

1667

NINA Rapport

# Bestandsreduksjon av elg og hjort i Nordfjellaregionen i perioden 2019-2020

Forslag til avskytingsstrategier

Erling J. Solberg, Inger M. Rivrud, Erlend B. Nilsen, Vebjørn Veiberg, Christer M. Rolandsen, Erling L. Meisingset & Atle Mysterud



# **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 annet språk når det er hensiktsmessig.

## **NINA Temahefte**

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

## **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

## **Annen publisering**

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

# Bestandsreduksjon av elg og hjort i Nordfjella-regionen i perioden 2019-2020

Forslag til avskytingsstrategier

Erling J. Solberg  
Inger M. Rivrud  
Erlend B. Nilsen  
Vebjørn Veiberg  
Christer M. Rolandsen  
Erling L. Meisingset  
Atle Mysterud

Solberg, E.J., Rivrud, I.M., Nilsen, E.B., Veiberg, V., Rolandsen, C.M., Meisingset, E.L. & Mysterud, A. 2019. Bestandsreduksjon av elg og hjort i Nordfjellaregionen i perioden 2019-2020: Forslag til avskytingsstrategier. NINA Rapport 1667. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mai 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3413-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Bård Pedersen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Svein Håkon Lorentsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1368|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Elgkalver, Vega © Endre G. Ofstad

NØKKEWORD

Bestandsestimering, bestandsreduksjon, CWD, elg, hjort, jakt, lokal forvaltning, Nordfjella, skrantesyke

KEY WORDS

Chronic wasting disease, culling, CWD, hunting, local management, Nordfjella, moose, population estimation, population reduction, red deer

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 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., Rivrud, I.M., Nilsen, E.B., Veiberg, V., Rolandsen, C.M., Meisingset, E.L. & Mysterud, A. 2019. Bestandsreduksjon av elg og hjort i Nordfjellaregionen i perioden 2019-2020: Forslag til avskytingsstrategier. NINA Rapport 1667. Norsk institutt for naturforskning.

Våren 2016 ble det oppdaget skrantesyke (CWD) hos ei reinsimle i Nordfjella villreinområde sone 1, og som del av bekjempelsen av sykdommen ble hele delbestanden utryddet i 2017 og 2018. Det er imidlertid fortsatt usikkerhet rundt smittestatus i tilgrensende bestander av hjortedyr og miljøsmitte utgjør fortsatt en risiko for overføring av sykdommen til hjort og elg som bruker det samme arealet. Av den grunn har myndighetene bedt om at bestandene av elg og hjort reduseres til 50 % (eller mindre) av 2016-nivå i de 15 kommunene som omkranser Nordfjella villreinområde (Nordfjellaregionen). Målet er at bestandsreduksjonen skal gjennomføres gjennom ordinær jakt i løpet av 2019 og 2020.

I rapporten har vi beregnet bestandsstørrelsen av elg og hjort i de aktuelle kommunene i perioden 2016-2019, og deretter beregnet hvor mange dyr som må felles under jakt i 2019 og 2020 for å nå forvaltningsmålet i 2021. Til beregningen har vi benyttet en bestandsmodell basert på data over det kjønns- og aldersspesifikke (kalv, åring, eldre) antallet elg og hjort sett og felt under jakt i 2016-2018, fallviltdata registrert av kommunene, og naturlig dødelighetsrater estimert i merkestudier av elg og hjort.

Modellberegningene antyder at vinter- og førjaktbestandene av elg og hjort i gjennomsnitt økte fra 2016 til 2017, hvorpå førjaktbestandene avtok fram til 2018. Det siste skyldtes at høstingsraten av hjort økte i 2017 og at begge arter opplevde høyere naturlig dødelighet enn vanlig vinteren 2017/2018. Kalverekruttingen var også lavere enn vanlig på høsten 2018, sannsynligvis som følge av den foregående harde vinteren og varme og tørre sommeren.

