (**Figur 10.1.1**). Samme året ble det registrert 520 000 jegerdager og drøye 30 000 felte elg i Hjorteviltregisteret (**Figur 10.1.2**).

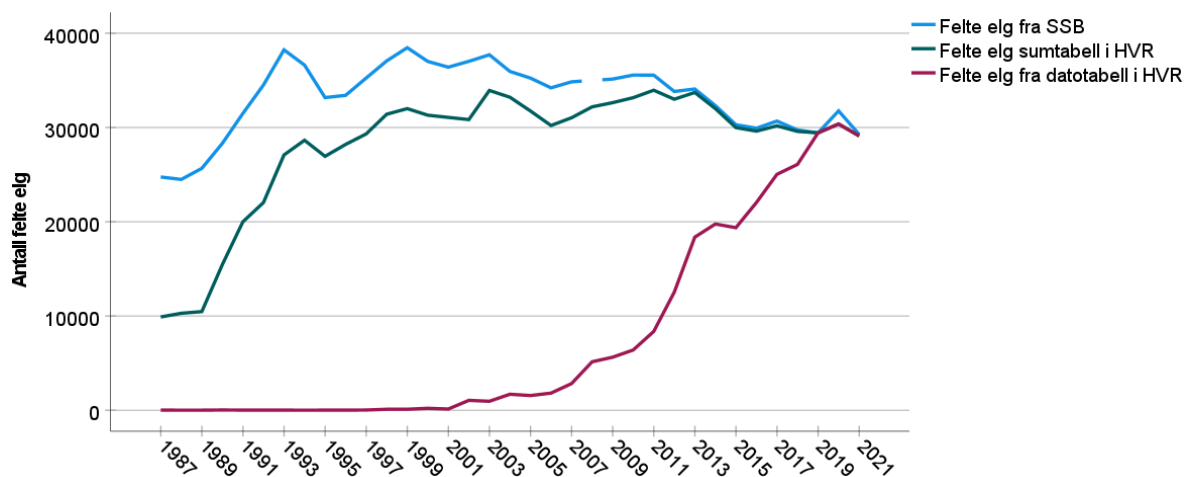


**Figur 10.1.1.** Antall registrerte observasjoner av elg pr. år i sumtabell og datotabell i Hjorteviltregisteret.

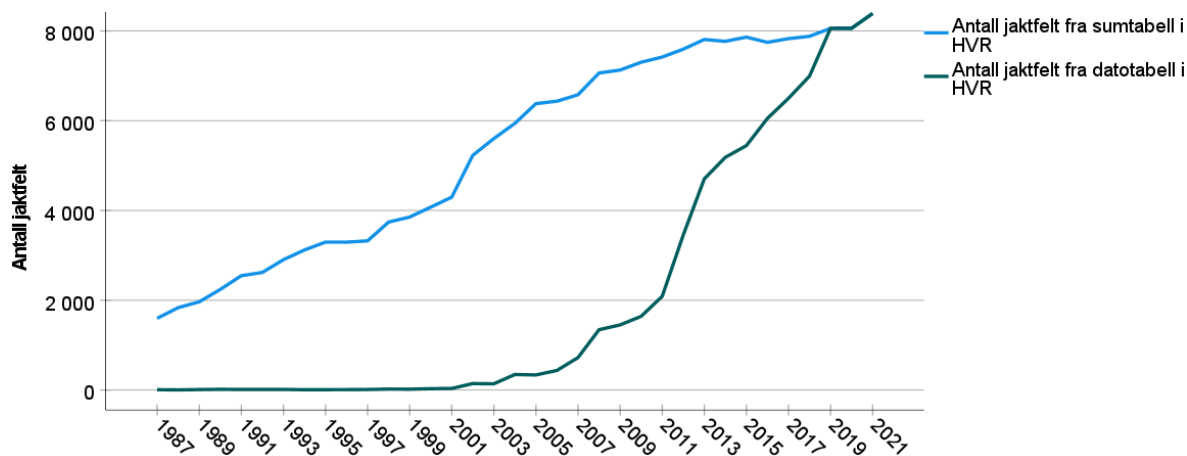
I **Figur 10.1.2** viser vi utviklingen i antallet felte elg registrert hos SSB og i Hjorteviltregisteret (sumtabellen) i perioden 1987-2021. Fram til 2000-tallet var det relativt store forskjeller mellom

antallet felte elg i de respektive databasene, noe som skyldes at kun et begrenset antall kommuner hadde tatt i bruk Hjorteviltregisteret. I 1990 utgjorde antallet felte elg i Hjorteviltregisteret omkring 55 % av antallet felte elg registrert hos SSB og i 2000 var prosentandelen økt til 85 %. De siste 10 årene har det vært en tilnærmet full match mellom antallet registrerte felte elg i Hjorteviltregisteret og hos SSB (> 98 %), noe som tilsier at de aller fleste elgjaktkommuner nå registrerer sine sett elg- og felt elg-data i Hjorteviltregisteret. Et unntak var i 2020 da det var en lavere andel felte elg registrert i Hjorteviltregisteret (96 %, **Figur 10.1.2**). Dette skyldes hovedsakelig at kun en liten andel av de felte elgene i Trysil, Åmot, Rendalen og Gausdal ble rapportert og registrert i Hjorteviltregisteret dette året.

I **Figur 10.1.2** ser vi utviklingen i antallet felte elg i dato-tabellen i Hjorteviltregisteret. Det er først i de aller siste årene, i samsvar med økt bruk av «Settogskutt» (**Figur 13.5.1**), at kommuner flest har begynt å laste inn sett elg-data på jaktfelt- og dato-nivå. De samme trendene gjenspeiles i **Figur 10.1.1** og **Figur 10.1.3** som viser utviklingen i antall observasjoner og antall jaktfelt med data i samme periode. De siste 10 årene har det vært en liten økning i antallet jaktfelt, til tross for minimal økning i andelen felte elg registrert i Hjorteviltregisteret. Det var særlig stor økning i 2021, noe som hovedsakelig skyldes stor økning i antallet jaktfelt registrert i Åmot og enkelte andre kommuner i Hedmark. Legg ellers merke til den kraftige økningen i antallet observasjoner fra 2017 til 2018 og påfølgende år (**Figur 10.1.1**). Dette skyldes endringen i sett dyr-instruksen i 2018.



**Figur 10.1.2.** Antall felte elg registrert pr. år hos Statistisk sentralbyrå (SSB) og i sumtabell og datotabell i Hjorteviltregisteret.

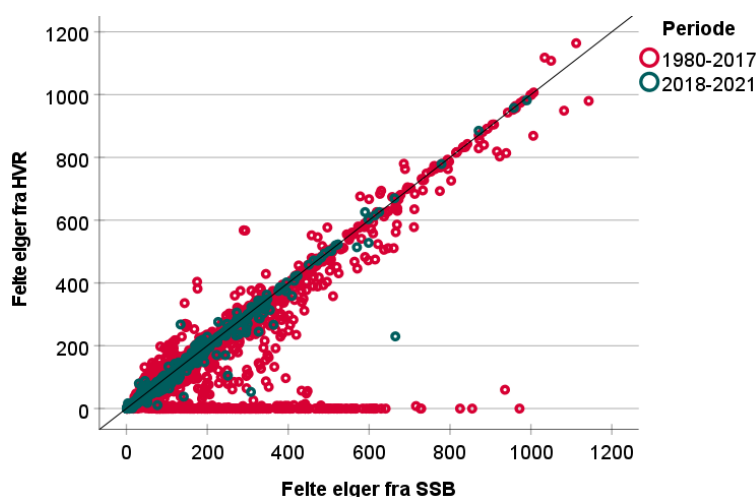


**Figur 10.1.3.** Antall jaktfelt med sett elg-data pr. år i sumtabell og datotabell i Hjorteviltregisteret.



Selv om det samlede antallet felte elg rapportert til SSB alltid er høyere enn felte elg rapportert til Hjorteviltregisteret (**Figur 10.1.2**), er det samme ikke alltid tilfelle på kommunenivå (**Figur 10.1.4**). I 18 % av tilfellene (kommune og år) ble det rapportert flere felte elger til Hjorteviltregisteret enn til SSB, og i 5 % av tilfellene var antallet i Hjorteviltregisteret mer enn 10 % høyere enn i SSB. I enkelte tilfeller var også differensen svært stor. I ett tilfelle ble det registrert 278 flere felte elg i Hjorteviltregisteret enn i SSB (**Figur 10.1.4**), men i de aller fleste tilfellene (> 90 %) av overrapportering til Hjorteviltregisteret var differansen under 40 dyr.

I denne analysen benyttet vi kun jaktfelt som faktisk lå i den aktuelle kommunen for å beregne antallet felte elg rapportert til Hjorteviltregisteret. Antallet skal derfor ikke være påvirket av elg felt i jaktfelt som kommunen administrerer i nabokommuner. Det forutsetter imidlertid at jaktfelt som administreres av nabokommunen har et jaktfeltnummer som viser til hjemstedskommune (de fire første sifrene i jaktfeltnummeret). Dette er ikke alltid tilfelle. En alternativ forklaring på overrapporteringen i Hjorteviltregisteret er at data er duplisert i enkelte jaktfelt og år. Dette kan være krevende å avdekke, og særlig for data som er importert fra kilder utenfor Hjorteviltregisteret. Som vist i **Figur 10.1.4** er det jevnt over et tettere forhold mellom antallet elger som er rapportert felt til de to registrene etter 2018.



**Figur 10.1.4.** Antall felte elg pr. kommune og år rapportert til Hjorteviltregisteret og SSB, fordelt på to perioder (1980-2017, 2018-2021). Punkter over diagonalen viser kommuner og år der det er rapportert flere felte elger til Hjorteviltregisteret enn til SSB. I 82 % av tilfellene ble det rapportert like mange eller færre elger til Hjorteviltregisteret enn til SSB. Data kun fra kommuner og år med en eller flere felte elger

### 10.1.2 Sett hjort-data

For hjorten analyserte vi kun data fra datotabellen og kun sett hjort registrert i utmark. Sett hjort registrert på innmark er forbundet med flere kompliserende elementer, og av den grunn valgte vi å ikke analysere dette materialet nå.

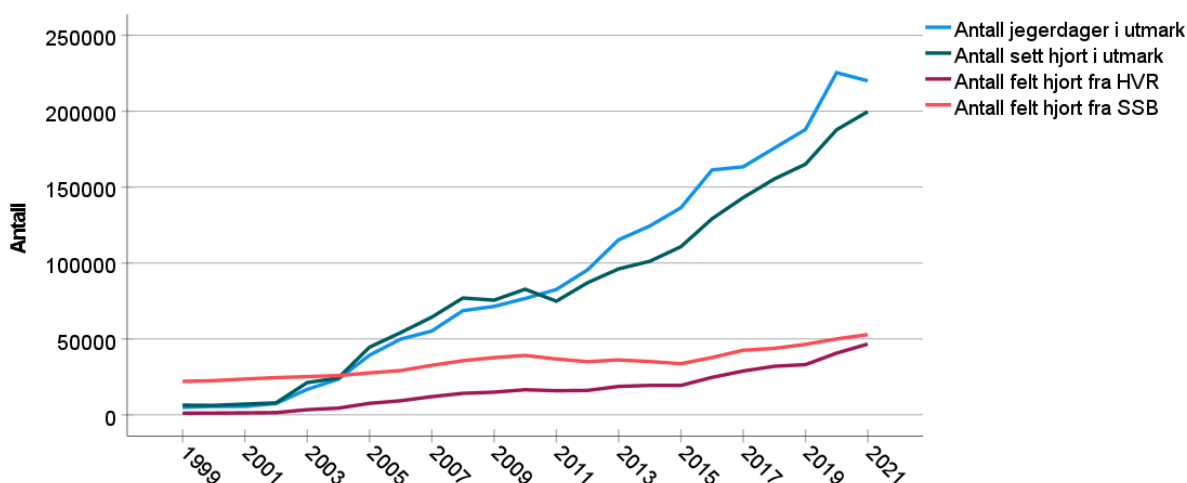
I Hjorteviltregisteret er det registrert sett hjort-data i alle år fra 1999 til 2021 og fra en kommune i 1995. Samlet sett er det data fra 253 kommuner (2020-kommune). I tillegg er det noen få rader med årstall fra 21 til 1919, og noen flere rader med 0 eller manglende informasjon om antall jegerdager i utmark. Det var også registrert sett hjort-data fra Hornindal (kommunenummer 1444) i gamle Sogn og Fjordane fylke og fra Kvæfjord i Troms og Finnmark fylke. Førstnevnte er sannsynligvis ikke konvertert til nytt kommunenummer og fylke, mens sistnevnte må være en feilføring (utenfor hjortens utbredelse). Før vi kjørte analysene slettet vi data registrert med feil årstall og manglende jegerdager, og fjernet data med feil kommune- og fylkesnummer (Hornindal) eller utenfor hjortens utbredelsesområde (Kvæfjord). I tillegg slettet vi alle rader med data som ikke var anmerket som godkjent. Slettede rader omfatter omkring 2,2 % av alle rader, hvorav de fleste var rader som ikke var huket av som godkjent (1,2 %).

Vi sjekket deretter for mulig duplikater og fant at snaue 3000 rader (0,4 % av alle rader) var duplikater med hensyn til jaktfelt og dato, samt antall jegerdager, timer jaktet og hjort sett. I de aller fleste tilfeller (69 %) var dette duplikater som skyldes at én jegerdag var registrert med

samme jaktfelt og dato på to rader, men uten at det var registrert sett hjort (sum sett hjort=0). Vi kan derfor ikke utelukke at dette skyldes at to uavhengige jegere i samme jaktfelt har vært ute og jaktet samme dag, med samme resultat. Dersom vi økte antallet hjort sett til 4, omhandlet ca. 77 % av duplikatene én jeger som så fra 0-4 hjort.

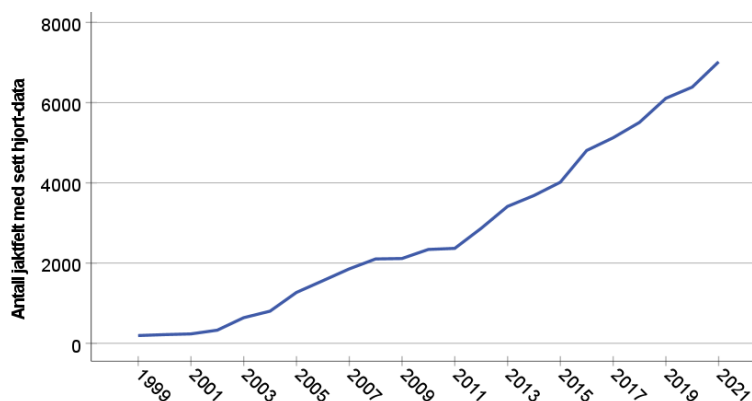
I praksis betyr det at de fleste mulige duplikater kan skyldes observasjoner fra samme jaktfelt og dato av en eller flere uavhengige jegere eller jaktlag. I et fåtall tilfeller involverte imidlertid de mulige duplikatene et mistenkelig stort antall jegere (opptil 20) og stort antall hjort sett (opptil 68), hvilket tilsier at dette nok er reelle duplikater (dvs. samme informasjon registrert flere ganger). I de videre analysene valgte vi å fjerne sistnevnte, mens vi behold duplikater der en jeger med opptil fire sett hjort ble registrert to ganger på samme jaktfelt og dato.

Gjenværende data inkluderer mer enn 1,9 millioner observasjoner av hjort, 2,1 millioner jegerdager, og omkring 210 000 felte hjort i utmark. Antallet registrerte data var høyest i 2021, med ca. 200 000 sett hjort og 220 000 jegerdager registrert under utmarksjakt. Samme året ble det registrert snaue 53 000 felte hjort hos SSB og snaue 47 000 felte hjort til sammen på innmark og i utmark i Hjorteviltregisteret (omkring 89 % av felte hjort registrert hos SSB, **Figur 10.1.5**). Det er derfor grunn til å tro at de aller fleste hjortejegerne nå registrerer sine sett hjort- og felt hjort-data i Hjorteviltregisteret.



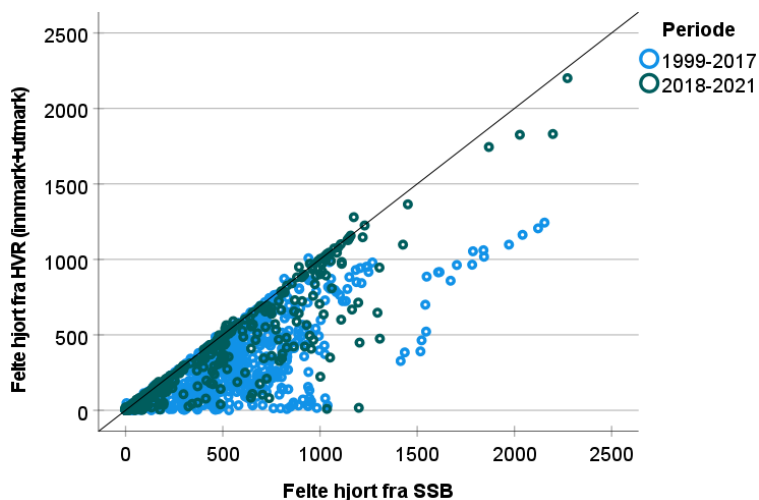
**Figur 10.1.5.** Utviklingen i antall sett hjort og jegerdager i utmark (fra Hjorteviltregisteret), samt registrert antall hjort felt hos SSB og i Hjorteviltregisteret (sum felt i utmark og innmark).

Utviklingen i antallet jegerdager avspeiles i en tilsvarende utvikling i antall jaktfelt med rapportert sett hjort-data fra utmarksjakt (**Figur 10.1.6**). I 2021 var det litt over 7000 jaktlag med rapportert sett hjort-data til Hjorteviltregisteret. Disse var fordelt på til sammen 246 kommuner.



**Figur 10.1.6.** Antall jaktfelt med sett hjort-data fra utmarksjakt i Hjorteviltregisteret, fordelt på år.

På kommunenivå ble det i hovedsak rapportert færre felte hjort til Hjorteviltregisteret enn til SSB. Dette gjaldt spesielt i første del av innsamlingsperioden, når kun et fåtall av jaktlagene benyttet Hjorteviltregisteret (**Figur 10.1.7**). I takt med økende bruk av Hjorteviltregisteret ser vi en stadig lavere differanse, og de siste 4 årene er det i mange kommuner kun mindre avvik (**Figur 10.1.7**). I et fåtall tilfeller er det også rapportert flere felte hjort til Hjorteviltregisteret enn til SSB, men differansen var sjeldent veldig stor (**Figur 10.1.7**).



**Figur 10.1.7.** Antall felte hjort pr. kommune og år rapportert til Hjorteviltregisteret og til SSB, fordelt på to perioder (1999-2017, 2018-2021). Punkter over diagonalen viser kommuner og år der det er rapportert flere felte hjort til Hjorteviltregisteret enn til SSB. I 98 % av tilfellene ble det rapportert like mange eller færre hjorter til Hjorteviltregisteret enn til SSB. Data kun fra kommuner og år med en eller flere felte

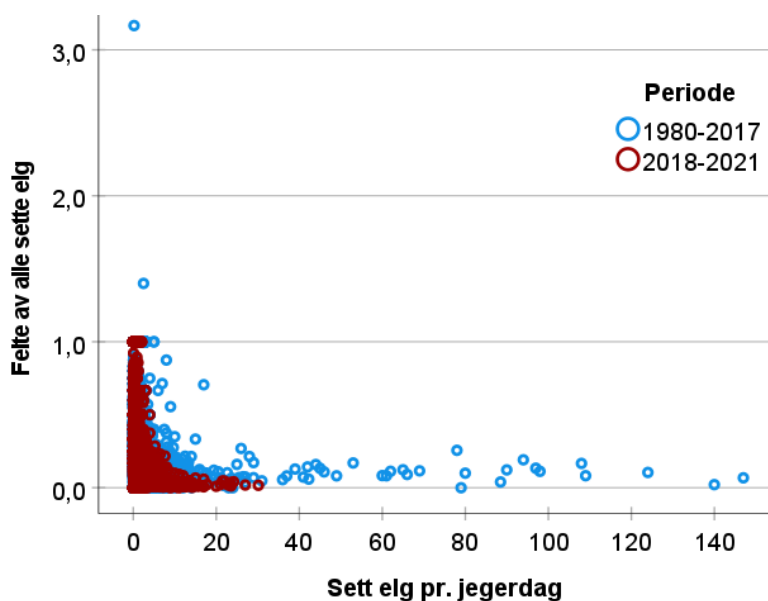
## 10.2 Uregelmessigheter i sett dyr-data

For å avdekke mulige feil og mangler i sett dyr-materialet, analyserte vi fordelingen av ulike variabler og bestandsindekser på jaktfeltnivå. Alle indeksene er forholdstall mellom antallet observasjoner i ulike kjønns- og aldersklasser, eller mellom antallet observasjoner og antall jegerdager eller dyr felt. Ved å kontrastere verdiene mot hverandre er det mulig å avdekke både umulige indeksverdier (praktisk sett) og svært usannsynlige verdier. I tillegg delte vi materialet i to perioder for å avdekke eventuelle endringer i frekvensen av feil over tid. Den første perioden dekker materialet innsamlet fram til 2017, mens den siste perioden dekker perioden etter at sett dyr-instruksen ble endret (2018-2021).