Beregningene viser at jaktuttaket må økes vesentlig i de neste to årene dersom bestandene skal reduseres til maksimum 50 % av størrelsen i 2016 innen 2021. I gjennomsnitt må jaktuttaket av elg i 2019 og 2020 økes med henholdsvis 80 % og 30 % av 2018-uttaket, mens uttaket av hjort må økes med henholdsvis 80 % og 40 % av 2018-uttaket. Dette forutsetter at kalverekrutting og naturlig dødelighet ikke avviker fra tilstanden i 2016 og 2017. For å unngå store endringer i kjønns- og aldersstruktur må jaktuttaket også bestå av en større andel hunndyr enn hva som er tilfelle i dag. En slik avskytingsstrategi vil derved kreve mindre innsats pr. felt dyr.

Bestands- og avskytingsestimaterne er beheftet med usikkerhet som vi ikke har et tilstrekkelig grunnlag for å kvantifisere. Vi tror bestandsestimatene for elg er mest nøyaktige da det jevnt over eksisterer mye og bra overvåkingsdata fra elgbestandene. Dessuten er det nylig gjennomført et merkestudie av elg i området som har bidratt med lokale estimat på naturlig dødelighet. Også fra de tre største hjortekommunene i regionen (Lærdal, Aurland, Årdal) samles det inn mye overvåkingsdata, men det eksisterer ingen publiserte estimater på naturlig dødelighet. For hjorten har vi derfor benyttet estimater beregnet i et studie lenger nord. Fra de andre hjortebestandene eksisterer det til dels lite overvåkingsdata og ingen naturlig dødelighetsestimat, og følgelig er bestands- og avskytingsberegningene basert på flere generaliseringer. Upubliserte data fra hjort som er radiomerket i deler av Nordfjellaregionen er i samsvar med de dødelighetsestimatene som benyttes i beregningene.

Av parameterne benyttet i bestandsmodellen, er bestandsestimatene mest sensitiv overfor feil i bestandens vekstrate i 2016. Av mulige alternativer valgte vi lave bestandsvekstrater for både elg og hjort. Høyere verdier fører til høyere beregnet bestandsstørrelse og avskyting. Den beregnede avskytingen for 2019 og 2020 er derfor med større sannsynlighet et underestimat enn et overestimat.

Beregnet bestandsstørrelse og nødvendig avskyting er vist på kommunenivå og for en gjennomsnittskommune i regionen. I tillegg viser vi antatt sammensetning av førjaktbestandene i 2019

og 2020, og forslag til hvordan kvotene bør struktureres for at bestandsstrukturen ikke skal endre seg for mye som følge av bestandsreduksjonen. Vi anbefaler likevel at bestandsutvikling og avskyting evalueres etter jakt i 2019 slik at eventuelle avvik kan kompenseres for i 2020.

Vi forventer økning i aldersspesifikke vekter og fruktbarhetsrater etter at bestandene er redusert på grunn av mer og bedre mat pr. individ. I tillegg tror vi det vil bli en netto innvandring av dyr fordi bestandstettheten vil være høyere utenfor regionen. Begge vil bidra til økt tilvekst i bestandene. Denne effekten kan motvirkes av en nedgang i hunndyras gjennomsnittsalder dersom dødeligheten øker mer for eldre enn yngre hunndyr.

Erling J. Solberg, Erlend B. Nilsen, Vebjørn Veiberg, Christer M. Rolandsen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. [erling.solberg@nina.no](mailto:erling.solberg@nina.no)

Inger Maren Rivrud, Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. [inger.rivrud@nina.no](mailto:inger.rivrud@nina.no)

Erling L. Meisingset, Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Gunnars vei 6, NO-6630 Tingvoll. [erling.meisingset@nibio.no](mailto:erling.meisingset@nibio.no)

Atle Mysterud, Universitetet i Oslo, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo. [atle.mysterud@ibv.uio.no](mailto:atle.mysterud@ibv.uio.no)

## Abstract

Solberg, E.J., Rivrud, I.M., Nilsen, E.B., Veiberg, V., Rolandsen, C.M., Meisingset, E.L. & Mysterud, A. 2019. Population reduction of moose and red deer in the Nordfjella region during the period 2019-2020: Suggested harvesting strategies. NINA Report 1667. Norwegian Institute for Nature Research.

In spring 2016, Chronic Wasting Disease (CWD) was for the first time detected in Europe in a female reindeer in the Nordfjella wild reindeer area in southern Norway. To combat the disease, Norwegian authorities decided to exterminate the entire herd in the autumn and winter of 2017-2018. In addition, they recently asked for a population decrease of moose and deer to 50 % of 2016-level in the overlapping and surrounding 15 municipalities (the Nordfjella region), as to reduce the probability for these species to be infected by CWD prions remaining in the soil and vegetation. The plan is to reduce the population size by increased recreation hunting and preferably before the end of 2020.

In this report we have estimated the population size of moose and deer in the municipalities of the Nordfjella region in the period 2016-2019, and calculated the number, sex and age (calf, adults) that needs to be harvested in 2019 and 2020 to reach the management goal. We have based our estimates on a population model with parameters estimated from data on the sex and age specific number of moose and deer killed and seen during the hunting seasons in 2016-2018, the number of fallen stock recorded by the municipalities in the same period (i.e. moose and deer recorded dead due to other causes than hunting), and natural mortality rates estimated in capture-mark-recapture studies of moose and deer.

The model outcome indicated that the pre-harvest population size of moose and deer on average increased from 2016 to 2017, but then decreased from 2017 to 2018. The latter was because of enhanced harvest rates of deer in 2017, and because both species experienced high natural mortality during the snow rich winter of 2017/2018. In addition, the recruitment rate of calves was lower than normal in the autumn of 2018, probably due to the previous harsh winter and subsequent extraordinary warm and dry summer.

The annual harvest must be substantially increased in the next two years to reduce the population sizes to 50 % of their size in 2016. On average, the harvests of moose in 2019 and 2020 have to be increased by 80 % and 30 % of the 2018-harvest, respectively, whereas the harvest of red deer has to be increased by 80 % and 40 % of the 2018-harvest in the same two years. We assume that the recruitment rate of calves and natural mortality rate will be approximately as in 2016 and 2017. In addition, the harvest should be focussed more on females than what is the practice today. Such a harvest strategy will be more effective in terms of effort needed per animal killed and will lead to large changes in the population structure.

The population and predicted harvest estimates are associated with an uncertainty that we have not been able to quantify. The population estimates of moose are based on more and better monitoring data (seen moose and harvest data) than is the case for deer, and we have recent estimates of natural mortality rates based on a moose radio-collaring study in the area. Reasonably good monitoring data are also available from the three largest red deer municipalities in the region. However, as we have no local estimates of natural mortality, we had to base our estimates on a study of a deer population further north. From the other red deer populations, we have access to less monitoring data and no natural mortality estimates. Accordingly, the population and harvest estimates are based on several generalisations, and the estimates for these deer populations are therefore associated with larger uncertainty.

Among the parameters in the population model, the population growth rate in 2016 is associated with most uncertainty relative to its influence on the model outcome. We had several alternative estimates available (based on seen and harvest data) and chose the lowest for both species. As

higher population growth rates return higher estimated population size and harvest, we believe our estimates are more likely to be underestimates than overestimates.

Erling J. Solberg, Erlend B. Nilsen, Vebjørn Veiberg, Christer M. Rolandsen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. [erling.solberg@nina.no](mailto:erling.solberg@nina.no)

Inger Maren Rivrud, Norwegian Institute for Nature Research, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, Norway. [inger.rivrud@nina.no](mailto:inger.rivrud@nina.no)

Erling L. Meisingset, Norwegian Institute of Bioeconomy Research (NIBIO), Gunnars vei 6, NO-6630 Tingvoll, Norway. [erling.meisingset@nibio.no](mailto:erling.meisingset@nibio.no)

Atle Mysterud, University of Oslo, P.O. Box 1066 Blindern, 0316 Oslo, Norway. [atle.mysterud@ibv.uio.no](mailto:atle.mysterud@ibv.uio.no)