Basert på disse analysene lagde vi så to datasett der jaktfelt og år med usannsynlige verdier var fjernet. I det mest konservative datasettet fjernet vi jaktfelt og år med lite sannsynlige indeksverdier ut fra relativt strikte kriterier (**Tabell 10.1.1**). Det betyr at vi sannsynligvis også kastet ut flere jaktfelt og år med riktig registrerte data. I det andre settet var vi mer liberale og inkluderte indeksverdier som var noe mindre sannsynlige enn i det konservative datasettet. Det betyr samtidig at de ekskluderte verdier var svært lite sannsynlige. Vi undersøkte så hvorvidt indeksverdier beregnet på kommunenivå avviker mye fra utgangspunktet (dvs. ingen data ekskludert) når vi fjerner data basert på det liberale og konservative kriteriet.

Som et eksempel ser vi i **Figur 10.1.5** hvordan «antall felt av sett elg» (dvs. antall felte elg delt på antall sette elg) fordeler seg i forhold til «antall elg sett pr. jegerdag» i ulike jaktfelt og år i hele studieperioden (1980-2021). De aller fleste verdiene befinner seg innenfor 0 og 1 elg felt av sett og 0 og 30 elg sett pr. jegerdag, men det finnes ekstremverdier. I to tilfeller er det registrert flere elger felt enn det er registrert elger sett, hvilket i praksis er umulig. Alle andre verdier av felt av sett elg er mulige. Basert på begge kriterier (konservativt og liberalt) for denne indeksen valgte vi å beholde data fra alle jaktfelt der antallet felt av sett elg var mellom 0 og 1 (**Tabell 10.1.1**).

Når det gjelder antallet elg sett pr. jegerdag er grenselinjene vagere. Under gitte forhold kan det observeres svært mange elg pr. jegerdag, men neppe så mange som 1659 som var høyeste registrerte verdi (**Figur 10.1.8**). Særlig er det å forvente at antallet observasjoner har økt etter at sett dyr-instruksen ble endret i 2018, hvorpå alle observasjoner av elg skulle registreres. Dette ser vi illustrert i **Figur 10.1.8** der enkelte jaktfelt rapporterer over 20 elg sett pr. jegerdag i perioden 2018-2021. I perioden 1980-2017 er det også jaktfelt med langt høyere verdier, noe som med stor sannsynlighet skyldes en feil. I de fleste tilfellene var det i jaktfelt med de høyeste verdiene kun registrert én jegerdag (for hele jaktseasonen) og et varierende antall elg sett. Her er det sannsynligvis gjort en feil under registreringen av jaktinnsats og vi har derfor i analysene under valgt å fjerne data fra jaktfelt med ekstreme verdier. For perioden 1980-2017 satte vi terskelverdiene til henholdsvis 4 og 8 sett elg pr. jegerdag ut fra et konservativt og liberalt kriterium, men økte dette til 8 og 15 sett elg pr. jegerdag for perioden 2018-2021 (**Tabell 10.1.1**).



**Figur 10.1.8.** Antallet felt av sett elg i forhold til antallet elg sett pr. jegerdag i ulike jaktfelt og år i periodene 1980-2017 og 2018-2021. En ekstrem verdi (1659) av sett elg pr. jegerdag er fjernet fra figuren. Data fra 190 647 jaktfelt og år. I enkelte år er hele kommunen definert som et jaktfelt i perioden 1980-2017.

### 10.2.1 Sett elg-data

I **Tabell 10.1.1** ser vi valgte terskelverdier for alle variablene og indeksene vi beregnet fra sett elg-materialet. Ikke alle ble differensiert på periode da instruksendringen ikke forventes å påvirke fordelingen. Et unntak er indeksen «felt av sett elg», som i gjennomsnitt er lavere etter 2018 fordi flere av de observerte elgene registreres. Det er likevel ikke helt uvanlig at alle observerte elger faktisk felles og derfor benyttet vi samme terskelverdi i begge perioder. Terskelverdiene ble satt ut fra en skjønnsmessig vurdering, og kan bare brukes til å luke ut de mest graverende feilene. Metoden vil likevel synliggjøre omfanget av ekstreme (og sannsynligvis feil) verdier i materialet, og hvor mye disse påvirker indeksverdiene som beregnes på kommunenivå.

Antallet observasjoner i det originale datasettet ble redusert med 1,9 % når vi benyttet de konservative kriteriene og 0,4 % når vi benyttet de liberale kriteriene. Andelen var høyere etter (2,6 %) enn før (1,7 %) instruksendringen i 2018, men i begge perioder må andelen kunne sies å være lav.

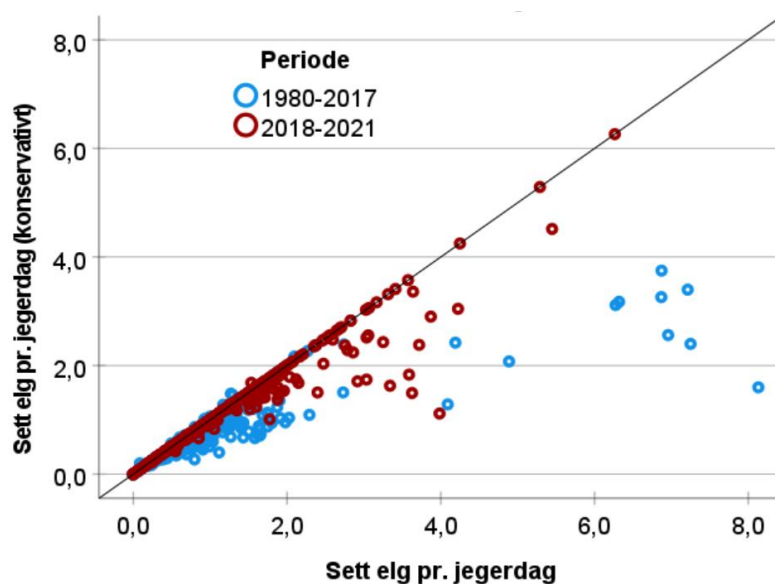
For begge datasett fant vi svært lite utslag på indeksverdiene som ble beregnet på kommunenivå. I nesten alle tilfeller var korrelasjonen med originale indeksverdier over 0,99 når vi sammenlignet på tvers av kommuner og år. Unntakene var sett elg pr. jegerdag som viste en korrelasjon på 0,93 (konservative data), og felt pr. jegerdag som viste en korrelasjon på 0,98

(konservative data). For alle indeksene var det svært små avvik mellom gjennomsnittsverdiene på tvers av kommuner og år.

**Tabell 10.1.1.** Terskelverdier for hva vi anser som sannsynlige verdier for sett elg-indeks innenfor jaktfelt og år i det konservative og liberale datasettet. I tillegg valgte vi for det konservative datasettet å beholde kun data fra jaktfelt med minimum 5 og i gjennomsnitt mer enn 30 jegerdager registrert pr. år.

| Indeks                            | Aksepterte verdier (konservativ) | Aksepterte verdier (liberal) |
|-----------------------------------|----------------------------------|------------------------------|
| Antall jegerdager                 | $\geq 1$                         | $\geq 1$                     |
| Antallet elg sett                 | $\geq 0$                         | $\geq 0$                     |
| Sett elg pr. jegerdag (1980-2017) | 0-4                              | 0-8                          |
| Sett elg pr. jegerdag (2018-2021) | 0-8                              | 0-15                         |
| Felt elg pr. jegerdag             | 0-1,5                            | 0-2                          |
| Felt av sett elg                  | 0-1                              | 0-1                          |
| Sett ku pr. okse                  | 0-20                             | 0-40                         |
| Sett kalv pr. ku                  | 0-2                              | 0-4                          |

Indeksverdiene som endret seg mest, var sett elg pr. jegerdag basert på det konservative materialet (**Figur 10.1.9**). I det originale materialet ble det i flere jaktfelt og år registrert mer enn 4 elg sett pr. jegerdag og særlig i perioden 1980-2017. Verdiene var imidlertid sjeldent veldig ekstreme, hvilket antyder at vi kan ha vært litt vel strenge i valget av aksepterte verdier for det konservative datasettet (**Tabell 10.1**).



**Figur 10.1.9.** Antall elg sett pr. jegerdag basert på det konservative datamaterialet, i forhold til antall elg sett pr. jegerdag basert på det originale materialet. Data fra 8364 kommuner og år.

I tillegg til uregelmessighetene nevnt over var det det en del jaktfelt der det ikke var registrert felt elg til tross for til dels svært mange observasjoner. Dette gjaldt spesielt for data innsamlet i perioden 1980-2017. I denne perioden var det i jaktfelt med én eller flere elger observert (pr. år), registrert 0 elg felt i 6 % av tilfellene. Mange av disse jaktfeltene hadde registrert mer enn 500 observasjoner av elg. Til sammenligning var det kun 2 % av jaktfeltene med elg sett som hadde registrert 0 elg felt i perioden 2018-2021, og alle med færre enn 109 elg sett.

Mange av jaktfeltene med 0 elg registrert felt var fra perioden før hjorteviltregisteret ble opprettet og omhandlet alle jaktfeltene i den aktuelle kommunen (hovedsakelig i Hedmark). Det var også kommuner der antallet elg felt var 0 (eller manglet) kun i en mindre andel av jaktfeltene. I slike kommuner kan det være at indeksen «felt elg pr. jegerdag» vil gi et feilaktig bilde av bestandsutviklingen.

## 10.2.2 Sett hjort-data

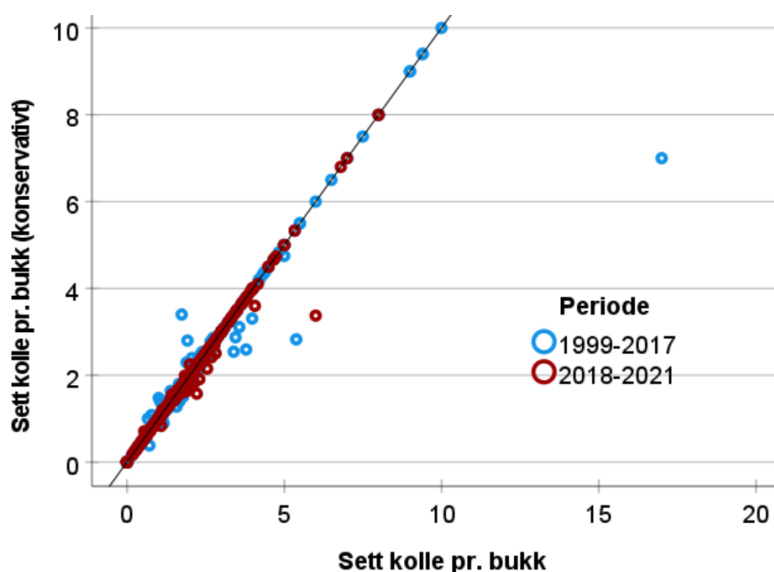
Terskelverdier for variablene og indeksene beregnet fra sett hjort-materialet er vist i **Tabell 10.1.2**. Terskelverdiene ble som for elgen satt ut fra en skjønnsmessig vurdering, og kan bare brukes til å luke ut de mest graverende feilene. Metoden vil likevel synliggjøre omfanget av ekstreme (og sannsynligvis feil) verdier i materialet, og hvor mye disse påvirker indeksverdiene som beregnes på kommunenivå.

**Tabell 10.1.2.** Terskelverdier for hva vi anser som sannsynlige verdier for sett hjort-indeks innenfor jaktfelt og år i det konservative og liberale datasettet. I tillegg valgte vi for det konservative datasettet å beholde kun data fra jaktfelt med minimum 5 og i gjennomsnitt mer enn 30 jegerdager registrert pr. år. Alle verdier er basert på jaktinnsats og felt og sett hjort i utmark.

| Indeks                              | Aksepterte verdier (konservativ) | Aksepterte verdier (liberal) |
|-------------------------------------|----------------------------------|------------------------------|
| Antall jegerdager                   | $\geq 1$                         | $\geq 1$                     |
| Antallet hjort sett                 | $\geq 0$                         | $\geq 0$                     |
| Sett hjort pr. jegerdag (1999-2017) | 0-8                              | 0-12                         |
| Sett hjort pr. jegerdag (2018-2021) | 0-12                             | 0-15                         |
| Felt hjort pr. jegerdag             | 0-2                              | 0-4                          |
| Felt av sett hjort                  | 0-1                              | 0-1                          |
| Sett kolle pr. bukk                 | 0-15                             | 0-30                         |
| Sett kalv pr. kolle                 | 0-2                              | 0-3                          |

Det originale datasettet ble redusert med 0,8 % når vi benyttet de konservative kriteriene og 0,4 % når vi benyttet de liberale kriteriene. Andelen ekstreme og mindre sannsynlige verdier var omtrent like stor før og etter instruksendringen i 2018, og var generelt sett lav.

For begge datasett fant vi da også svært lite utslag på indeksverdiene som ble beregnet på kommunenivå (**Figur 10.1.11**). I nesten alle tilfeller var korrelasjonen med originale indeksverdier over 0,99 når vi sammenlignet på tvers av kommuner og år. Et unntak var sett kolle pr. bukk som for begge datasettene (konservativt og liberalt) viste en korrelasjon på 0,97 mot indeksen basert på det originale datasettet. Den noe lavere korrelasjonen skyldtes en ekstrem uteligger (**Figur 10.1.10**). For alle indeksene var det også svært små avvik mellom gjennomsnittsverdiene på tvers av kommuner og år.



**Figur 10.1.10.** Antall kolle sett pr. bukk basert på det konservative datamaterialet i forhold til antall kolle sett pr. bukk basert på det originale materialet. Data fra 2368 kommuner og år.

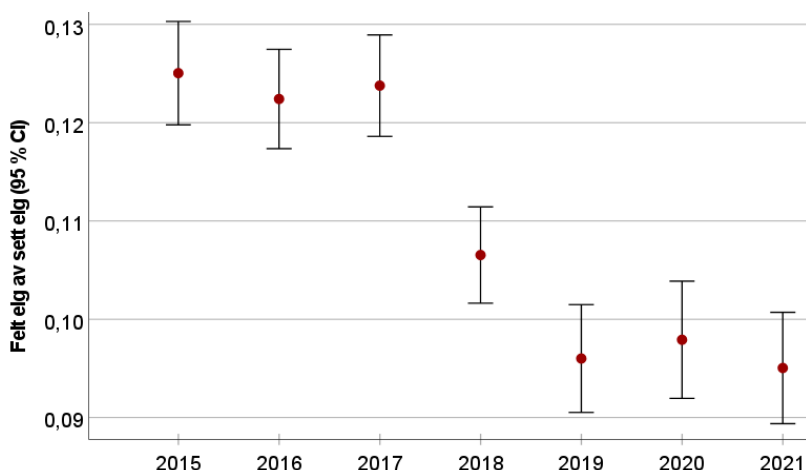
### 10.3 Omlegging til ny sett dyr-instruks

I 2018 ble sett dyr-instruksen endret for norske elg- og hjortejegere. Mens tidligere praksis var å ikke registrere observasjoner av dyr som var sett tidligere samme dag, sier den nye instruksen at alle observasjoner av elg og hjort skal registreres og rapporteres. Dette er antatt å ha en positiv effekt på presisjonen av indeksene som utledes av sett dyr-materialet, men medfører samtidig at enkelte bestandsindekser (f.eks. sett dyr pr. jegerdag, felt av sett dyr) ikke lenger er sammenlignbare med indeksverdiene beregnet før instruksendring. For å oppnå de ønskede presisjonsforbedringene er det derfor ønskelig at kommunene raskt innfører den nye instruksens i sine jaktlag (Solberg et al. 2019).

I 2021 var det fire år siden den nye instruksens ble innført og i analysene under undersøker vi i hvilken grad sett dyr-data nå innsamles etter den nye instruksens i elg- og hjortejaktkommunene. Erfaringene etter to år var at anslagsvis 75 % av alle elgjaktkommuner hadde tatt i bruk den nye instruksens (helt eller delvis, Solberg et al. 2020), mens vi har minimal informasjon om tilstanden i hjortejaktkommunene.

For å finne ut om jegerne i en kommune rapporterte sett dyr-data etter ny eller gammel instruks, beregnet vi først antallet dyr felt av alle dyr sett i årene 2015-2021 (dvs. antall elg eller hjort felt delt på antallet elg eller hjort sett). Dette forholdstallet er relativt stabilt fra år til år da jaktlykken for en stor del avhenger av antallet dyr man ser. En forutsetning er imidlertid at antallet observasjoner registreres med samme instruks. I de fleste tilfeller vil antallet observasjoner øke når jaktlagene endrer fra gammel til ny instruks, mens antallet felte dyr som registreres ikke påvirkes av instruksendringen. Vi forventer derfor en vesentlig nedgang i antallet elg eller hjort felt av antallet dyr sett etter at jaktlagene endret til ny instruks.

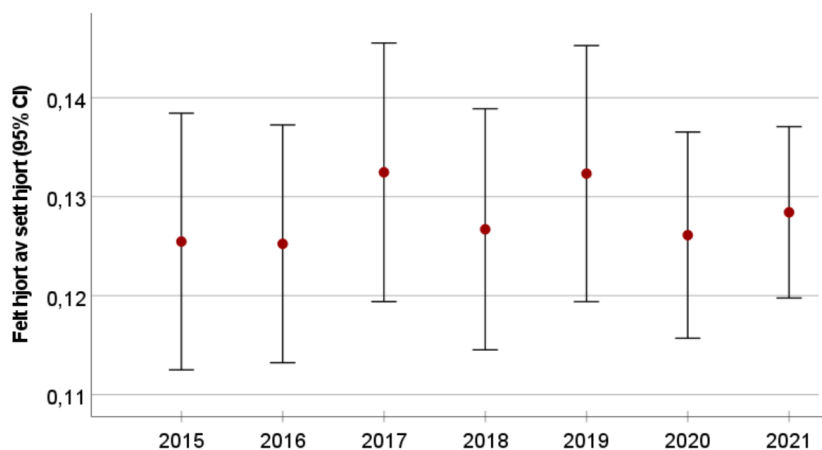
Som eksempel ser vi i **Figur 10.1.11** hvordan det gjennomsnittlige antallet felt av sett elg (med 95 % konfidensintervall) varierer over tid i 203 elgjaktkommuner i Norge i perioden 2015-2021. Verdiene var relativt like i perioden 2015-2017 (før instruksendring), før de falt betydelig i 2018, da ny instruks ble innført. Deretter ser vi en ny nedgang i 2019, men ingen påfølgende store endringer i 2020 og 2021. Dette er nettopp hva vi ville forvente å se når kommunene endrer til ny instruks.



**Figur 10.1.11.** Gjennomsnittlig antall elg felt av antall elg sett i 203 elgjaktkommuner med sett elg data tilgjengelig fra alle år i perioden 2015-2021. Data fra kommuner med i gjennomsnitt mer enn 500 jegerdager og minimum tre elg felt pr. år i perioden.

Til sammenligning ser vi i **Figur 10.1.12** utviklingen i antall felt av sett hjort i perioden 2015-2021. I dette tilfellet er det ingen vesentlig endring over tid, hvilket kan skyldes at sett dyr-instruksens i mindre grad har blitt endret i hjortejaktkommunene. Alternativt kan det være at instruksendringen fører til minimale endringer i antallet sett hjort som rapporteres. Det siste kan være tilfelle dersom utmarksjakt etter hjort kun i liten grad involverer større jaktlag (se under) eller fordi sannsynligheten for å se samme dyr flere ganger er minimal.

For å avgjøre hvor mange kommuner som har endret (helt eller delvis) til ny instruks, benyttet vi to ulike kriterier. Det mest konservative kriteriet var en forskjell på minst 2 standardavviks avvik mellom antallet felt av antallet sett før og etter instruksendring. Med andre ord måtte verdiene i 2018 og senere år være under 2 standardavvik fra gjennomsnittet i perioden 2015-2017 før vi kunne konkludere med en endring. For å innfri det mer liberale kriteriet var det tilstrekkelig at årsverdien i 2018 og etterfølgende år var lavere enn det laveste antallet felt av antallet sett registrert i årene 2015-2017.



**Figur 10.1.12.** Gjennomsnittlig antall hjort felt av antall hjort sett i 105 hjortejaktkommuner med sett hjort-data tilgjengelig fra alle år i perioden 2015-2021. Data fra kommuner med i gjennomsnitt mer enn 300 jegerdager og minimum tre hjort felt pr. år i perioden.

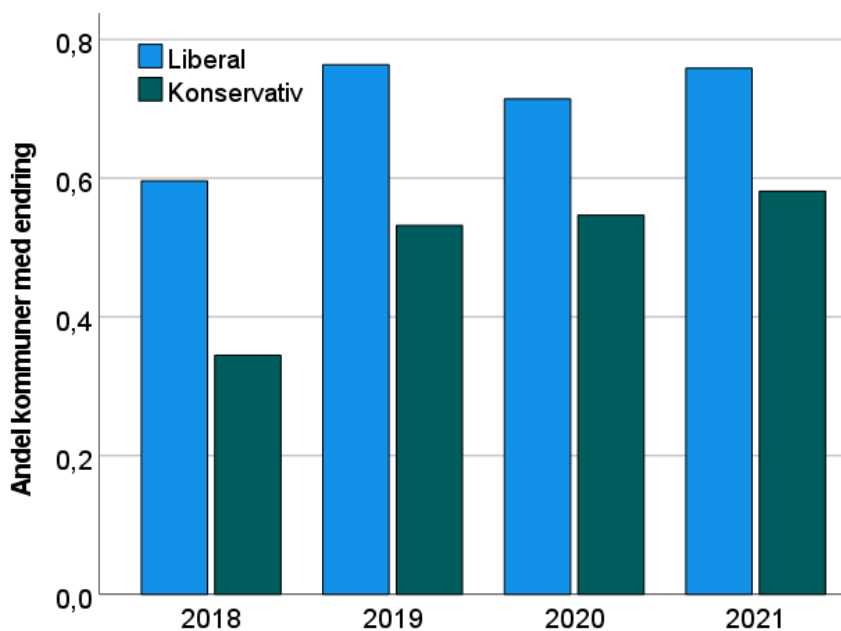
### 10.3.1 Endringer i sett elg-instruksen

I analysen benyttet vi sett elg-data fra 203 kommuner med i gjennomsnitt mer enn 500 jegerdager og minimum tre elg felt pr. år i perioden 2015-2021. Kommunene fordelte seg over hele landet utenom Vestlandet (Rogaland, Vestland og Møre og Romsdal fylke) og omfattet omkring 90 % av alle elgene som ble felt i Norge i perioden. Utvalget av kommuner bør dermed være rimelig representativt for elgjaktkommunene i Norge.