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Metode</b> .....	<b>11</b>
2.1 Studieområde.....	11
2.2 Datamateriale.....	12
2.2.1 Fellingsdata og sett dyr-data fra studiekommunene.....	12
2.2.2 Fallviltdata fra studiekommunene.....	13
2.3 Beregning av bestand og avskyting.....	13
2.3.1 Bestandsstørrelse i 2016.....	14
2.3.2 Beregningen av bestandsstørrelsen i 2017 og 2018.....	15
2.3.3 En litt mindre teknisk beskrivelse av metoden.....	16
2.3.4 Beregning av bestand og avskyting i 2019 og 2020.....	17
2.3.5 Forenklinger og usikkerhet.....	17
<b>3 Resultat</b> .....	<b>19</b>
3.1 Bestandsutvikling basert på avskytingsdata, sett dyr-data og fallvilt-data.....	19
3.2 Bestandstilvekst, naturlig dødelighet og kalveandel før jakt.....	22
3.2.1 Elg.....	22
3.2.2 Hjort.....	23
3.3 Bestandsstørrelse, struktur og avskyting i 2016 – 2021.....	24
3.3.1 Elg.....	24
3.3.2 Hjort.....	25
3.4 Usikkerhet.....	27
3.5 Nødvendig jaktuttak i 2019 og 2020, fordelt på kjønn og alder.....	29
<b>4 Diskusjon</b> .....	<b>33</b>
4.1 Uavhengige bestandsestimat.....	33
4.2 Bestandsberegning og usikkerhet.....	35
4.3 Strukturering av jaktuttaket.....	39
4.4 Hvordan vet vi om forvaltningsmålet er nådd?.....	39
4.5 Bestandstetthet og jaktuttak i brakkleggingsperioden.....	41
4.6 Korrigeringer.....	44
4.7 Oppsummering og konklusjon.....	44
<b>5 Referanser</b> .....	<b>46</b>
<b>6 Vedlegg</b> .....	<b>50</b>
6.1 Brev til kommunene.....	50
6.2 Bestandsutvikling og avskyting av elg pr. kommune.....	56
6.3 Bestandsutvikling og avskyting av hjort pr. kommune.....	79
6.4 Antall dyr som må felles i 2019 og 2020 fordelt på kjønn og alder.....	109
6.5 Bestandsstørrelse og areal pr. kommune.....	110
6.6 Bestandstetthet vinter 2019 pr. kommune.....	111

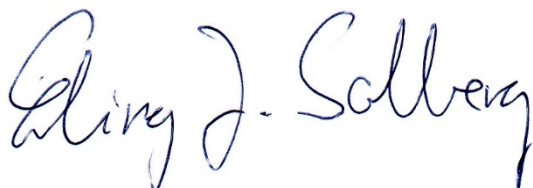
## Forord

Oppdagelsen av skrantesyke (CWD) i ei reinsimle i Nordfjella villreinområde i 2016 har ført til iverksettelsen av mange tiltak for å bekjempe sykdommen. Et nytt tiltak som ønskes gjennomført fra og med høsten 2019 er å redusere bestandene av elg og hjort i de 15 kommuner som omkranser Nordfjella villreinområde til 50 % av 2016-nivå. I den anledning fikk NINA i februar 2019 en forespørsel fra Miljødirektoratet om å yte faglig støtte ved å sammenstille relevante data fra de aktuelle kommunene samt å utarbeide avskytingsstrategier for å nå forvaltningsmålet før utgangen av 2020. Prosjektet inngår som en del av Bestandsovervåkingsprogrammet for Hjortevilt som NINA drifter på oppdrag fra Miljødirektoratet, og er planlagt avsluttet i løpet av mai 2019.

På grunn av begrensninger i tid og ressurser, ble det besluttet hovedsakelig å benytte bestandsmodeller med data basert på sett dyr- og jaktstatistikk for beregning av bestandsutvikling og nødvendig jaktuttak. Dette er en langt mindre ressurskrevende tilnærming enn ved mer formelle estimeringsmetoder, som fangst-gjenfangst-metoder og ulike typer bestandstillinger (eks. distance sampling), men estimatene som framkommer er sannsynligvis også mindre nøyaktige. I tillegg er det vanskelig å kvantifisere et konfidensintervall (usikkerhet) for de ulike estimatene (bestandsstørrelse, avskyting). Resultatene i rapporten bør vurderes i lys av disse begrensningene.

Vi takker Miljødirektoratet for anledningen til å gjennomføre prosjektet, og representanter fra viltforvaltningen i de aktuelle kommunene for tilgang til data, samt tips og råd med hensyn til bestandsutvikling og framtidig avskyting. Takk også til Morten Meland i Faun Naturforvaltning for tilgang til aldersdata fra felte elg i flere av Nordfjellakommunene.

NINA, Trondheim, mai 2019



Erling J. Solberg

# 1 Innledning

Skrantesyke (CWD) ble oppdaget hos ei villreinsimle (*Rangifer tarandus*) i Nordfjella sone 1 i mars 2016 (Benestad et al. 2016). Dette førte til massiv overvåking og funn av flere smittede individer i denne bestanden (Rolandsen et al. 2018, Viljugrein et al. 2019), med påfølgende prosess mot uttak av stammen på over 2000 reinsdyr (Mysterud & Rolandsen 2018). Dette er utvilsomt en av de mest dramatiske episodene i norsk naturforvaltning.

Skrantesyke er en dødelig infeksjonssykdom hos hjortedyr (Haley & Hoover 2015). Sykdommen er utbredt og under videre spredning i Nord-Amerika. Det er rapportert om bestandsnedgang hos både mulhjort (*Odocoileus hemionus*; DeVivo et al. 2017) og hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*; Edmunds et al. 2016) som følge av sykdommen. Smittestoffet kalles for prioner, og består av ansamlinger av feilfoldete prionproteiner. Prioner skilles ut i både spytt, urin og ekskrementer fra infiserte individer. Smitte av skrantesyke mellom individer kan skje på flere måter. De to viktigste kildene for smitteoverføring er 1) ved direkte kontakt mellom individer (horisontal overføring) og 2) gjennom inntak av prioner fra miljøet (miljøsmitte). Prioner er kjent for å være robuste, brytes langsomt ned i jord og kan tas opp i planter (VKM 2017). Dette er bakgrunnen for den pågående brakkleggingsperioden på minimum 5 år i Nordfjella (Mattilsynet & Miljødirektoratet 2017).

Genet som koder for prionproteinet er svært likt innad i hjortedyrfamilien (Robinson et al. 2012). Det gjør at det ved skrantesyke er fare for smitteoverføring mellom ulike arter av hjortedyr. I USA og Canada er mulhjort, hvithalehjort og wapitihjort (*Cervus canadensis*) mest påvirket. Skrantesyke har sannsynligvis smittet mellom disse artene flere ganger. Siden ulike arter sjelden har direkte kontakt med hverandre, er det antatt at miljøsmitte er den største risikoen for smitteoverføring mellom arter (VKM 2017). Denne risikoen kan reduseres ved å begrense ansamlinger av dyr rundt felles saltsteiner og fôringsplasser. Høye bestandstettheter øker også faren for smitte fra det infiserte miljøet i Nordfjella sone 1 og til hjort (*Cervus elaphus*), elg (*Alces alces*) og rådyr (*Capreolus capreolus*). Overføring av smitte til hjort og elg er ansett som en særlig stor fare i den siste vurdering fra vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM) (Ytrehus et al. 2018).

Ved skrantesyke er det en lang periode fra et individ blir smittet og til det dør, ofte 2-3 år. Smitten sprer seg også sakte i en bestand, slik at det kan ta tid før det blir mange smittede dyr. Dette gjør smitteoppdagelse vanskelig i en tidlig fase av sykdommen, samtidig som tidlig oppdagelse er kritisk viktig for å bekjempe sykdommen. Det er derfor fortsatt betydelig usikkerhet rundt smittestatus i tilgrensede bestander av hjortedyr i Nordfjellaregionen. Miljøsmitte utgjør fortsatt en risiko for overføring til hjort og elg som bruker det samme arealet som den tidligere infiserte villreinbestanden. Dette er bakgrunnen for at myndighetene har bedt om at bestandene av elg og hjort reduseres til 50 % av 2016-nivå for 15 kommuner som omkranser Nordfjella. Målet er at bestandsreduksjonen skal gjennomføres gjennom ordinær jakt, og helst i løpet av 2019 og 2020. Det nye bestandsnivået skal deretter holdes stabilt gjennom hele brakkleggingsperioden i Nordfjella (jf. Brev til kommunene, vedlegg 6.1).