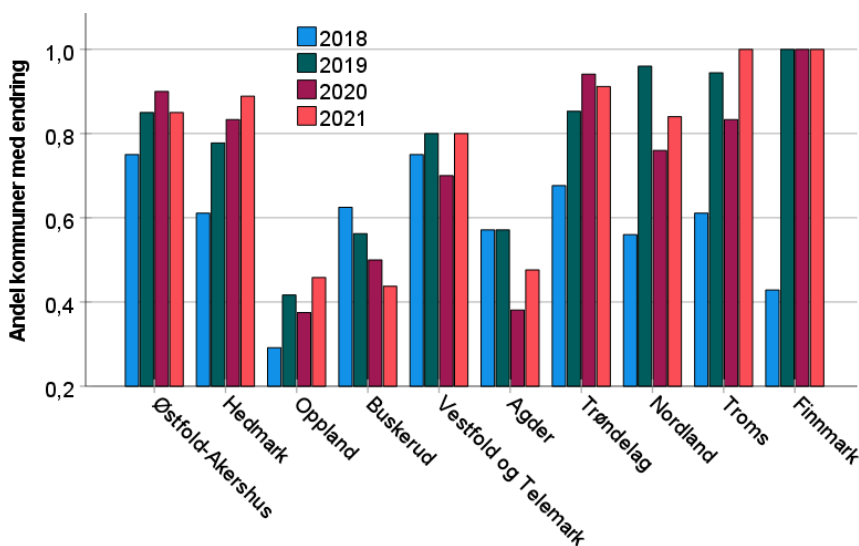
Som antydte i **Figur 10.1.13** var det et betydelig antall kommuner som endret til ny instruks i 2018. Deretter var det en ny økning i antallet kommuner som tok i bruk den nye instruksen i 2019, og et fåtall flere i 2020 og 2021. Basert på det konservative kriteriet (< -2 standardavvik) benyttet minst 35 % av kommunene den nye instruksen i 2018, 53 % i 2019, 54 % i 2020 og 58 % i 2021. Dette er kommuner der et flertall av jaktlagene med rimelig stor sikkerhet har endret til ny instruks. Basert på det mer liberale kriteriet, hadde ca. 60 % av kommunene endret til ny instruks i 2018 og 75 % i 2019. Deretter var prosentandelen 71 % og 76 % i de påfølgende to årene. Også i disse kommunene er det en stor endring i antall elg felt av sett etter instruksendring, men vi er mindre sikre på at endringen omfatter alle jaktlagene. Sannsynligvis finnes det også kommuner med et fåtall jaktlag som har endret til ny instruks, men som ikke bærer preg av instruksendringer ut fra våre kriterier.

På regionnivå har prosentvis flest kommuner endret til ny instruks i Finnmark og Troms, etterfulgt av Trøndelag og Hedmark (**Figur 10.1.14**). Den laveste andelen finner vi i Oppland, Agder og Buskerud. I Finnmark og Troms har tilnærmet alle kommuner helt eller delvis endret til ny instruks, mens færre enn 50 % har gjort det samme i Oppland (basert på liberalt kriterium). Tilsynelatende har det også vært en nedgang i andelen kommuner med instruksendring i enkelte regioner, men dette skyldes sannsynligvis kun at antallet elg felt av sett ligger nærme terskelverdiene i enkelte kommuner. I tillegg kan større bestandsendringer påvirke antallet elg felt av sett og dermed hvor mye verdien avviker fra tilstanden før 2018.





**Figur 10.1.13.** Andel elgjaktkommuner som helt eller delvis benytter ny instruks fordelt på vurderingskriterium og år. Data fra 203 elgjaktkommuner med i gjennomsnitt mer enn 500 jegerdager og minimum tre elg felt pr. år i perioden. Se teksten for beskrivelse av de ulike kriteriene.



**Figur 10.1.14.** Andel elgjaktkommuner som ut fra et liberalt kriterium benytter ny instruks, fordelt på region og år. Data fra 203 elgjaktkommuner med i gjennomsnitt mer enn 500 jegerdager og minimum tre elg felt pr. år i perioden.

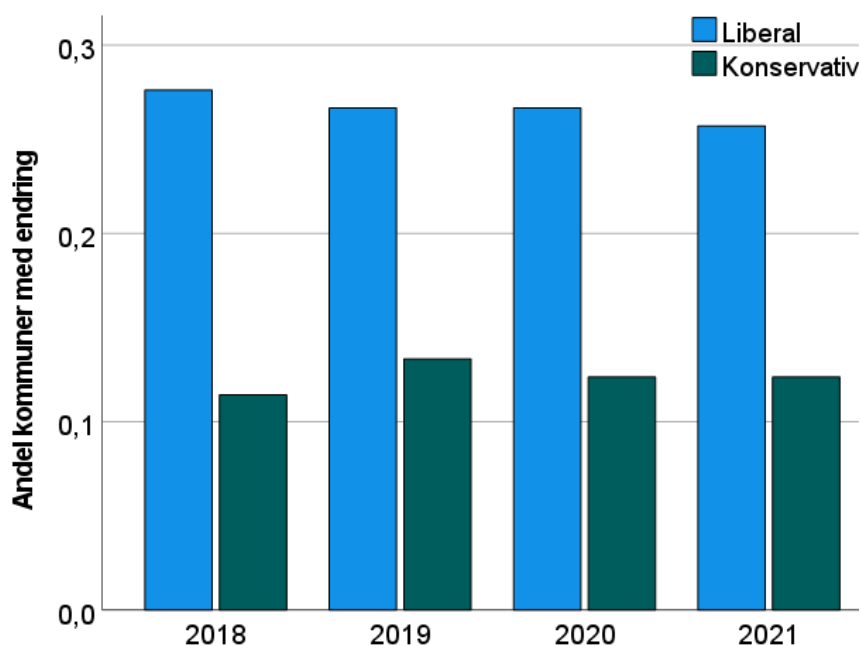
### 10.3.2 Endringer i sett hjort-instruksen

Endringene i sett hjort-instruksen er basert på data fra 105 kommuner med i gjennomsnitt mer enn 300 registrerte jegerdager pr. år. Kommunene fordelte seg over hele Vestlandet (Rogaland, Vestland og Møre og Romsdal fylke), Trøndelag og deler av Øst- og Sørlandet og inkluderte kommuner med mellom 85 % og 89 % av alle hjorter som ble felt i Norge i perioden. Utvalget av kommuner er derfor dekkende for den viktigste delen av hjortens utbredelsesområde i Norge.

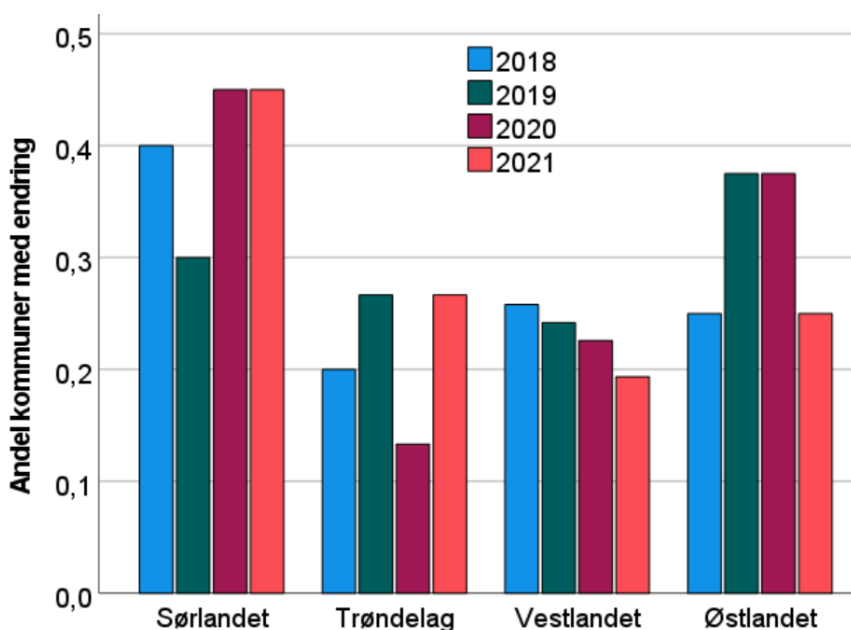
I **Figur 10.1.15** ser vi andelen hjortejaktkommuner som endret til ny instruks i 2018 og i påfølgende år basert på det liberale og konservative kriteriet. Basert på det konservative kriteriet (< -2 standardavvik) benyttet 11 % av kommunene den nye instruksen i 2018, 13 % i 2019 og 12 % i 2020 og 2021. Dette er kommuner der et flertall av jaktlagene med rimelig stor sikkerhet har endret til ny instruks. Basert på det liberale kriteriet, benyttet ca. 28 % av kommunene ny instruks i 2018, 27 % i 2019 og 2020, og 26 % i 2021 (**Figur 10.1.15**). I disse kommunene er antall hjort felt av sett redusert etter instruksendring, men vi er mindre sikre på at endringen

omfatter alle jaktlagene. Sannsynligvis finnes det også kommuner der instruksendring i et fåtall jaktlag ikke vises på kommunenivå fordi andelen observasjoner er for lav.

På landsdelsnivå har prosentvis flest kommuner endret til ny instruks på Sørlandet og Østlandet (**Figur 10.1.16**), mens prosentvis færre bærer preg av å ha endret i Trøndelag og på Vestlandet. På Vestlandet er det også en tendens til nedgang i andelen kommuner med instruksendring, men dette kan også skyldes endringer i jakttrykket over tid. Tilsvarende kan de regionale forskjellene skyldes forskjeller i hvordan hjortejakta gjennomføres og jaktlagenes størrelse i ulike områder. For eksempel var jaktlagene på Sørlandet i gjennomsnitt større (i snitt 5,7 jegere i perioden 2018-2021) enn jaktlagene på Østlandet (4,3 jegere), i Trøndelag (4,8 jegere), og på Vestlandet (2,8). Når jaktlagene er små, vil ny instruks i mindre grad føre til flere rapporterte observasjoner av hjort, og følgelig er det også vanskeligere å avdekke hvorvidt jaktlagene faktisk har endret instruks i slike områder.



**Figur 10.1.15.** Andel hjortejaktkommuner som helt eller delvis benytter ny instruks fordelt på vurderingskriterium og år. Data fra 105 hjortejaktkommuner med i gjennomsnitt mer enn 300 jegerdager og minimum tre hjort felt pr. år i perioden. Se teksten for beskrivelse av de ulike kriteriene.



**Figur 10.1.16.** Andel hjortejaktkommuner som ut fra et liberalt kriterium benytter ny instruks, fordelt på landsdel og år. Sørlandet inkluderer kommuner i Agder og i Vestfold og Telemark. Data fra 105 hjortejaktkommuner med i gjennomsnitt mer enn 300 jegerdager og minimum tre hjort felt pr. år i perioden.

## 10.4 Diskusjon

I løpet av de siste 50 årene er det samlet inn mye verdifull informasjon om norske elg- og hjortebestander via den årlige sett dyr-overvåkingen og det aller meste av dette materialet er gjort lett tilgjengelig i Hjorteviltregisteret. Materialet samles inn av elg- og hjortejegere under jakt og brukes deretter til å beregne årlige indekser på bestandstetthet (sett antall dyr pr. jegerdag), kjønns sammensetning (sett antall hunndyr pr. hanndyr), kalveproduksjon (sett antall kalv pr. voksent hunndyr) og jakttrykk (antallet felte av antallet sette dyr) på kommune- og regionnivå. Disse indeksene er i mange tilfeller forvaltningens eneste kilde til informasjon om bestandenes produktivitet og utvikling, og av den grunn er det viktig at materialet samles, registreres og lagres med stor grad av nøyaktighet.

I analysene over har vi vurdert kvaliteten på rådataene i Hjorteviltregisteret basert på en rekke ulike kriterier, og på generelt grunnlag er vi av den formening at kvaliteten er rimelig bra. Det samme gjelder for antallet kommuner og jaktfelt som nå deltar i overvåkingen og som registrerer sine data i Hjorteviltregisteret. I 2021 ble henholdsvis 89 % og 98 % av alle hjort og elg som offisielt ble felt under jakt (dvs. rapportert til SSB), rapportert til Hjorteviltregisteret, og vi antar at en tilsvarende andel jaktlag og jegere nå rapporterer sett dyr-data samme sted. I årene som kommer håper vi at alle elg- og hjortejegere vil rapportere sine felte og sette elg og hjort i Hjorteviltregisteret.

Til tross for rimelig bra kvalitet på datamaterialet, er det fortsatt forbedringsmuligheter. Dette gjelder spesielt for deler av det historiske materialet (1999-2017), fra årene før Hjorteviltregisteret ble opprettet eller i en tidlig fase etter. I tillegg er det også i noen av de senere årene større feil og avvik i enkelte kommuner. Dette inkluderer stort antall dupliserte data i enkelte kommuner og år, og tidvis også sterkt misvisende indekserverdier som skyldes innlasting av feil antall observasjoner eller jaktinnsats. Mange av disse feilene kamoufleres når indekserverdier beregnes på land- og regionnivå, men kan skape store og unødvendige feil i indekserverdiene på kommunenivå. For flere kommuner er det derfor nødvendig med en ryddejobb dersom indekserverdiene skal gi et rimelig presist bilde på variasjonen i ulike bestandsegenskaper over tid. En slik ryddejobb bør også omfatte data fra de tidligste årene ettersom indekserverdier fra denne perioden utgjør et viktig referansegrunnlag for dagens tilstand.

For å få til dette bør kommunene selv gjennomgå sine data og luke ut opplagte feil eller dupliserte data. Som en rettesnor kan en følge noen av de samme prosedyrene som er fulgt over. Data som opplagt er feil, bør deretter fjernes fra registeret. Alternativt kan Miljødirektoratet, som eier av Hjorteviltregisteret, sørge for at dette gjennomføres for hele materialet basert på en omforent plan. I denne prosessen kan jaktfelt (og dager) med en tvilsom datafordeling merkes som mulig feil, og prosedyrer kan utvikles for å utelate slike data fra datatabeller og grafiske presentasjoner som tilbys i Hjorteviltregisteret.

I den videre driften av Hjorteviltregisteret blir det viktig å unngå at nye feil introduseres fordi data lar seg duplisere (samme data lastes inn flere ganger), eller fordi urealistiske mange observasjoner i en eller flere kategorier kan lastes inn. For å redusere betydningen av sistnevnte feil, kan Hjorteviltregisteret introdusere skranker eller intervaller for verdier som lastes inn, med flagging av ekstreme verdier. Med dette mener vi at registrator bør informeres dersom det forsøkes å laste inn data som fører til ekstreme verdier eller forholdstall. For eksempel er det lite trolig at en eller to jegere kan observere flere hundre elg eller hjort på en jakt dag, og det bør også dukke opp en advarsel dersom det lastes inn en fordeling av kalver og hunndyr som langt overgår artens reproduktive egenskaper. Skrankene kan godt være konservative (relativt snære rammer), da flaggingen kun er et hjelpetiltak (dvs. påpeke mulige feil) og ikke i seg selv skal stoppe at ekstreme verdier kan lastes inn og lagres.

I analysene over har vi hovedsakelig undersøkt hvorvidt registrerte sett dyr data er realistiske, men ikke hvorvidt alle sett dyr data faktisk er registrert. Som vist over er det i mange år og kommuner rapportert langt færre felte elg og hjort i Hjorteviltregisteret enn hos SSB, hvilket

antyder at ikke alle jaktfelt har rapportert sett dyr data hvert år. Indeksverdiene som beregnes kan likevel være av verdi så lenge jaktfeltene som rapporterer utgjør et representativt utvalg i kommunen eller regionen. Det samme er ikke tilfelle dersom andelen og stabiliteten i jaktfeltene som bidrar er lav. Alle kommuner bør derfor tilstrebe å få inn sett dyr-data fra alle jaktfeltene hvert år.

Et muligens større problem enn manglende rapportering fra enkelte jaktfelt, er manglende rapportering fra deler av jaktseasonen. Dette er typisk noe som skjer mot slutten av jaktseasonen og spesielt på dager det ikke felles eller observeres dyr. Dersom dette skjer ofte kan det utøves betydelig jaktinnsats (mange jegere, flere jaktdager) som ikke registreres. Erfaringsmessig er dette et større problem under hjortejakta enn elgjakta, fordi hjortejakta ofte gjennomføres som kortere økter i løpet av en dag. I tillegg vil det sannsynligvis inntreffe flere dager uten dyr felt eller sett i perioder med bestandsnedgang, når jaktkvotene er høye i forhold til bestanden. Dette siste er spesielt uheldig da tetthetsindeksene, som 'antall dyr sett pr. jegerdag' og 'antall dyr felt pr. jegerdag', i liten grad vil respondere på bestandsnedgangen dersom jaktinnsats uten suksess underrapporteres.

I 2018 ble det innført endringer i instruks for registrering og rapportering av sett dyr-data, med implikasjoner for bruken av enkelte sett dyr-indeks som beregnes fra materialet. Dette gjelder spesielt tetthetsindeksen 'sett dyr pr. jegerdag' som har vært mye benyttet i den lokale elg- og hjorteforvaltningen, men som vil endre karakter med den nye instruks. Et viktig kriterium for at denne indeksen på nytt kan benyttes til formålet, er derfor at alle jaktlagene i kommunen konverterer til den nye instruks, og at dette gjøres så raskt som mulig.

I analysene over viser vi at elgjaktlagene i en stor andel kommuner nå har tatt i bruk den nye instruks, men at hjortejaktlagene i langt mindre grad har gjort det samme. I beste fall er det nå snau 80 % av kommunene med elgjakt som helt eller delvis har endret, mens færre enn 30 % av kommunene med hjortejakt nå følger ny instruks. I flere av disse kommunene er endringen dessuten svak, hvilket antyder at det kun er en mindre andel av kommunens jaktlag som faktisk hadde endret til ny instruks.

Dette betyr at det fortsatt er en jobb å gjøre for å få alle jaktlagene til å endre til ny instruks i mange kommuner. I resultatene over viser vi at behovet er mest prekært på deler av Øst- og Sørlandet for elg (**Figur 10.1.14**) og i alle regioner for hjort (**Figur 10.1.16**). Samtidig tar vi et lite forbehold om at vi muligens underestimerer antallet kommuner som har endret til ny sett hjort-instruks ettersom hjortejakt ofte bedrives av jaktlag med færre jegere enn elgjakta. Vi er heller ikke fremmed for at flere kommuner bevisst har valgt å utsette instruksendringen fordi forvaltningsmålene i forvaltningsplanen delvis er basert på indekser beregnet fra sett dyr-data innsamlet etter gammel instruks. Hvis dette er tilfelle forventer vi å se en rask økning i antallet kommuner som endrer instruks i de nærmeste to årene (4-5 år etter at instruks ble endret i 2018).

## 11 Samlet vurdering og vegen videre

Hjorteviltbestandene i Norge opplever stor variasjon i beitetilbud og klima, og i tillegg er de ulike bestandene gjenstand for varierende forvaltning og har til dels svært forskjellig bestandshistorikk. Dette skaper ulike forhold for vekst, reproduksjon og dødelighet, noe som i sin tur er utslagsgivende for bestandenes tetthet og generelle kondisjon. Ved å følge utviklingen i et utvalg parametere fra bestandene i overvåkingsområdene, kan vi holde en oversikt over denne variasjonen. Dette gir oss også langt bedre forutsetninger til å forstå mekanismene som styrer hjortedyras bestandsøkologi, noe som er viktig i prosessen mot en god og presis forvaltning.

I rapporten viser vi utviklingen i bestandskondisjon og delvis bestandstetthet og -struktur i de totalt 19 overvåkingsområdene for elg (7), hjort (5) og villrein (7) i perioden 1991-2021. Det generelle bildet er at det har vært stor variasjon i bestandstetthet og -struktur innen og mellom områder for de ulike artene, mens bestandskondisjonen for det meste har vist en negativ trend.

For hjorten har bestandstettheten stort sett økt i alle overvåkingsområdene, og i landet som helhet de siste fem årene, med mulig unntak for deler av Trøndelag. Etter en kontinuerlig vekst siden 1970, kulminerte avskytingen av hjort i 2010 med en påfølgende kortvarig nedgang. Fra 2016 fikk vi så en ny økning i antallet felte hjort, og denne pågår fortsatt. I 2021 opplevde vi historiens høyeste fellingstall for hjort i Norge, med nærmere 53 000 dyr felt.

I elgområdene er utviklingen langt mer variabel. I Midt- og Nord-Norge har elgbestandene for det meste økt siden oppstart av programmet i 1991, mens det motsatte har skjedd på Østlandet og Sørlandet. I den siste femårsperioden er det mindre endringer i dette mønsteret, med en gryende bestandsnedgang i Midt-Norge og en stabilisering av bestandene på deler av Østlandet og Sørlandet. Slik vi bedømmer det, er denne utviklingen hovedsakelig et utslag av lokale ønsker fra forvaltningen. I alle områdene er det et nært forhold mellom antallet elg sett pr. jegerdag og antallet elg skutt, noe som antyder at data fra sett elg-registreringene tilbyr forvaltningen et godt styringsverktøy i kommunene. Dette er også erfaringene fra mer spesifikke analyser av presisjonen i sett elg-indeksene (Solberg et al. 2014), og fra kvalitetsvurderingen av sett dyr-dataene i Hjorteviltregisteret (**kap. 10**).

I villreinområdene har mange av bestandene historisk sett variert mye i antall og sammensetning, men de viser langt mindre variasjon siden oppstart av overvåkingen. Forvaltningsplanene som utarbeides av villreinutvalgene med fem års mellomrom, fastsetter relativt klare og ofte tallfesta mål for bestandenes størrelse og kjønnsammensetning, og dette har sannsynligvis bidratt til å holde bestandene på et rimelig stabilt nivå. Dette gjelder spesielt i de mindre og mer oversiktlige villreinområdene, og i de mer kontinentale områdene, der vintrene er mer stabile og med bedre muligheter for å gjennomføre minimumstillinger.

Et unntak fra dette mønsteret er utviklingen i Nordfjella villreinområde og på Hardangervidda. Etter at skrantesyke (CWD) ble oppdaget i Nordfjella sone 1 i 2016 (Benestad et al. 2016) ble hele bestanden utryddet i løpet av høsten 2017 og vinteren 2018 i et forsøk på å fjerne sykdommen og forhindre at den spredde seg til nærliggende hjorteviltbestander. I 2020 ble skrantesyken også påvist på Hardangervidda, og det ble besluttet å øke jaktkvotene, og særlig antallet tillat felte bukk i påfølgende år. Under jakta 2021 ble det felt snaue 2000 rein på Hardangervidda ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)), hvilket var en økning på drøye 500 dyr fra året før. Resultatet av kvoteøkningen ble en sterkt redusert andel voksen bukk i bestanden, men så langt kun en beskjeden reduksjon i bestandsstørrelse og kalvetilvekst.

Til forskjell fra bestandstettheten, har slaktevekter og rekrutteringsrater (dvs. bestandskondisjon) for det meste vært i retur for alle tre artene de siste 30 årene. Dette gjelder spesielt for hjorten på Vestlandet og i Trøndelag, der slaktevektene har vist betydelig nedgang siden 1991 — i takt med økende bestandstetthet. Det meste av denne nedgangen foregikk i perioden 1991-2011, mens trenden de siste 10 årene har vært mindre utpreget. Dette kan være et resultat av betydelig lavere bestandsvekst i samme periode, og at konkurransen om matressursene er relativt stabil.

Bestandstettheten av hjort på Vestlandet er imidlertid fortsatt svært høy og i mange områder er trenden i tetthetsindeksene fortsatt økende. Sannsynligvis må bestandstettheten betydelig ned i disse områdene for å oppnå en varig bedring av bestandskondisjonen

For elg og villrein er utviklingen mer sammensatt. På Sør- og Østlandet har elgens bestandskondisjon vært fallende i 20-30 år, og i økende grad ser vi nå den samme utviklingen i Trøndelag og Nordland. Bare i Troms er bestandskondisjonen fortsatt høy og tilsynelatende relativt stabil. Mest påfallende er likevel den manglende negative koblingen mellom bestandstettheten og bestandskondisjonen i store deler av Sør-Norge. Her er bestandstettheten betydelig redusert de siste 20-30 årene, men fortsatt ser vi ingen vesentlig økning i bestandskondisjon. Faktisk har trenden i bestandskondisjon også vært negativ de siste 10 årene, med et betydelig fall etter tørkesommeren i 2018 og i påfølgende år.

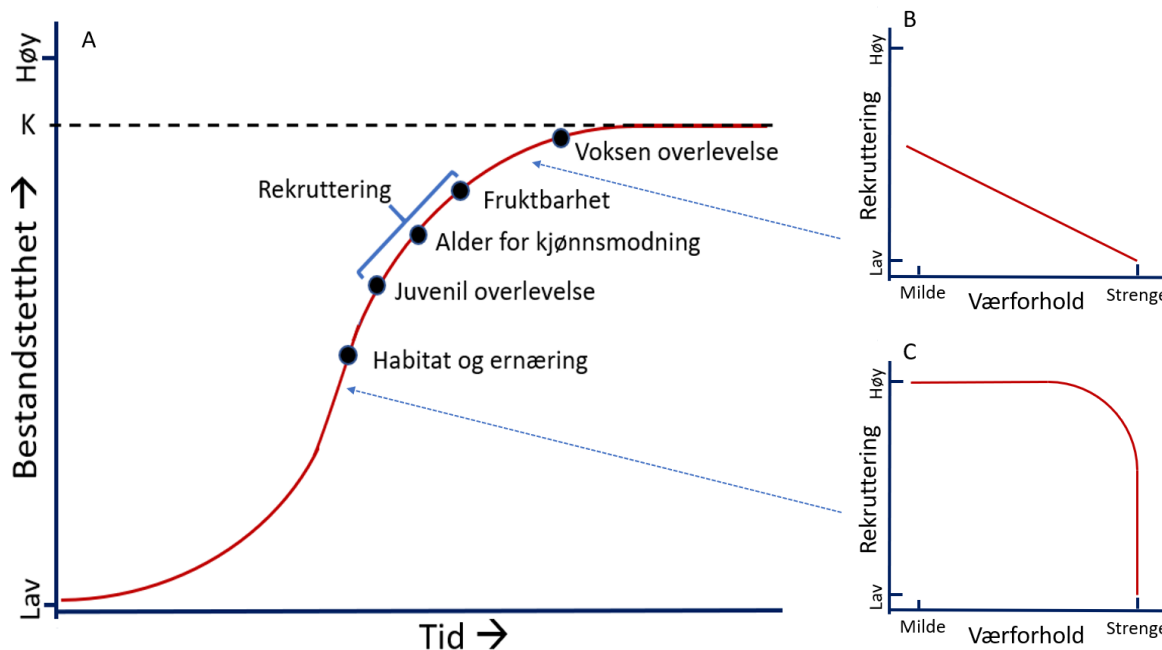
Bestandskondisjonen i flere av villreinområdene viser til dels tilsvarende trender, men ikke like sterkt uttrykt. I Setesdal-Ryfylke og på Hardangervidda har det tidligere vært svært høye tettheter, og reinen har hatt lave kondisjonsparametere. Vi har derfor hatt en forventning om at redusert bestandstetthet over tid ville medføre positiv framgang i kondisjonsmålene. For Setesdal-Ryfylke ser vi en slik framgang når det gjelder kalv pr. 100 simle og ungdyr, og sett over lengre tid kan det samme sies om Hardangervidda, der antallet kalv pr. 100 simle og ungdyr var lavere og mer variabel på 1980- og 1990-tallet. De siste 20 årene har det imidlertid vært en ny reduksjon i kalv pr. 100 simle og ungdyr på Hardangervidda, og rekrutteringen har også vært mer variabel de siste årene. Dette skjer ved bestandstettheter som er betraktelig lavere enn på 1980-tallet, da bestanden i perioder var mer enn dobbelt så høy som de siste 10 årene. Dagens kondisjonsmål på Hardangervidda er svake, og kalvevektene her er blant de svakeste vi registrerer hos villrein.

Også i flere av de andre ovillreinområdene ser vi tendenser til redusert kroppsvekst og lavere andel kalv pr. simle/ungdyr. Dette gjelder både i Forollhogna, Knutshø, Rondane og Snøhetta. I Setesdal-Ryfylke er datagrunnlaget relativt dårlig, men kalvetellingene viser økt mellomårsvariasjon i kalveandelen. I flere av disse områdene har bestandstettheten vært relativt stabil de siste 10-20 årene. Selv moderat høye tettheter over tid synes dermed å ha en negativ effekt på utviklingen i bestandskondisjon.

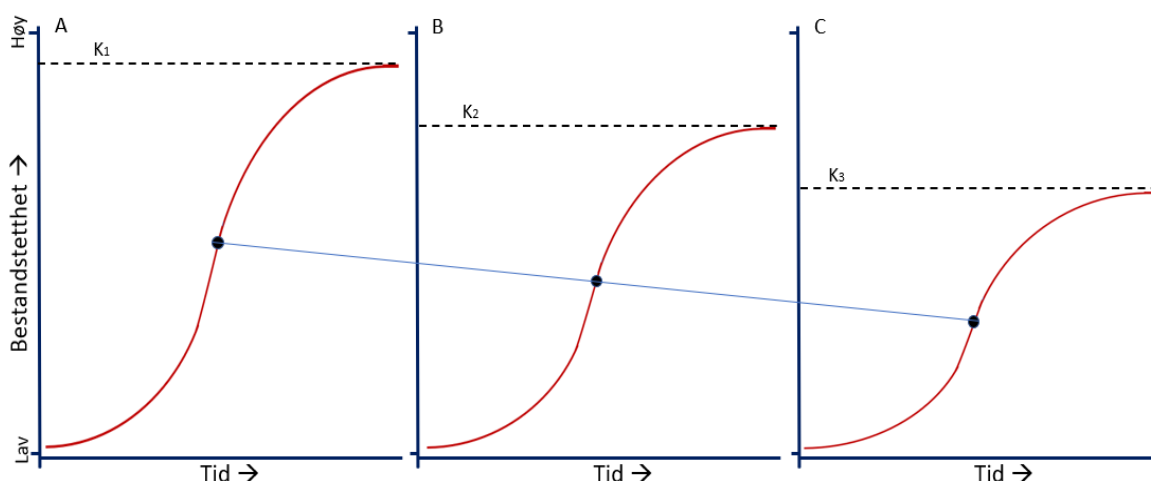
## 11.1 Mulige mekanismer

Årsaken til den store variasjonen i bestandskondisjon er ikke kjent i detalj, men flere mulige mekanismer er foreslått. Den mest opplagte er at variasjonen i bestandskondisjon er et resultat av tetthetsavhengig næringsbegrensning og tilfeldig variasjon i værforholdene – og dermed levetidene. I praksis betyr det at mindre fordøyelig energi blir tilgjengelig pr. individ når bestanden øker i tetthet, og/eller værforholdene er vanskelige (eks. snørike vintre, tørkesommer), med negative konsekvenser for bestandskondisjon. Dette er hva vi kan kalle den klassiske forklaringsmodellen (hypotesen), og den er vanskelig å forkaste med mindre det eksisterer svært gode data som tilsier noe annet (Jesmer et al. 2021). Mat av god kvalitet er avgjørende for vekst og reproduksjon, og mindre mat pr. individ vil følgelig gi seg utslag i lavere vekst, høyere naturlig dødelighet og lavere kalverekruttering. De grunnleggende elementene i denne hypotesen er vist i **Figur 11.1.1**.

En opplagt prediksjon fra hypotesen er at bestander av elg, hjort og villrein vil respondere med reduserte slaktevekter og rekrutteringsrater når bestandstettheten (antall dyr pr. arealenhet) øker, og med økende vekter og rekrutteringsrater når bestandstettheten synker. Dette er også hva vi har sett i flere norske hjorteviltbestander de siste 30 årene – men bare delvis. For alle artene har det ofte vært tydelig reduksjon i bestandskondisjon i perioder med bestandsøkning, men vi ser ikke nødvendigvis økt bestandskondisjon når bestandstettheten synker. Dette kan være fordi bæreevnen er redusert i perioden (**Figur 11.1.2**). Alternativt har også andre mekanismer medvirket til den observerte utviklingen.



**Figur 11.1.1.** Konseptuell figur som viser A) hvordan en hjorteviltbestand som reguleres av matbegrensning, vil vokse over tid. Når bestandstettheten er lav, vil bestandens pr. capita vekstrate være høy (dvs. høy prosentvis økning i antall individ). Deretter vil vekstraten gradvis avta inntil bestanden når den økologiske bæreevnen ( $K$ ) der vekstraten er 0. Nedgangen i vekstrate skyldes suksessiv nedgang i habitatkvalitet, ernæringsforhold, reproduksjon og overlevelse når konkurransen om maten øker (dvs. tetthetsavhengig næringsbegrensning). Bestandstettheten kan også påvirke hvordan rekrutteringen av kalv responderer på varierende værførhold. Når bestanden er nær bæreevnen (delfigur B), vil individene være i dårlig hold og rekrutteringsraten vil synke selv ved en moderat forverring av værførholdene (eks. snødybde). Når bestanden befinner seg langt under bæreevnen (C), vil individene være i godt hold (eks. mye kropps fett), noe som kan bidra til å bufre effekten av strenge værførhold. Rekrutteringen vil da først synke når værførholdene blir virkelig ille (og kroppsreservene er oppbrukt). Med rekruttering mener vi antallet kalver som fødes og overlever den første fasen (2-10 måneder) etter fødsel. Rekrutteringsraten kan måles som antall kalv pr. hunndyr ved ulike tidspunkt i kalvens første leveår. Figur tilpasset etter Jesmer et al. 2021.



**Figur 11.1.2.** Bestandsvekst over tid i tre perioder (A-C) med synkende bæreevne ( $K_1$ - $K_3$ ). Når bæreevnen synker vil også bestandstettheten der tetthetseffektene først materialiserer seg, synke (svarte punkt). Dersom bestandsstørrelse og bæreevne synker parallelt, kan ernæringsforhold, rekrutteringsrater og dødelighetsrater forbli uforandret.

Større endringer i bæreevnen er noe som sjeldent diskuteres i forbindelse med tetthetsavhengighet, men i en omskiftelig verden er det en stadig mer aktuell mulighet. Den økologiske bæreevnen utgjør i prinsippet taket for hvor mange individer av en gitt art som kan holde til i et område over tid, og den bestemmer ved hvilken tetthet vi kan forvente å se effekter av matbegrensning i bestanden (**Figur 11.1.1**). Med andre ord er det bestandens størrelse i forhold til bæreevnen som avgjør når næringsbegrensning gjør seg gjeldende, og ikke bestandens absolutte størrelse i seg selv. Hvis bæreevnen synker, kan vi derfor forvente tetthetseffekter ved lavere bestandstettheter enn tidligere (**Figur 11.1.2**).

I villreinområdene har det lenge vært antatt at menneskelig forstyrrelser kan skape slik variasjon i bæreevnen. De siste åra er det publisert en rekke arbeider som viser at villreinen har et vidt spekter av reaksjoner på det vi kan kalle menneskelig aktivitet (Wolfe et al. 2000), og merking av reinsdyr med GPS-halsbånd viser at infrastruktur og forstyrrelser har medført tap av viktige beitearealer og reduserte vandringsmuligheter for dyra (Nilsen & Strand 2017). For eksempel ser vi at villreinstammen på Hardangervidda bare benytter en liten andel (ca. 20 %) av totalarealet om sommeren, og at dyrene i en årrekke har hatt tilhold i de minst forstyrrede delene (Strand et al. 2015b). Dersom bestanden ved en gitt størrelse utnytter ressursene på et mindre areal nå enn tidligere, betyr det at bestandens bæreevne er redusert.

Arealbruken til elg og hjort er sannsynligvis mindre påvirket av menneskelig aktivitet enn villreinen, men den er ikke upåvirket. Nyere data viser at elg og hjort beiter mindre intensivt på busker og trær i nærheten av folk, sannsynligvis som en antipredasjons-reaksjon på høyt jakttrykk og dårlige erfaringer med mennesker (Mehlhoop et al. 2022). En mulig hypotese kan dermed være at hardt jakttrykk i bestandsreduksjonsfasen har økt elgens generelle frykt for mennesker, med den følge at de mest menneskenære, og «risikopregede» skogarealene nå utnyttes i mindre grad enn tidligere. Slike endringer i bæreevnen kan skape en forsinket respons på en samtidig bestandsreduksjon, men dette er fortsatt en hypotese som gjenstår å teste.

Vi vet også at skogbruket kan ha vesentlig betydning for tilbudet av beiteplanter, og dermed bæreevnen til de to artene. Det er antatt at overgangen til bestandsskogbruket på 1950-tallet førte til en vesentlig økning i bæreevnen for elg i Norge, og varierende skogbruksaktivitet kan siden ha skapt betydelig variasjon i bæreevnen lokalt. Basert på våre relativt grove analyser, finner vi imidlertid liten støtte for at varierende skogbruksaktivitet har ført til store endringer i tilbudet av beitetrær i landet som helhet de siste 30 årene. Siden midten av 1990-tallet har det vært en nedgang i antallet beitetrær på anslagsvis 4 %, hvorav størst nedgang i Trøndelag og Nordland. Det er dermed mindre sannsynlig at den lave bestandskondisjonen som registreres på Sør- og Østlandet skyldes lavere tetthet av beitetrær.

Den sannsynligvis viktigste faktoren som kan skape større endringer i bæreevnen, er klimaendringer. Klimaet viser hvor hyppig ulike værforhold (eks. temperatur, nedbør, vind) forekommer i et område, og når hyppigheten øker eller avtar over tid har vi klimaendringer. De siste 100 årene har vi i Norge opplevd betydelig økning i temperatur og nedbør, og det meste av denne økningen har inntruffet etter 1980 (Hansen-Bauer et al. 2015). Disse klimaendringene vil fortsette i samme retning i overskuelig framtid (Hansen-Bauer et al. 2015) og sannsynligvis skape betydelige endringer i hjorteviltbestandenes bæreevne i årene som kommer.

Hvorvidt klimaendringene alt har ført til endringer i bæreevne er uklart, men det kan ikke utelukkes. Dette gjelder spesielt for sørlige arter som hjort og rådyr, som er dårligere tilpasset lange og snørike vintre. Betydelig reduksjon i vintertemperatur, snødybde og antall dager med snø på marka de siste 50 årene (**kap. 13.1**) kan dermed ha virket positiv på bæreevnen for disse artene. For elg og villrein, er det sannsynligvis motsatt. Dette er arter som er godt tilpasset kulde og snø, men som ofte sliter i varmen (Montgomery et al. 2019). Også beiteplantenes næringsinnhold og fordøyelighet varierer med værforholdene, og erfaringene så langt er at høyere temperaturer virker mest negativt på beiteplantenes kvalitet, og i neste omgang kroppsvekst og reproduksjon (Monteith et al. 2015). Den store nedgangen i slaktevekter og kalverekruttering i elgbestandene i Sør- og Midt-Norge etter tørkesommer 2018, støtter opp under disse erfaringene.



Samlet sett betyr dette at hjortedyrbestandenes bæreevne neppe er den samme nå som for 30-50 år siden. Vi er mest bekymret for at næringsforholdene kan være redusert i leveområdene til villrein og elg, og at energikostnadene forbundet med insektplager og termoregulering kan ha økt. I dette ligger også muligheten for at artenes livshistorie og reproduksjonsfenologi i synkende grad er tilpasset sesongmessige endringer i planteproduksjon og kvalitet. I takt med en stadig mer fremskyndet vår, kan det oppstå feiltilpasning (mismatch) mellom kalvenes fødselstidspunkt og påfølgende næringsbehov, og når beiteplantenes næringsverdi er som best (Post & Forchhammer 2008, men se Veiberg et al. 2017). En slik feiltilpasning kan få konsekvenser for kalvens kroppsvekst, som ikke nødvendigvis vil kompenseres for på et senere tidspunkt i livet (Solberg et al. 2008).

### 11.1.1 Hva med skjeve kjønnsrater?

Variierende bestandsstruktur er en mulig alternativ forklaring på manglende (eller negativ) respons i bestandskondisjon etter bestandsreduksjon. De siste årene har særlig skjeve kjønnsrater fått mye oppmerksomhet, ettersom mange bestander er sterkt dominert av hunndyr, og fordi lav andel hanndyr kan føre til forsinket brunst og bedekningstidspunkt og påfølgende forsinket kalvingstidspunkt (Sæther et al. 2003). Sent fødte kalver vil da i neste omgang oppleve kortere vekstsesong, med mulig lavere høstvekt, og påfølgende redusert voksenvekt og fruktbarhet. I mangel av sterke kompensierende mekanismer, kan dermed forholdene i starten av livet få langsiktige, negative konsekvenser for slaktevekter og rekrutteringsrater, helt uten at matbegrensning er involvert.

En delvis tilsvarende mekanisme kan virke via hunndyras aldersstruktur, og særlig for den mest aldersstrukturerte arten, elgen. Elgkua vil vanligvis vokse fram til femårsalder, men kan i beste fall starte å reproducere når hun er to år. Med økende alder og størrelse vil hun så produsere flere og tyngre kalver, og følgelig kan det oppstå et positivt forhold mellom andelen fullvoksne elgkyr (5-11 år gamle) og bestandens pr. capita kalveproduksjon (eks. kalv pr. ku) og kalvevekt (eks. gjennomsnittlig slaktevekt). I bestander med gradvis synkende alder på de reproduktive hunndyr, kan det dermed oppstå en reduksjon i kalvevekter og fruktbarhetsrater selv i fravær av næringsbegrensning.