I forbindelse med reduksjonsavskytingen vektlegges også behovet for økt prøvetaking fra hjort og elg fra Nordfjellaregionen. I den nyeste VKM-rapporten om CWD-problematikken påpekes det at økt prøvetaking er nødvendig for å dokumentere fravær av skrantesyke, og dermed en friskmelding av hjorteviltbestandene i Nordfjellaregionen (Ytrehus et al. 2018).

For å nå en slik målsetting vil det kreves en avskytingsplan og en omfattende jegerinnsats. Siden det mangler gode tall på faktisk bestandsstørrelse er det vanskelig å vite hvor mange dyr som

må felles for å nå målet. Beregning av bestandstettheter for villlevende dyr er generelt utfordrende (Morellet et al. 2010). Det krever ofte stor innsats og er bare mulig med høy presisjon i utvalgte områder. Ofte bruker forvaltningen derfor bare indekser for endring i bestandsstørrelse (Morellet et al. 2007). «Sett elg» (og delvis «sett hjort») er godt integrert og et velfungerende verktøy innen elgforvaltningen både i Norge (Solberg & Sæther 1999, Solberg et al. 2014, Ueno et al. 2014) og Sverige (Ericsson & Wallin 1999), og bidrar med nyttig informasjon om endringer i bestandsstørrelse og demografisk struktur. I vårt tilfelle er vi imidlertid avhengig av å kjenne til bestandsstørrelsen og kjønns- og alderssammensetningen før iverksettingen av tiltaket. Dette gir i neste omgang anledning til å beregne hvilken avskyting som er nødvendig for å nå målene.

I denne rapporten har vi valgt å benytte en metode som baserer seg på sett- og felldata for elg og hjort, kombinert med informasjon om naturlig dødelighet hentet fra merkestudier. Dette er et første trinn på veien mot et bedre modellverktøy for å beregne hjort- og elgbestander. Vi ønsker å bygge videre på dette innenfor et Bayesiansk, læringsbasert modellrammeverk. I dette rammeverket vil det være mulig å utvide modellen med flere datakilder, som f.eks. tellinger, viltpåkjørsler, fallviltdata, og også data fra kamerafeller, for å øke modellens presisjon. Vi vil i tillegg inkorporere kritiske klimavariabler som kan ha en effekt på overlevelse, som snødybde og andre klimavariabler. Dette vil bli et naturlig neste trinn som vil bygge på arbeidet nedlagt i denne rapporten.

I rapporten presenterer vi beregninger av hjort- og elgbestandene i Nordfjellaregionen i 2016-2018, samt hvor stort uttak som kreves for å nå en nedgang på 50 % i forhold til 2016-nivået innen 2021. Til dette benytter vi innsamlede data i form av antallet hjort og elg felt innenfor ulike kjønns- og aldersklasser, samt demografiske data på kalveproduksjon fra sett dyr-overvåkingen i kommunene (sett elg og sett hjort), og naturlig dødelighet fra tidligere prosjekter. For hver av de 15 kommunene vil vi:

- 1) Rekonstruere den sannsynlige bestandsstørrelsen av hjort og elg slik den var i 2016.
- 2) Beregne hvor høy bestanden var etter jakt i 2018, gitt avskytingen i 2017 og 2018.
- 3) Beregne forventet bestandsstørrelse i 2019 og 2020.
- 4) Beregne hvor mange dyr som må høstes i 2019 og 2020 for å nå det definerte forvaltningsmålet innen januar 2021.