Hvorvidt variierende bestandsstruktur faktisk har hatt en slik effekt på variasjonen i bestandskondisjon for elg, hjort og villrein, er i liten grad undersøkt, men kan ikke utelukkes som en medvirkende forklaring. Vi finner det imidlertid mindre sannsynlig at bestandsstrukturen alene kan forklare den systematiske kondisjonsnedgangen vi ser i mange elg- og hjortebestander. I så fall må det ha foregått en systematisk reduksjon i andelen hanndyr, eller andelen eldre hunndyr i samme periode, hvilket ikke er i samsvar med observasjonene. For eksempel har elgbestandene opplevd en generell økning i andelen voksne hanndyr i overvåkingsperioden (**kap. 3.2, kap. 13.2**), og det samme gjelder i mange av hjorteområdene (**kap. 3.3, kap. 13.6**). I gjennomsnitt har det også vært en økning i andelen fullvoksne hunndyr i bestandene – i det minste om vi skal dømme ut fra andelen eldre hunndyr felt i de ulike overvåkingsbestandene.

I villreinområdene finner vi mye av det samme inkonsistente forholdet mellom variasjonen i kjønns sammensetning, kalveproduksjon og kalverekruttering. I flere områder har kalverekruttringen sunket i takt med økende andel tre år og eldre bukk i bestanden (eks. Forollhogna, Knutshø), mens det i andre områder er et positivt forhold. Sistnevnte er hva vi forventer dersom skjeve kjønnsrater har en effekt på kalvevekter og rekrutteringsrater. Muligens er det kun i bestander med spesielt skjeve kjønnsrater at bestandskondisjonen vil påvirkes. Det blir derfor ekstra spennende å følge utviklingen på Hardangervidda, der andelen eldre bukk har falt spesielt mye de siste tre årene. I 2021 ble det kun observert 7 % tre år og eldre bukk under strukturtelling, og med svært høy avskyting av bukk kan vi forvente ytterligere reduksjon i bukkeandelen på Hardangervidda i 2022.

I påvente av mer omfattende analyser, er det vanskelig å entydig konkludere med hva som forårsaker variasjonen i slaktevekter og kalverekruttering i hjorteviltbestandene over tid. Basert på

tidligere analyser er det grunn til å tro at det meste av år til år-variasjonen skyldes varierende værforhold (eks. Herfindal et al. 2019) og aldersstruktur (eks. Solberg et al. 1999, 2007), mens det er mer usikkert hva som skaper de langsiktige, negative trendene. Utviklingen i flere av bestandene er ikke umiddelbart forenelig med tetthetsavhengighet, men som påpekt over, kan noe av forklaringen skyldes redusert bæreevne. I tillegg finnes det flere demografiske og økologiske mekanismer som fører til tidsforsinkelser i bestandens respons på sin egen størrelse. Disse inkluderer forsinkelser som følge av akkumulerte beiteressurser (irruptiv dynamikk), og positive koblinger mellom generasjoner (Solberg et al. 2008). Hjortedyr har relativt høy generasjonstid, og følgelig kan det ta tid før bestanden responderer på tiltagende dårligere (eller bedre) ernæringsforhold. Men det finnes en grense for alt. Høy relativ tetthet over tid er utmattende, og vil før eller siden gjøre seg gjeldende i form av synkende kroppsvekst, lavere fruktbarhet, økt dødelighet og redusert bestandsvekst (**Figur 11.1.1**).

## 11.2 Veggen videre

Miljøovervåking er av natur konservativ, og i fravær av opplagte, metodiske svakheter er det ikke tilrådelig å endre på den grunnleggende utformingen av Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. På den annen side er norsk natur i evig forandring, og ny kunnskap kan skape nye muligheter. I den anledning har Miljødirektoratet som oppdragsgiver og eier av Overvåkingsprogrammet for hjortevilt, bedt NINA om innspill til innhold og eventuelle endringer i programmet utforming i neste overvåkingsperiode (2022-2027). Våre innspill omfattet både organisatoriske og faglige elementer og ble nylig overlevert Miljødirektoratet i et eget dokument. I punktene under viser vi de viktigste forslagene til hvordan vi mener programmet bør utformes i neste overvåkingsperiode:

1. I den neste femårsperioden anbefaler vi at Overvåkingsprogrammet for hjortevilt videreføres med bruken av samme metodikk og i de samme overvåkingsområdene for elg, hjort og villrein som tidligere (**kap. 3**). Dette samme gjelder for overvåkingen av beiteressursene i skog (**kap. 4**) og lavbeiteovervåkingen på Hardangervidda og i Nordfjella (**kap. 5**). Datamaterialet som har vært samlet inn siden 1991 har bidratt med svært relevant informasjon om hjorteviltets bestandsutvikling, bestandskondisjon og livsmiljø i Norge, og overvåkingsdata brukes jevnlig i grunnleggende, anvendte, og ofte høyaktuelle FoU-prosjekter. Vi tror det er svært viktig for programmets integritet at denne aktiviteten fortsetter i sin opprinnelige form – med kun mindre justeringer av datamengde og overvåkingsområder.
2. Som en mulig justering av overvåkingsområdene foreslår vi å etablere en sjette overvåkingsregion for hjort i vestlige deler av Agder. Hjorten øker i antall og utbredelse i Norge, og basert på fellingsstatistikk og andre tilbakemeldinger fremstår Agder og deler av Rogaland som et område med raskt voksende hjortebestander. Av samme grunn er det flere utfordringer knyttet til forvaltningen av hjorten i denne regionen, og interessen for å delta i Overvåkingsprogrammet synes å være høy. De nødvendige ressursene til overvåkingen i denne regionen kan dekket inn ved nedskalering av antallet kommuner som bidrar med data i overvåkingsregionen i Trøndelag, Vestland nord og Innlandet.
3. I neste periode foreslår vi dessuten å innlemme deler av CWD-kartleggingen i Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Etter at skrantesyken ble oppdaget i 2016, ble det igangsatt et større program for å kartlegge sykdommens utbredelse og utvikling i norske hjorteviltbestander. Kartleggingsprogrammet for skrantesyke har siden blitt gjennomført av Veterinærinstituttet og NINA på oppdrag fra Mattilsynet og Miljødirektoratet. I dette programmet organiserer NINA den fysiske innsamlingen av prøvematerialet (hjerne- og lymfeprøver, og kjever fra felte individer), mens Veterinærinstituttet gjennomfører de veterinærmedisinske analysene (Rolandsen et al. 2022b). Prøveindividene omfatter ofte de samme individene som bidrar med data i overvåkingsområdene, og de organisatoriske og labtekniske (aldersanalyser) metodene er ofte de samme. Samordning av de to programmene vil tilrettelegge for bedre informasjonsflyt til kommunene og jegerne som leverer materiale til de to programmene, og kan også være ressursbesparende.

4. Mulige metoder for rådyrovervåking ble utredet i inneværende overvåkingsperiode, men utredningen er ikke sluttført (**kap. 8**). Vi foreslår at dette arbeidet avsluttes i kommende overvåkingsperiode og at de mest lovende metodene prøves ut i utvalgte områder. Avhengig av utfallet av dette pilotforsøket, bør rådyrovervåking vurderes innført som en ordinær del av Overvåkingsprogrammet fra 2027.
5. Vi anbefaler at det etableres overvåking av mikro- og makroparasitter hos hjortevilt som et delprosjekt i Overvåkingsprogrammet. I takt med pågående klimaendringer kan vi forvente økt forekomst av parasitter og sykdommer hos viltlevende hjortedyr i Norge, og det er viktig å øke kunnskapen om hvordan disse påvirker hjortedyras kondisjon og overlevelse. Økende temperatur er en viktig årsak til at skadelige parasitter og sykdommer kan ankomme og utvide sin utbredelse i Norge (eks. flått og hjortelusflue), og utstrakt kontakt med husdyr gjør at ville hjortedyr kan pådra seg sykdommer de ellers ikke ville vært eksponert for. Parasitter og sykdommer har så langt ikke vært ansett som en viktig, begrensende faktor for hjorteviltet, men framtidsutsiktene er mindre lystige. Vi tror det er viktig å være i forkant av denne utviklingen.
6. Av samme grunn foreslår vi å innlemme analyser av fallviltdata som en ordinær del av Overvåkingsprogrammet. Som vist i **kap. 7**, samles det hvert år inn data fra et stort antall hjortevilt som er drept av andre årsaker enn jakt, og dette materialet utgjør en viktig kilde til kunnskap om dødsårsaker, og eventuelle urovekkende trender i dødelighet. En forutsetning for bruken er at data innsamles systematisk og med en rimelig presisjon og nøyaktighet. Dette kan oppnås ved å tilby en felles instruks og protokoll, samt jevnlig kursing av fallviltpersonell (**kap. 7**).
7. Foruten den årlige overvåkingen av bestander og livsmiljø, anbefaler vi at det avsettes noen midler til overvåkingsrelevante FoU-prosjekter. I inneværende periode ble slike midler benyttet i evalueringen av fallviltdata (**kap. 7**), slaktevektdata (**kap. 9**), og sett dyr-data (**kap. 10**), og i neste periode foreslår vi at følgende to delprosjekter prioriteres:
  - a. Årsaker til og konsekvenser av varierende slaktevekter i norske hjorteviltbestander: Etter 30 år med overvåking ser vi betydelig årlig variasjon i slaktevekter, og som påpekt over, eksisterer det mye usikkerhet om årsakene. Vi tror en analyse av slaktevektmaterialet i kombinasjon med bedre data på værforhold, bestandsstørrelse og relativ bæreevne (beiteressursdata), vil bidra til økt forståelse av de bakenforliggende årsakene til denne variasjonen
  - b. Evaluerings av telldata fra villreinbestandene: Overvåkingen av villreinbestandene baserer seg delvis på antall, kjønn og alder av villrein observert og fotografert/filmet i felt. Vi ønsker å undersøke graden av feilvariasjon i disse telldataene som skyldes ulike observatører og andre påvirkningsfaktorer. Basert på resultatene vil vi utvikle en manual for hvordan telldata best kan innsamles i felt og hvordan antall og bestandsstruktur best kan beregnes fra bilder og videosekvenser i etterkant.

## 12 Referanser

- Ahlén, I. 1965. Studies on the red deer, *Cervus elaphus* L., in Scandinavia. III. Ecological investigations. Viltrevy - Swedish Wildlife. - Swedish Sportsmen's Association. Viltrevy - Swedish Wildlife.
- Albon, S.D., Irvine, R.J., Halvorsen, O., Langvatn, R., Loe, L.E., Ropstad, E., Veiberg, V., van der Wal, R., Bjørkvoll, E.M., Duff, E.I., Hansen, B.B., Lee, A.M., Tveraa, T. & Stien, A. 2017. Contrasting effects of summer and winter warming on body mass explain population dynamics in a food-limited Arctic herbivore. *Global Change Biology* 23: 1374-1389.
- Aitken, R.J. 1975. Cementum layers and tooth wear as criteria for ageing roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology*, 175(1): 15-28.
- Ashby, K.R. & Henry, B.A. 1979. Age criteria and life expectancy of roe deer (*Capreolus capreolus*) in coniferous forest in North-eastern England. *Journal of Zoology*, 189(2): 207-220.
- Astrup, R., Eriksen, R., Antón-Fernández, C. & Granhus, A. 2011. Skogtilstanden i verneområder og vurdering av muligheter for intensivt overvåking gjennom Landsskogtakseringen. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 19/2011. Skog og landskap.
- Benestad, S.L., Mitchell, G., Simmons, M., Ytrehus, B. & Vikøren, T. 2016. First case of chronic wasting disease in Europe in a Norwegian free-ranging reindeer. *Veterinary research* 47(1): 1-7.
- Bjørneraas, K. (2012). Klauvvilt i norsk natur-historie, biologi og forvaltning. Akademika Forlag.
- Bryn, A., & Potthoff, K. 2018. Elevational treeline and forest line dynamics in Norwegian mountain areas—a review. *Landscape Ecology*, 33(8): 1225-1245.
- Bø, S. & Hjeljord, O. 1991. Do continental moose ranges improve during cloudy summers? *Canadian Journal of Zoology* 69: 1875-1879.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. New York: Springer-Verlag.
- Edenius, L. Ericsson, G. & Näslund, P. 2002. Selectivity by moose vs the spatial distribution of aspen: a natural experiment. *Ecography* 25: 289-294.
- Fjellaksel, S.-E. 2010. Temporal change in life history traits of a newly colonized population of moose in Finnmark County, Northern Norway, Universitetet i Tromsø.
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. 2001. Variations of diet composition of red deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review* 31: 189-201.
- Hamlin, K.L., Pac, D.F., Sime, C.A. & DeSimone, R.M. 2000. Evaluating the accuracy of ages obtained by two methods for Montana ungulates. *Journal of Wildlife Management* 64: 441-449.
- Hansen, B.B., Pedersen, Å.Ø., Peeters, B., Le Moullec, M., Albon, S.D., Grøtan, V., Herfindal, I., Sæther, B.-E. & Aanes, R. 2019. Spatial heterogeneity in climate change effects decouples the long-term dynamics of wild reindeer populations in the high Arctic. *Global Change Biology* 25: 3656-3668.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J., Sandven, S., Sandø, A., Sorteberg, A., Ådlandsvik, B., Andreassen, L., Beldring, S., Bjune, A., Breili, K., Dahl, C.A., Dyrddal, A., Isaksen, K., Haakenstad, H., Haugen, J., Hygen, H., Langehaug, H., Lauritzen, S.-E., Lawrence, D., Melvold, K., Mezghani, A., Ravndal, O., Risebrotbakken, B., Roald, L., Sande, H., Simpson, M., Skagseth, T. Skaugen, M., Skogen, M., Støren, E., Tveito, O. & Wong, W. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpassing oppdatert i 2015. Miljødirektoratet 2/2015: [www.miljodirektoratet.no/20804](http://www.miljodirektoratet.no/20804).
- Herfindal, I., Tveraa, T., Stien, A., Solberg E.J. & Grøtan, V. 2020. When does weather synchronise life history traits? Spatiotemporal patterns in juvenile body mass of two ungulates. *Journal of Animal Ecology*, 89: 1419–1432.
- Hjeljord, O. & Histøl, T. 1999. Range-body mass interactions of a northern ungulate - a test of hypothesis. *Oecologia* 119: 326-339.
- Jaren, V. 1992. Monitoring Norwegian moose populations for management purposes. - *Alces Suppl.*: 105-111.
- Jesmer, B.R., Kaufmann, M.J., Courtemanch, A.B., Kilpatrick, S., Thomas, T., Yost, J., Monteith, K.L. & Goheen, J.R. 2021. Life-history theory provides a framework for detecting

- resource limitation: a test of the Nutritional Buffer Hypothesis. *Ecological Applications*, 31: e02299.
- Jordhøy, P. 2008. Villreinen i Rondane - Sørnkletten. Status og leveområde. NINA Rapport 339. Norsk institutt for naturforskning.
- Jordhøy, P., Strand, O., Skogland, T., Gaare, E. & Holmstrøm, F. 1996. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogrammet for hjortevilt - villreindelen 1991- 1995. NINA Fagrapport 22. Norsk institutt for naturforskning.
- Jordhøy, P., Sørensen, R., Strand, O., Andersen, R. & Panzacchi, M. 2012. Villreinen i Snøhetta- og Knutshømrådet. Status og leveområde. NINA Rapport 800. Norsk institutt for naturforskning.
- Langvatn, R. 1977. Criteria of physical condition, growth and development in Cervidae , - suitable for routine studies. Conference proceeding, Nordic Council for Wildlife Research, Stockholm.
- Langvatn, R. 1992a. Analysis of ovaries in studies of reproduction in red deer (*Cervus elaphus*): Application and limitations. *Rangifer* 12: 67-91.
- Langvatn, R. 1992b. Seasonal and age related changes in size of reproductive structures of red deer hinds (*Cervus elaphus*). *Rangifer* 12: 57-66.
- Loe, L.E., Liston, G.E., Pigeon, G., Barker, K., Horvitz, N., Stien, A., Forchhammer, M., Getz, W.M., Irvine, R.J., Lee, A.M., Movik, L.K., Mysterud, A., Pedersen, Å.Ø., Reinking, A.K., Ropstad, E., Trondrud, L.M., Tveraa, T., Veiberg, V., Hansen, B.B. & Albon, S.D. 2022. The neglected season: Warmer autumns counteract harsher winters and promote population growth in Arctic reindeer. *Global Change Biology* 27: 993-1002.
- Loison A & Strand O. 2005. Allometry and variability of resource allocation to reproduction in a wild reindeer population. *Behavioral Ecology* 16(3): 624-633.
- Lussana, C., Tveito, O.E., Dobler, A. & Tunheim, K. 2019: seNorge\_2018, daily precipitation, and temperature datasets over Norway. *Earth System Science Data* 11(4): 1531-1551.
- Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslie, K., Mysterud, A., Myren, I.N., Punsvik, T., Røed, K.H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytrehus, B. & Veiberg, V. (red.) 2018. Miljøkvalitetsnorm for villrein, NINA rapport 1400. Norsk institutt for naturforskning.
- Månsson, J., Kalén, C., Kjellander, P., Andrén, H. & Smith, H. 2007. Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 22(5): 407-414.
- Meisingset, E.L., Austrheim, G., Solberg, E.J., Brekkum, Ø. & Lande, U.S. 2016. Effekter av klimastress på hjortens vinterbeiter. Utvikling av blåbærlyngen etter tørkevinteren 2014. NIBIO Rapport 64. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Mehlhoop, A.C., Van Moorter, B., Rolandsen, C.M., Hagen, D., Granhus, A., Eriksen, R., Ringsby, T.-H., Solberg, E.J. 2022. Moose in our neighborhood: does perceived hunting risk have cascading effects on tree performance in vicinity of roads and houses? *Ecology and Evolution*, 12(4): e8795.
- Monteith, K., Klaver, R., Hersey, K., Holland, A.A., Thomas, T. & Kauffman, M. 2015. Effects of climate and plant phenology on recruitment of moose at the southern extent of their range. *Oecologia*, 178:1137–1148.
- Montgomery, R.A., Redilla, K., Moll, R.J., Van Moorter, B., Rolandsen, C.M. Millspaugh, J.J. & Solberg, E.J. 2019. Movement modeling reveals the complex nature of moose response to summer ambient temperature. *Journal of Mammalogy*, 100: 169-177.
- Mysterud, A. 2000. Diet overlap among ruminants in Fennoscandia. *Oecologia* 124: 130-137.
- Mysterud, A. & Østbye, E. (2006). Comparing simple methods for ageing roe deer *Capreolus capreolus*: are any of them useful for management? *Wildlife Biology*, 12(1): 101-107.
- Mysterud, A., Askilrud, H., Loe, L.E. & Veiberg, V. 2010. Spatial patterns in accumulated browsing and its relevance for management of red deer *Cervus elaphus*. *Wildlife Biology* 16: 162-172.
- Nilsen, E.B. & Strand, O. 2017. Populasjonsdynamiske utfordringer knyttet til fragmentering av villreinfjellet. Norsk institutt for naturforskning, NINA Temahefte 70. Norsk institutt for naturforskning.

- Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O.G. & Strand, O. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic* 53: 9-17.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101: 351-360.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O. & Newton, A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* 113: 307-317.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Jordhøy, P. & Strand, O. 2013. Learning from the past to predict the future: using archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. *Landscape Ecology* 28: 847-859.
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I., St Clair, C.C., Herfindal, I. & Boitani, L. 2016. Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology* 85: 32-42.
- Post, E. & Forchhammer, M.C. 2008. Climate change reduces reproductive success of an Arctic herbivore through trophic mismatch. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences Philos Trans R Soc B Biol Sci*, 363: 2367–2373.
- Reimers, E. & Nordby, Ø. 1968. Relationship between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. *Journal of Wildlife Management* 32: 957-961.
- Rolandsen, C.M., Solberg E.J., Herfindal, I., Van Moorter, B & Sæther, B.-E. 2011 Large-scale spatiotemporal variation in road mortality of moose – is it all about population density? *Ecosphere* 2(10): 1-12.
- Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Heim, M., Holmstrøm, F., Solem, M. I. & Sæther, B.-E. 2008. Accuracy and repeatability of moose (*Alces alces*) age as estimated from dental cement layers. *European Journal of Wildlife Research* 54: 6-14.
- Rolandsen, C.M., Tveraa, T., Gundersen, V., Røed, K.H., Tømmervik, H., Kvie, K., Våge, J., Skarin, A. & Strand, O. 2022a. Klassifisering av de ti nasjonale villreinområdene etter kvalitetsnorm for villrein. Første klassifisering – 2022. NINA Rapport 2126. Norsk institutt for naturforskning.
- Rolandsen, C.M., Våge, J., Hopp, P., Benestad, S.L., Viljugrein, H., Solberg, E.J., Nilsen, E.B., Andersen, R., Strand, O., Vikøren, T., Madslie, K., Tarpai, A., Fremstad, J., Veiberg, V., Heim, M., Holmstrøm, F. & Myrnes, A. 2022b. Kartlegging og overvåking av skrantesjuka (CWD) 2021. NINA Rapport 2158 / Veterinærinstituttet rapport 22, 2022.
- Saloranta, T. M. 2012. Simulating snow maps for Norway: description and statistical evaluation of the seNorge snow model. *The Cryosphere* 6(6): 1323-1337.
- Saloranta, T.M. 2016. Operational snow mapping with simplified data assimilation using the seNorge snow model, *Journal of Hydrology* 538: 314-325.
- Schmidt, J.I., Ver Hoef, J.M., Maier, J.A.K. & Bowyer, R.T. 2005. Catch per unit effort for moose: A new approach using Weibull regression. *Journal of Wildlife Management*. 69: 1112-1124.
- Skogland, T. 1984a. The effects of food and maternal conditions in fetal growth and size in wild reindeer. *Rangifer* 4: 39-46.
- Skogland, T. 1984b. Wild reindeer foraging-niche organization. *Ecography* 7: 345-379.
- Skogland, T. 1985. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd - Maternal vs. offspring effects. *Oecologia* 84: 442-450.
- Solberg, E.J., Sæther, B.-E., Strand, O. & Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology*, 68: 186-204.
- Solberg, E.J., Langvatn, R., Andersen, R., Strand, O., Heim, M., Jordhøy, P., Holmstrøm, F. & Solem, M.I. 2006. Egevaluering av Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Fremtidig overvåking i lys av 15 års erfaring. NINA Rapport 156. Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, E. J., Heim, M., Grøtan, V., Sæther, B.-E. & Garel, M. 2007. Annual variation in maternal age and calving date generate cohort effects in moose (*Alces alces*) body mass. *Oecologia*. 154: 259-271.

- Solberg, E. J., Garel, M., Heim, M., Grøtan, V. & Sæther, B.-E. 2008. Lack of compensatory body growth in a high performance moose *Alces alces* population. *Oecologia*. 158: 485–498.
- Solberg, E.J., Rolandsen, C.M., Herfindal, I. & Heim, M. 2009. Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikkulykker i perioden 1970-2007. NINA Rapport 463. Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, E.J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C.M., Langvatn, R., Holmstrøm, F., Solem, M.I., Eriksen, R., Astrup, R. & Ueno, M. 2012a. Hjortevilt 1991-2011. Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 885. Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, E.J., Myking, T., Austrheim, G., Böhler, F., Eriksen, R., Speed, J. & Astrup, R. 2012b. Rogn, osp og selje – Har de en framtid i norsk natur? NINA Rapport 806. Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, E.J., Veiberg, V., Rolandsen, C.M., Ueno, M., Nilsen, E.B., Gangsei, L.E., Stenbrenden, M. & Libjå, L.E. 2014. Sett elg- og sett hjort-overvåkingen: Styrker og forbedringspotensial. NINA Rapport 1043. Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, E.J., Strand, O., Veiberg, V., Andersen, R., Heim, M., Rolandsen, C.R., Solem, M.I., Holmstrøm, F., Jordhøy, P., Nilsen, E.B., Granhus, A. & Eriksen, R. 2017. Hjortevilt 1991–2016: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport 1388. Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, E.J., Veiberg, V., Rolandsen, C.M. & Nilsen, E.B. 2019. Sett elg og sett hjort—Hvorfor ny instruks? *Hjorteviltet*: 6-11.
- Solberg, E.J., Veiberg, V. & Rolandsen, C.M. 2020. Stadig flere endrer til ny sett elg-instruks. *Hjorteviltet*: 32-36.
- Solberg, E.J. Nilsen, E.B., Rolandsen, C.M. & Veiberg, V. 2021. Avskytingsstrategier for elg og hjort: Hva skal vi velge og hva blir konsekvensene? NINA Rapport 1701. Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, O., Panzacchi, M., Jordhøy, P. & Andersen, R. 2011. Villreinens bruk av Setesdalsheiene - Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2006-2010. NINA Rapport 694. Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015. Villreinens arealbruk i Knutshø: Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA Rapport 1019. Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015b. Veger og villrein. Oppsummering—overvåking av Rv7 over Hardangervidda. NINA Rapport 1121. Norsk institutt for naturforskning.
- Sæther, B.-E., Solberg, E. J. & Heim, M. 2003. Effects of altering adult sex ratio and male age structure on the demography of an isolated moose population. *Journal of Wildlife Management* 67: 455-466.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda 1951-1979. Tilvekst og avbeiting i lavheisamfunnene. En gransking for praktisk-økonomiske formål. *Forskning og forsøk i landbruket. Supplementshefte 5*: 287-367.
- Tyler, N. 1987. Natural limitation of the abundance of the high Arctic Svalbard reindeer. PhD-avhandling. University of Cambridge, England.
- Veiberg, V., Loe, L.E., Albon, S.D., Irvine, R.J., Tveraa, T., Ropstad, E. & Stien, A. 2017. Maternal winter body mass and not spring phenology determine annual calf production in an Arctic herbivore. *Oikos* 126: 980-987.
- Veiberg, V., Nilsen, E.B., Rolandsen, C.M., Heim, M., Andersen, R., Holmstrøm, F., Meisingset, E.L. & Solberg, E.J. 2020. The accuracy and precision of age determination by dental cementum annuli in four northern cervids. *European Journal of Wildlife Research* 66(6): 1-11.
- Wolfe, S.A., Griffith, B. & Wolfe, C.A.G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Research* 19: 63-73.
- Zalewski, D., Margiel, E., Erynk, I. & Jakubowski, M. 2009. Verification of the traditional hunters' method of age determination in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) bucks in comparison with the histological analysis of mandible teeth: molar M1 and incisor I1. *Sylvan* 153(2): 86-98.

## 13 Vedlegg

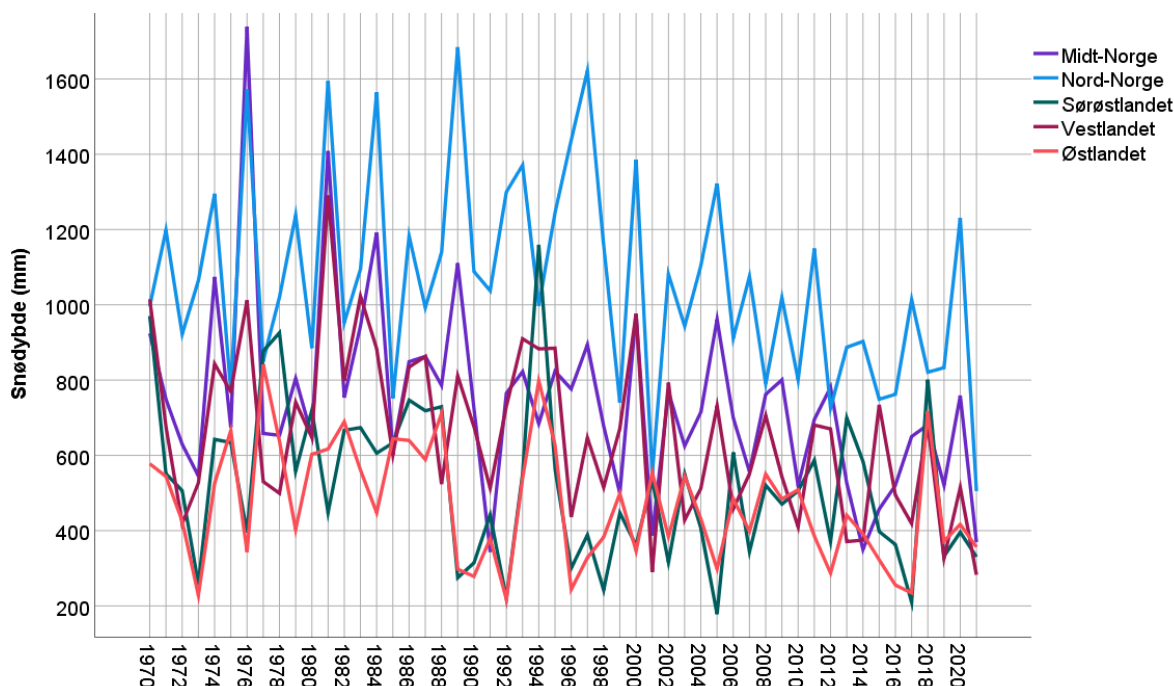
### 13.1 Variasjon i ulike værvariabler

Vær og klima varierer mye innenfor hjortedyras utbredelsesområde og over tid. I figurene under viser vi variasjonen i en rekke sentrale værparametere i ulike landsdeler i perioden 1970-2021. Verdiene bygger på data fra ulike værmodeller og er et gjennomsnitt på tvers av kommuner (se **kap. 2.2.5**). Felles for alle værparametere er at de viser en tydelig trend over tid og til dels stor samvariasjon mellom landsdeler.

Trenden over tid er i retning av mindre snø (**Figur 13.1.1**), færre snødager (**Figur 13.1.2**), høyere temperatur (**Figur 13.1.3**, **Figur 13.1.4**), lengre vekstsesong (**Figur 13.1.5**) og mer nedbør (**Figur 13.1.6**, **Figur 13.1.7**). Alt er i samsvar med prognosene fra klimamodellene og den stadig høyere konsentrasjonen av menneskeskapt klimagasser i atmosfæren. Det meste av trenden synes å ha oppstått etter 1990.

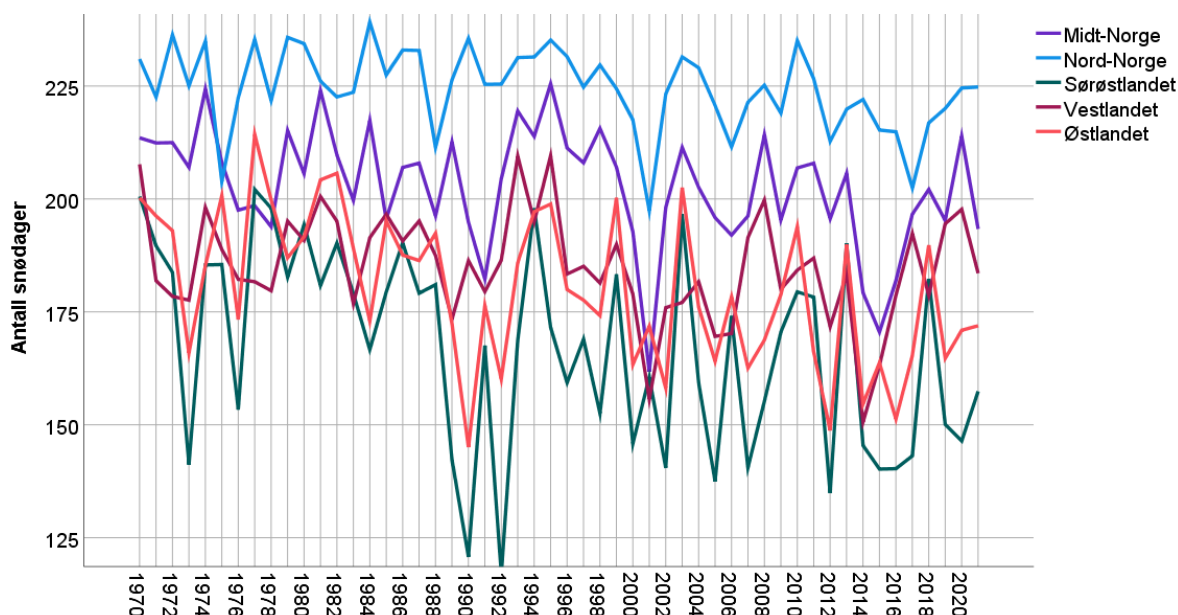
Samvariasjonen mellom fylker er særlig høy for temperaturvariablene, noe mindre for snøvariablene og minst for nedbørvariablene. I løpet av de siste 8 årene har det vært en rekke varme somre i store deler av landet, med 2018-sommeren som den hittil varmeste. I 2018 var det varmt (**Figur 13.1.4**) og tørt (**Figur 13.1.6**, **Figur 13.1.7**) i perioden mai - august fra Trøndelag og sørover. Også på begynnelsen av 1990-tallet var det en rekke varme somre.

Snødybden var generelt større på 1970- og 1980-tallet enn i senere tiår. På 1990-tallet var særlig Nord-Norge preget av en rekke snørike vintre (**Figur 13.1.1**). Tilsvarende var det på begynnelsen av 1990-tallet en rekke svært snøfattige vintre på Østlandet og Sørøstlandet, men dette snudde i 1994 som var svært snørik. I Sør-Norge var også vinteren i 2018 svært snørik og lang (**Figur 13.1.1**, **Figur 13.1.2**).

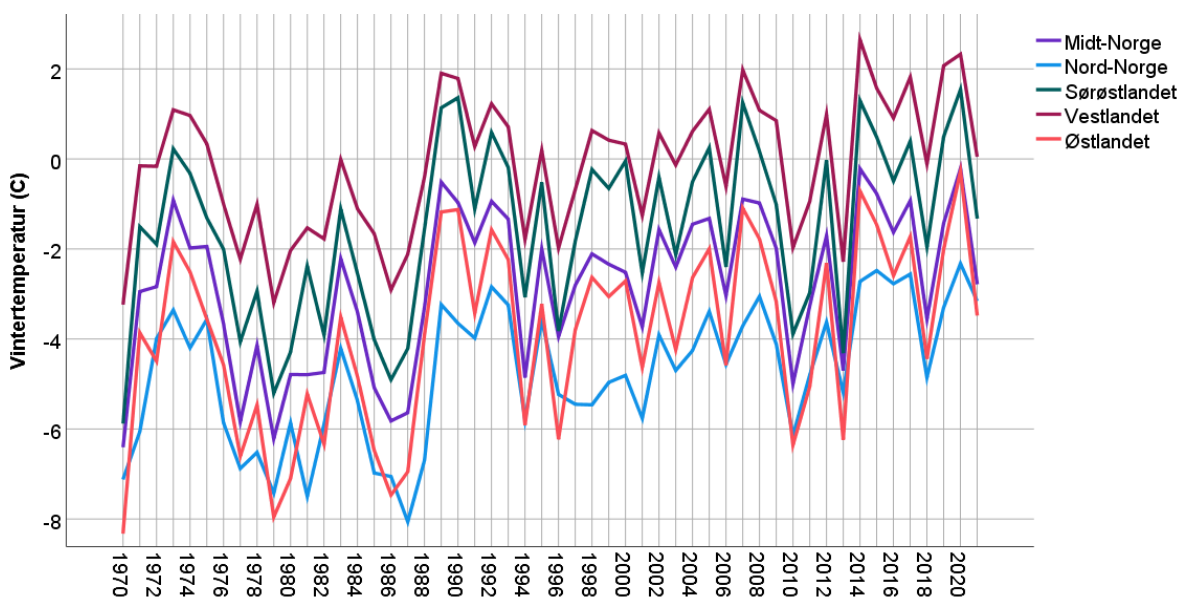


**Figur 13.1.1.** Gjennomsnittlig snødybde på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Snødybden er gjennomsnittlig daglig snødybde på kommunens areal under tregrensa i perioden desember-april. Året er kalenderåret i januar. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.

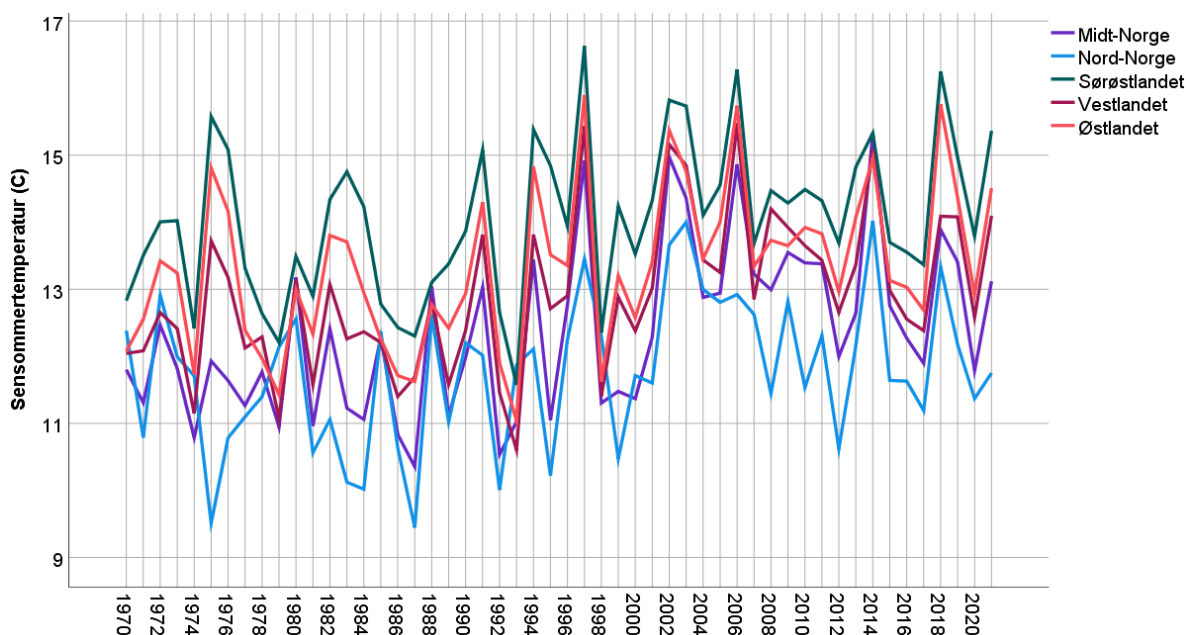




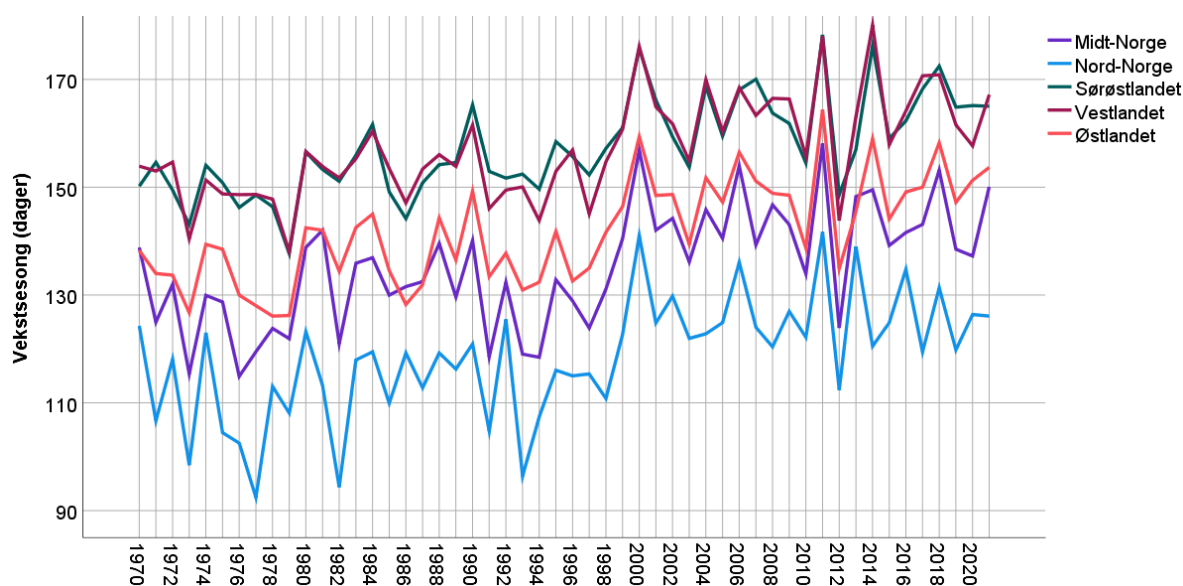
**Figur 13.1.2.** Gjennomsnittlig antall snødager på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Snødager er dager med minimum 10 mm snø på bakken i gjennomsnitt på kommunens areal under tregrensa i perioden oktober-mai. Året er kalenderåret i januar. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.



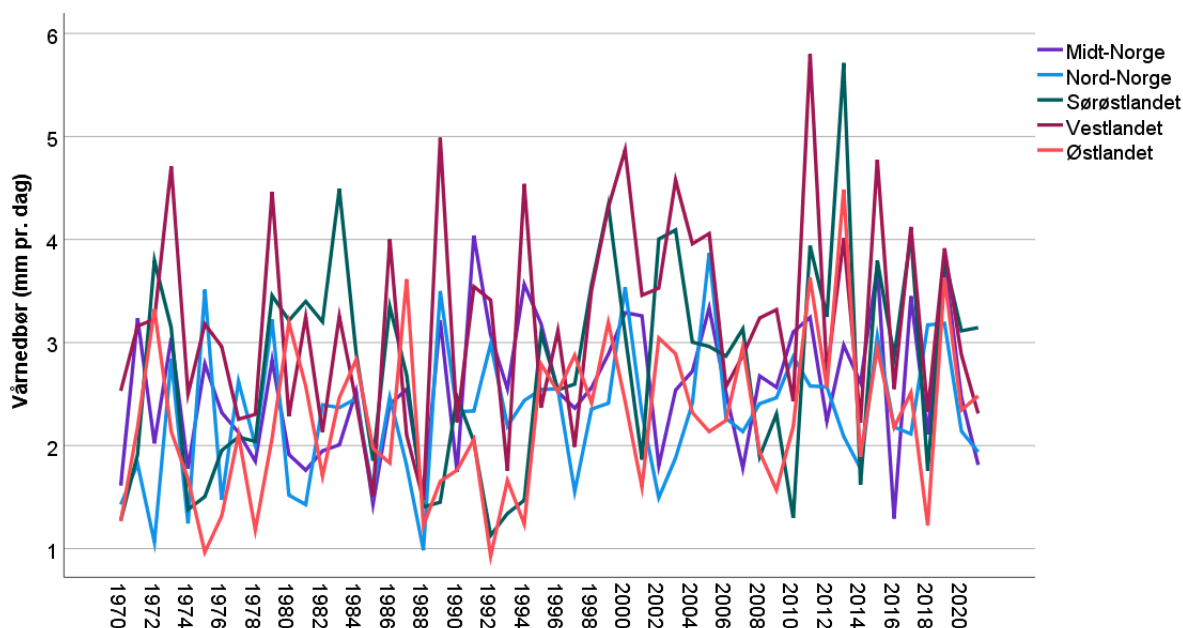
**Figur 13.1.3.** Gjennomsnittlig vintertemperatur på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Vintertemperatur er gjennomsnittlig daglig temperatur på kommunens areal under tregrensa i perioden desember-april. Året er kalenderåret i januar. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.



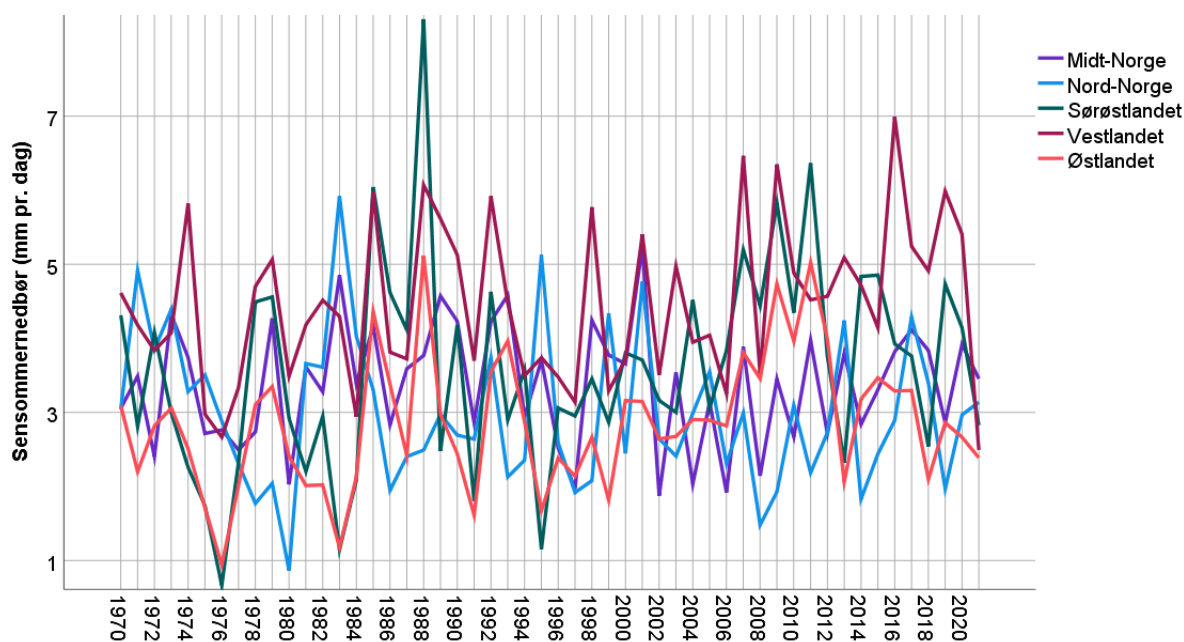
**Figur 13.1.4.** Gjennomsnittlig sommertemperatur på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Sommertemperatur er målt som gjennomsnittlig daglig temperatur (C) på kommunens areal under tregrensa i juli og august. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.



**Figur 13.1.5.** Gjennomsnittlig antall vekstdager på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Vekstdager er målt som dager med temperatur over 6 grader C i gjennomsnitt på kommunens areal under tregrensa i perioden april-oktober. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.

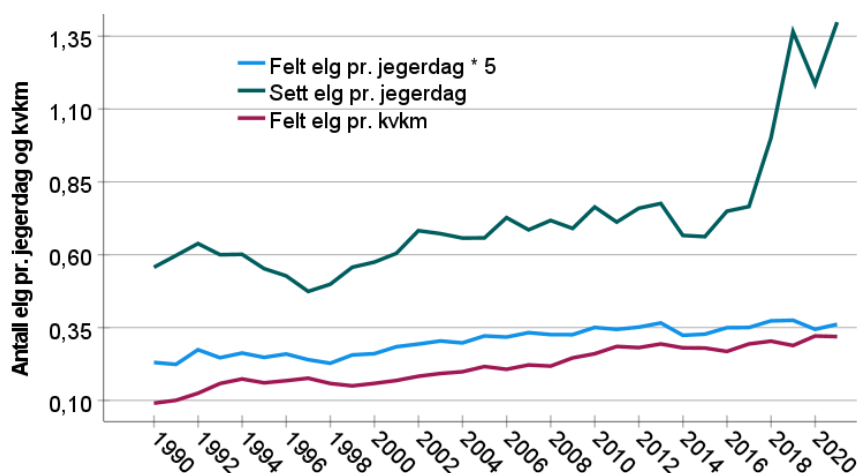


**Figur 13.1.6.** Gjennomsnittlig vårnebør på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Vårnebør er målt som gjennomsnittlig nedbør (mm) pr. dag på kommunens areal under tregrensa i mai og juni. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.

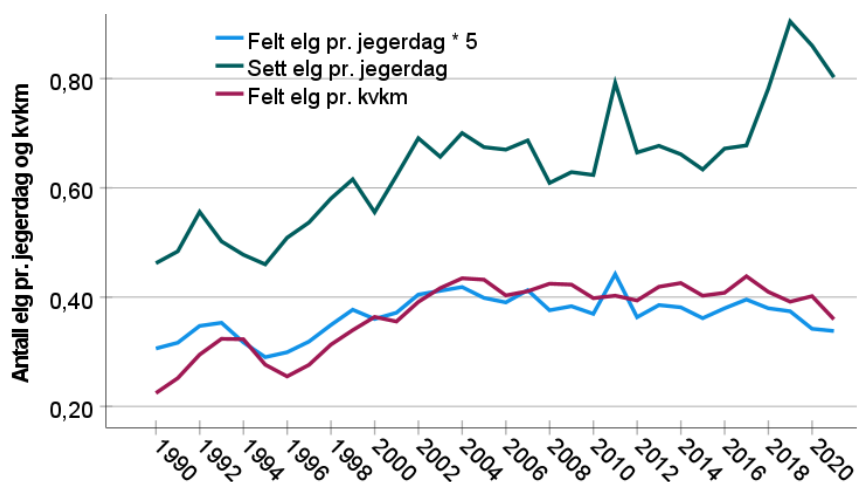


**Figur 13.1.7.** Gjennomsnittlig sommernedbør på tvers av kommuner i perioden 1970-2021, fordelt på landsdel. Sommernedbør er målt som gjennomsnittlig nedbør (mm) pr. dag på kommunens areal under tregrensa i juli og august. Sørøstlandet inkluderer fylkene Agder og Vestfold og Telemark.

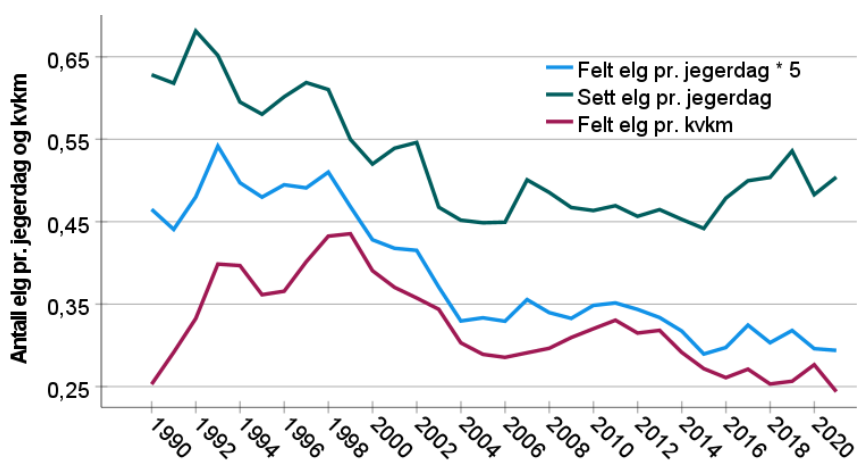
## 13.2 Sett elg og felt elg på kommune- og landsdelsnivå



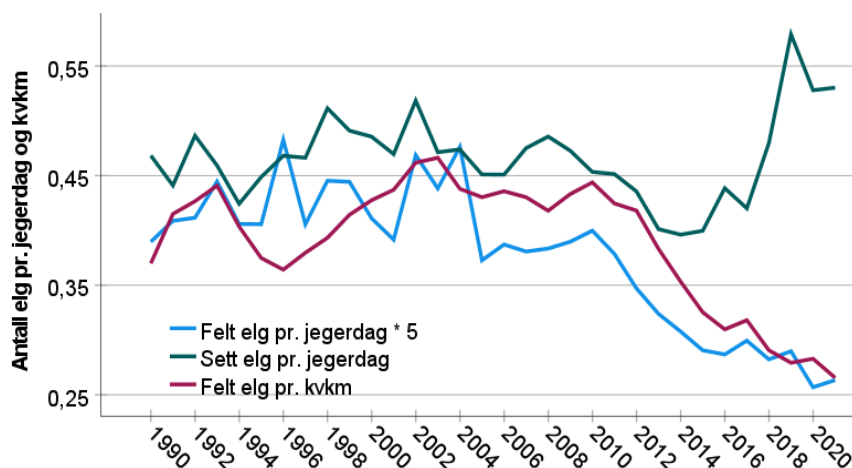
**Figur 13.2.1.** Gjennomsnittlig antall elg sett og felt pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner i **Nord-Norge** (Nordland, Troms og Finnmark) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 58). Antall elg felt pr. jegerdag er multiplisert med 5.



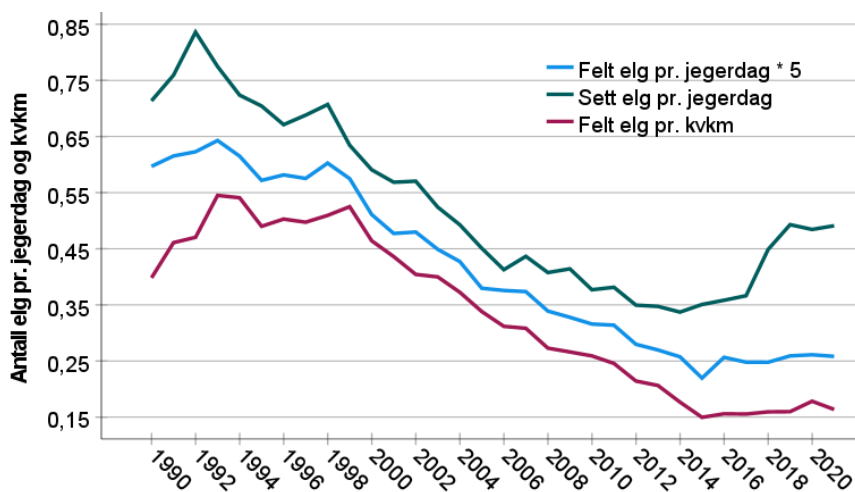
**Figur 13.2.2.** Gjennomsnittlig antall elg sett og felt pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner i **Midt-Norge** (Trøndelag) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 34). Antall elg felt pr. jegerdag er multiplisert med 5.



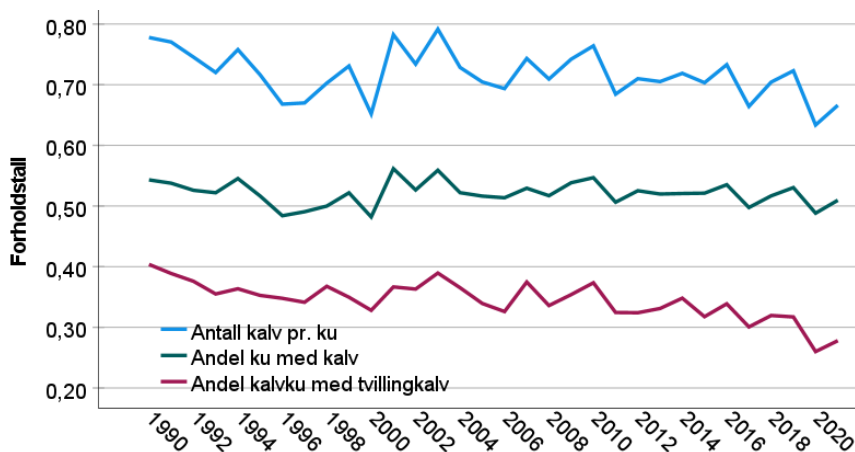
**Figur 13.2.3.** Gjennomsnittlig antall elg sett og felt pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner på **Østlandet-vest** (Oppland, Buskerud, Vestfold) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 48). Antall elg felt pr. jegerdag er multiplisert med 5.



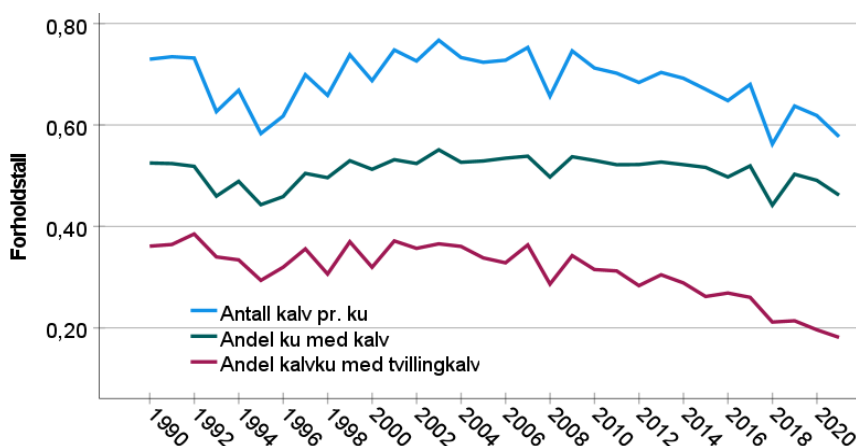
**Figur 13.2.4.** Gjennomsnittlig antall elg sett og felt pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner på **Østlandet-øst** (Østfold, Akershus, Hedmark) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 45). Antall elg felt pr. jegerdag er multiplisert med 5.



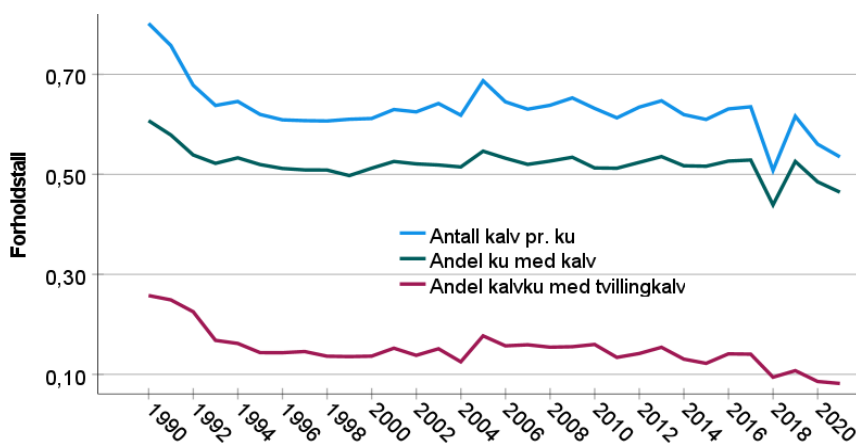
**Figur 13.2.5.** Gjennomsnittlig antall elg sett og felt pr. jegerdag og gjennomsnittlig antall elg felt pr. km<sup>2</sup> skog og myr i kommuner på **Sørlandet** (Agder, Telemark) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 41). Antall elg felt pr. jegerdag er multiplisert med 5.



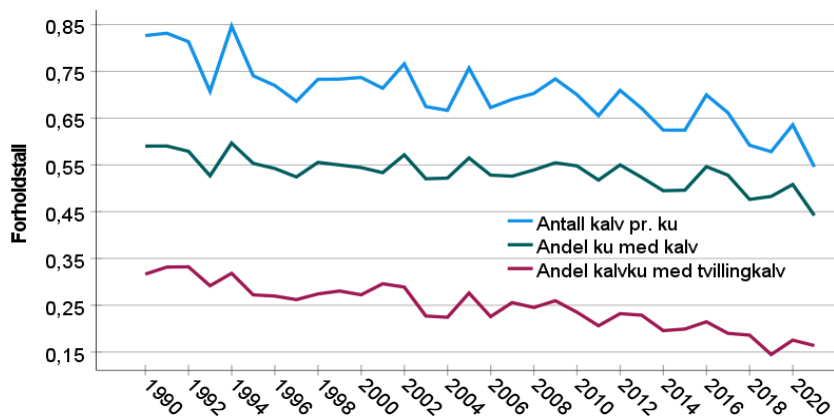
**Figur 13.2.6.** Gjennomsnittlig antall sett kalv pr. ku, sett andel ku med kalv og sett andel kalvku med tvillingkalv i kommuner i **Nord-Norge** (Nordland, Troms og Finnmark) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 58).



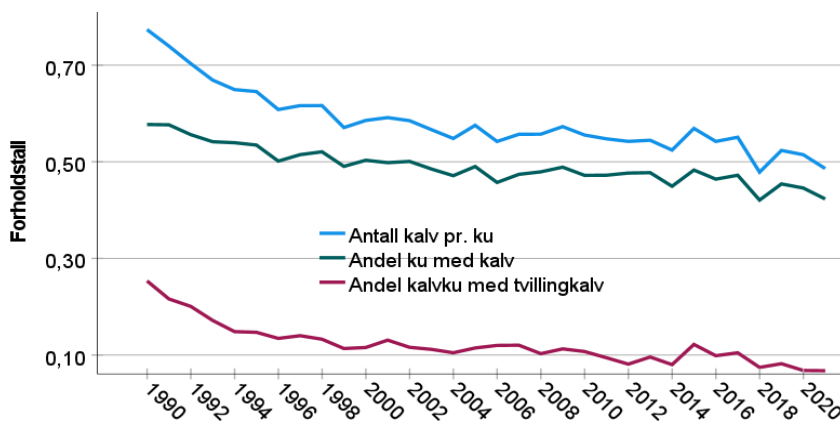
**Figur 13.2.7.** Gjennomsnittlig antall sett kalv pr. ku, sett andel ku med kalv og sett andel kalvku med tvillingkalv i kommuner i **Midt-Norge** (Trøndelag) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 34).



**Figur 13.2.8.** Gjennomsnittlig antall sett kalv pr. ku, sett andel ku med kalv og sett andel kalvku med tvillingkalv i kommuner på **Østlandet-vest** (Oppland, Buskerud, Vestfold) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 48).

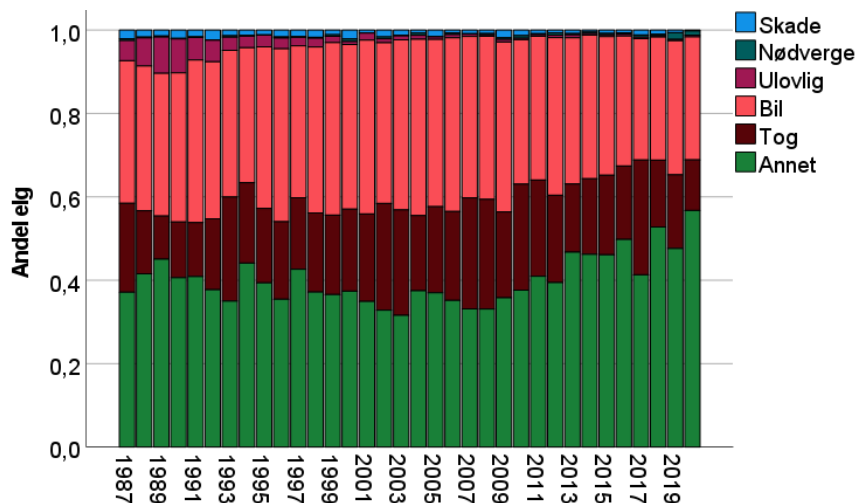


**Figur 13.2.9.** Gjennomsnittlig antall sett kalv pr. ku, sett andel ku med kalv og sett andel kalvku med tvillingkalv i kommuner på **Østlandet-øst** (Østfold, Akershus, Hedmark) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 45).

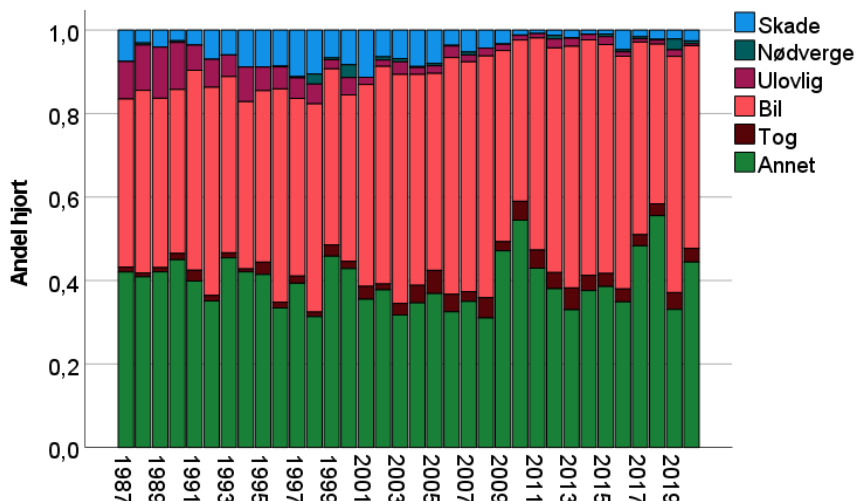


**Figur 13.2.10.** Gjennomsnittlig antall sett kalv pr. ku, sett andel ku med kalv og sett andel kalvku med tvillingkalv i kommuner på **Sørlandet** (Agder, Telemark) i perioden 1991-2021. Kun kommuner med data i minst 28 av 32 år inngår (N = 41).

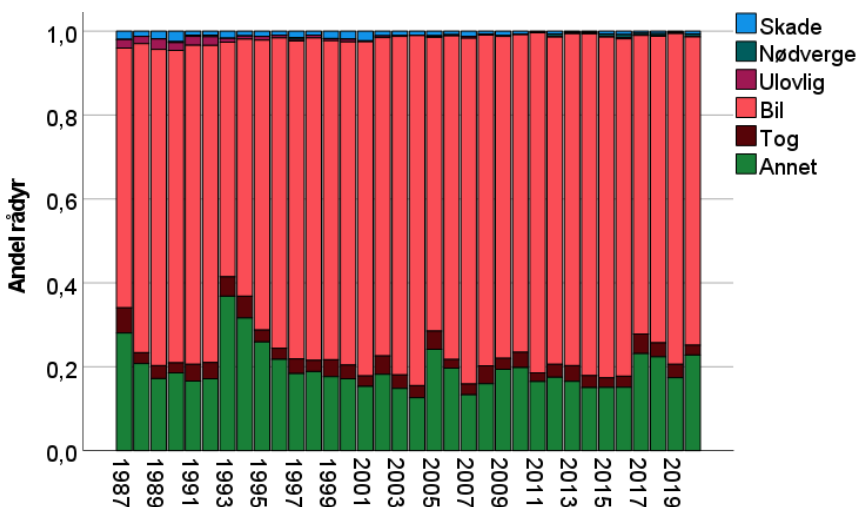
### 13.3 Andel fallvilt registrert i ulike årsakskategorier



**Figur 13.3.1.** Andel fallvilt av elg registrert i ulike årsakskategorier og år i perioden 1987-2020. Data fra hele Norge ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)).

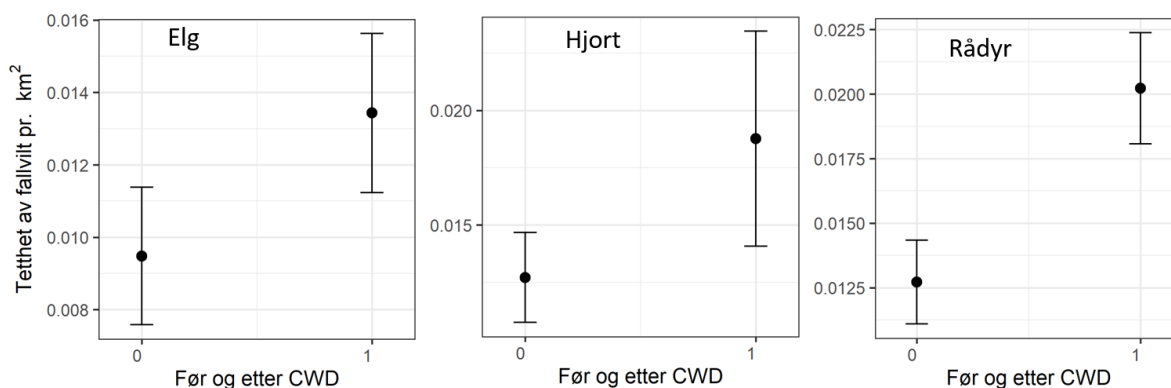


**Figur 13.3.1.** Andel fallvilt av hjort registrert i ulike årsakskategorier og år i perioden 1987-2020. Data fra hele Norge ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)).



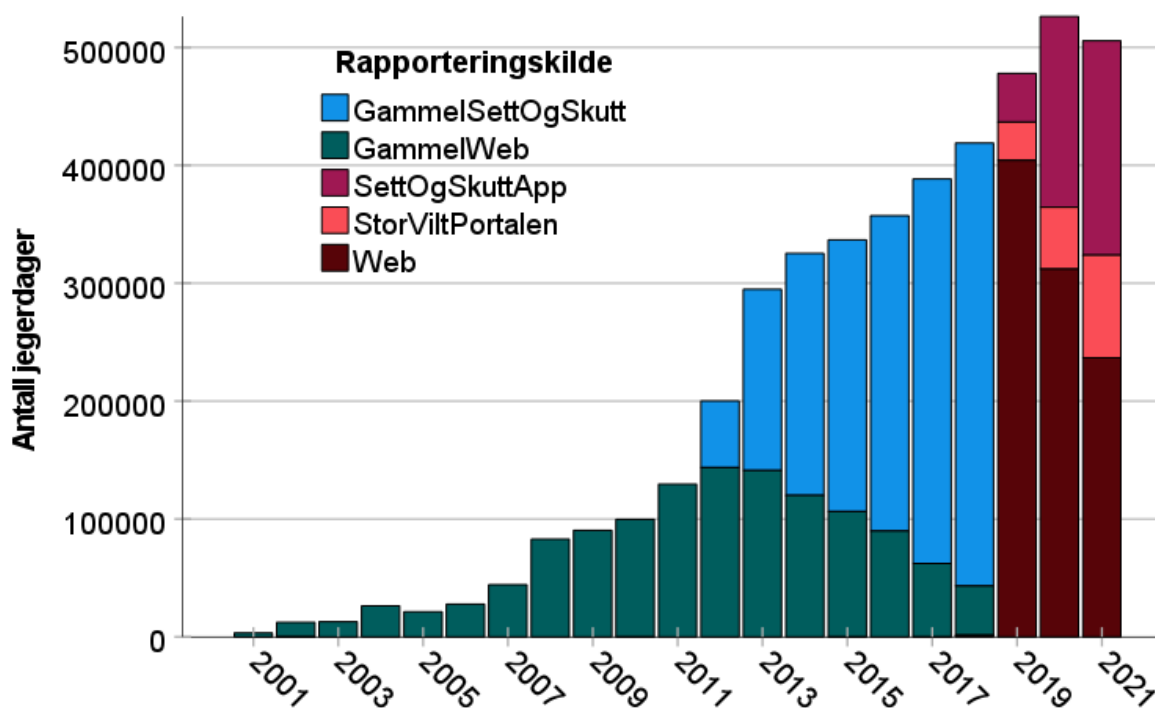
**Figur 13.3.1.** Andel fallvilt av rådyr registrert i ulike årsakskategorier og år i perioden 1987-2020. Data fra hele Norge ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)).

### 13.4 Prediksjoner fra modellanalyser



**Figur 13.4.1.** Gjennomsnittlig tettheten av fallvilt (antall omkommet av andre årsaker pr. km<sup>2</sup> skog) på arts- og regionnivå før (0) og etter (1) at skrantesyke (CWD) ble oppdaget i 2016. Tetthet av fallvilt er predikerte verdier fra modellene i **Tabell 6.2.2**.

### 13.5 Rapporteringskilder for sett elg-data i Hjorteviltregisteret

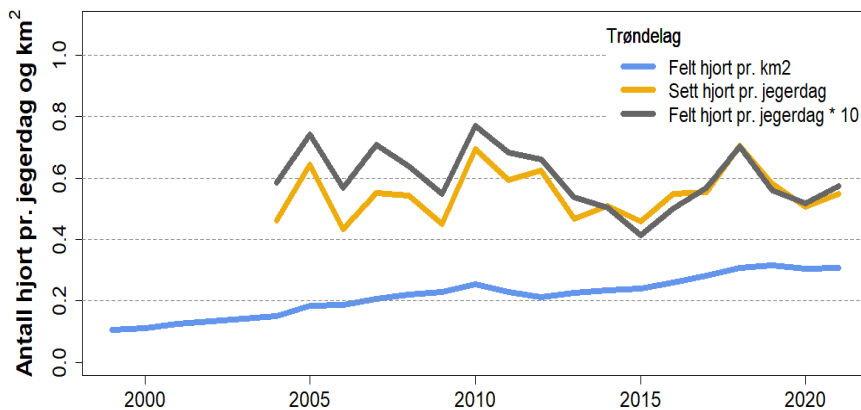


**Figur 13.5.1.** Antallet jegerdager fordelt på rapporteringskilde og år. Data fra datotabellen i Hjorteviltregisteret. Rapporteringskilden viser hvilken metode som er benyttet til å rapportere sett elg-data til Hjorteviltregisteret.

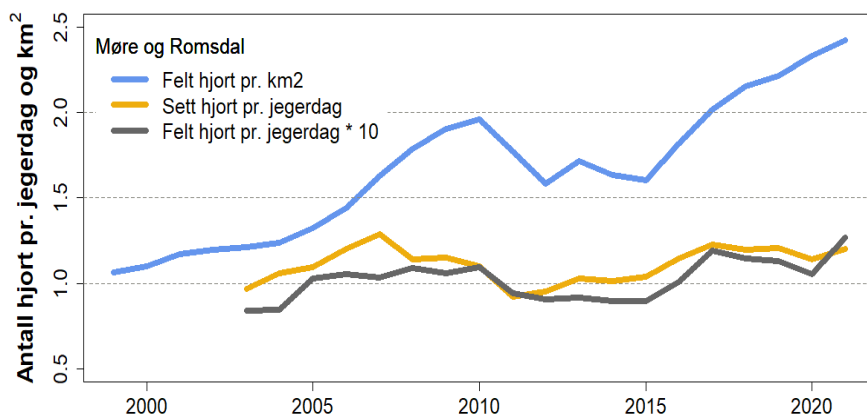


## 13.6 Sett hjort og felt hjort på kommune-, fylke- og landsdelsnivå

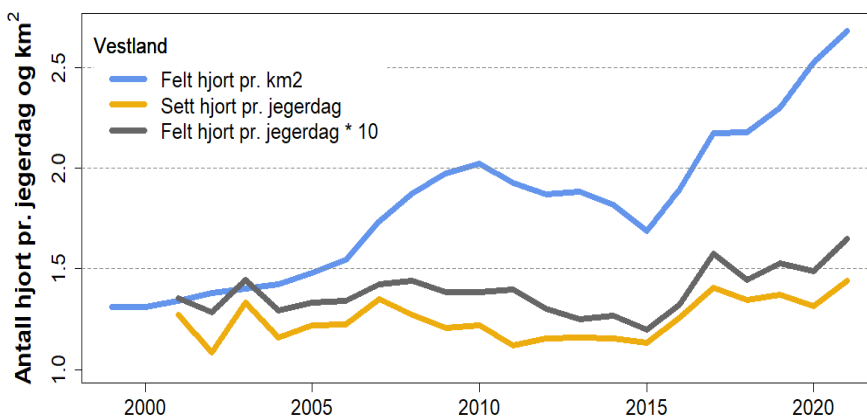
Utviklingen i gjennomsnittlig bestandstetthet (sett og felt pr. jegerdag) og fellingstetthet (felt pr. km<sup>2</sup> skog) av hjort i kommuner i ulike fylker og landsdeler. Sørøstlandet omfatter kommuner i fylkene Innlandet, Viken, Vestfold og Telemark og Agder. Alle inkluderte kommuner hadde minimum fem år med observasjonsdata der det ble registrert 10 eller flere hjorter. Vi ekskluderte år med færre enn 500 observasjoner eller 500 jegerdagsverk totalt på i fylke og landsdel.



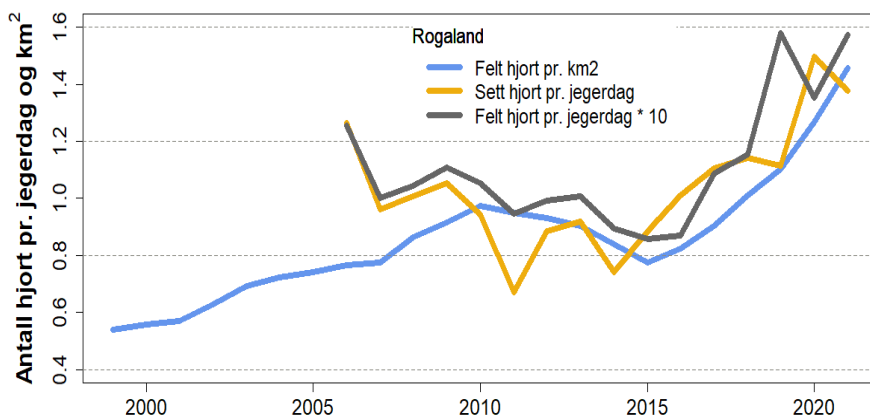
**Figur 13.6.1.** Gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag (2004-2021) og antall hjort felt (1999-2021) pr. km<sup>2</sup> skog og myr i 28 kommuner i **Trøndelag**. Antall hjort felt pr. jegerdag er multiplisert med 10.



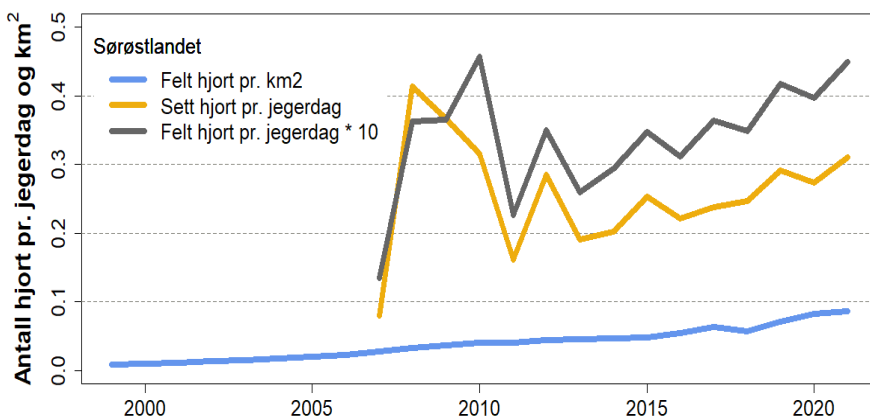
**Figur 13.6.2.** Gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag (2003-2021) og antall hjort felt (1999-2021) pr. km<sup>2</sup> skog og myr i 23 kommuner i **Møre og Romsdal**. Antall hjort felt pr. jegerdag er multiplisert med 10.



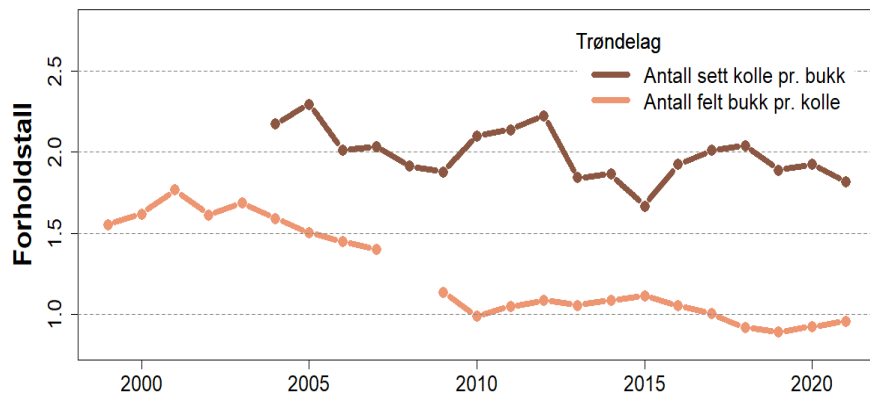
**Figur 13.6.3.** Gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag (2001-2021) og antall hjort felt (1999-2021) pr. km<sup>2</sup> skog og myr i 42 kommuner i **Vestland**. Antall hjort felt pr. jegerdag er multiplisert med 10.



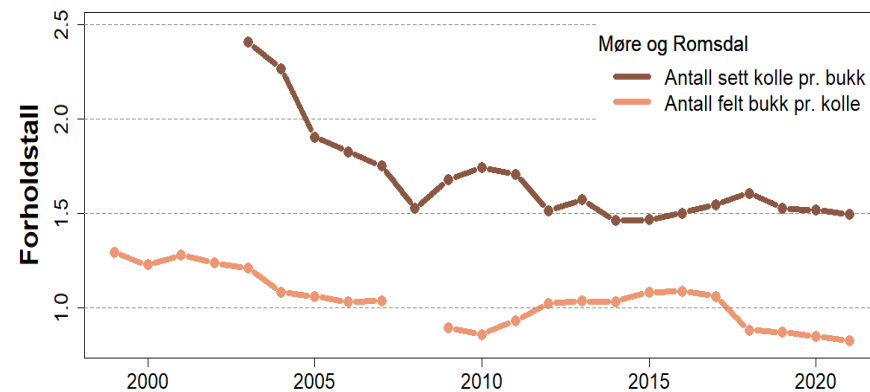
**Figur 13.6.4.** Gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag (2006-2021) og antall hjort felt (1999-2021) pr. km<sup>2</sup> skog og myr i 11 kommuner i **Rogaland**. Antall hjort felt pr. jegerdag er multiplisert med 10.



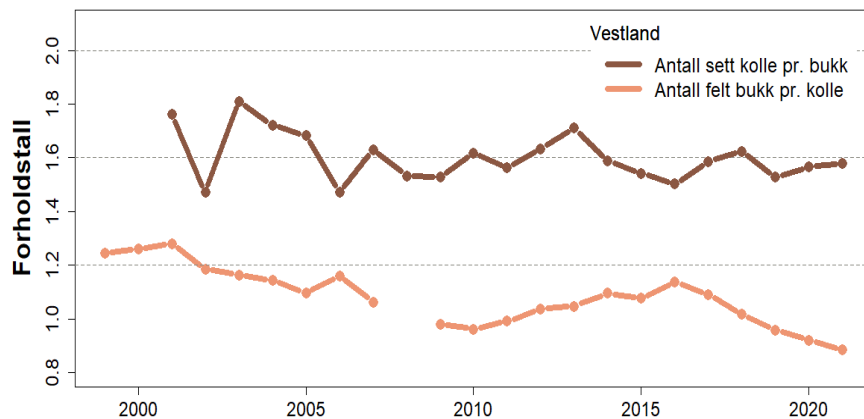
**Figur 13.6.5.** Gjennomsnittlig antall hjort sett og felt pr. jegerdag (2007-2021) og antall hjort felt (1999-2021) pr. km<sup>2</sup> skog og myr i 99 kommuner på **Sørøstlandet**. Antall hjort felt pr. jegerdag er multiplisert med 10.



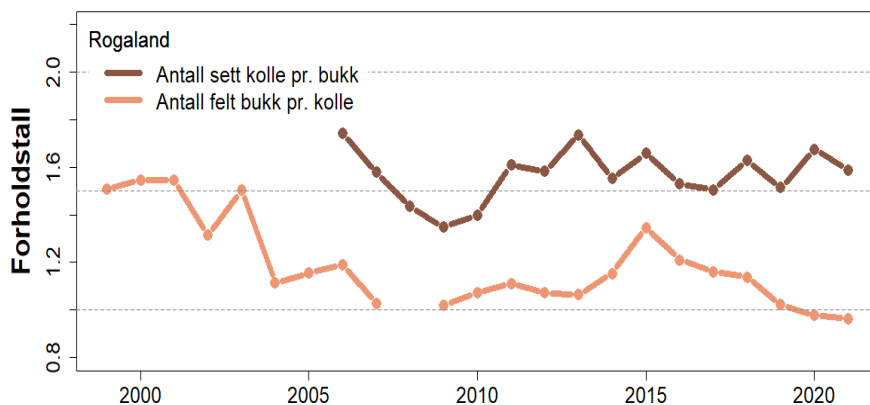
**Figur 13.6.6.** Gjennomsnittlig antall sett kolle pr. bukk (2004-2021) og antall felt bukk pr. kolle (1999-2021) i 28 kommuner i **Trøndelag**.



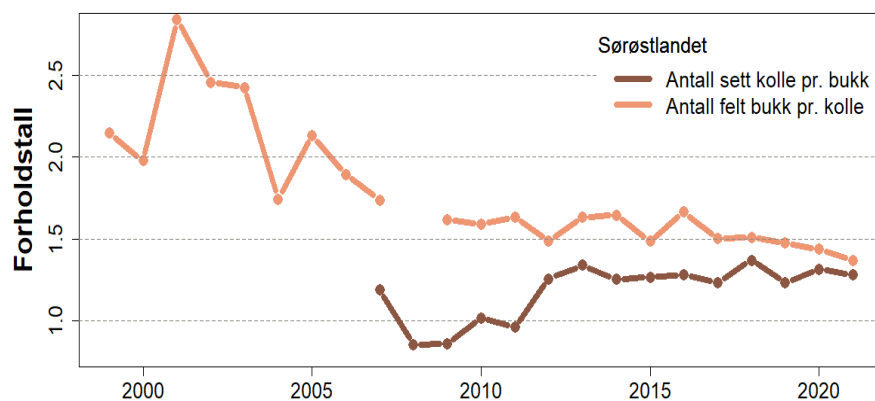
**Figur 13.6.7.** Gjennomsnittlig antall sett kolle pr. bukk (2003-2021) og antall felt bukk pr. kolle (1999-2021) i 23 kommuner i **Møre og Romsdal**.



**Figur 13.6.8.** Gjennomsnittlig antall sett kolle pr. bukk (2001-2021) og antall felt bukk pr. kolle (1999-2021) i 42 kommuner i Vestland.



**Figur 13.6.9.** Gjennomsnittlig antall sett kolle pr. bukk (2006-2021) og antall felt bukk pr. kolle (1999-2021) i 11 kommuner i Rogaland.



**Figur 13.6.10.** Gjennomsnittlig antall sett kolle pr. bukk (2007-2021) og antall felt bukk pr. kolle (1999-2021) i 99 kommuner på Sørøstlandet.





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på Ims i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4930-0

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger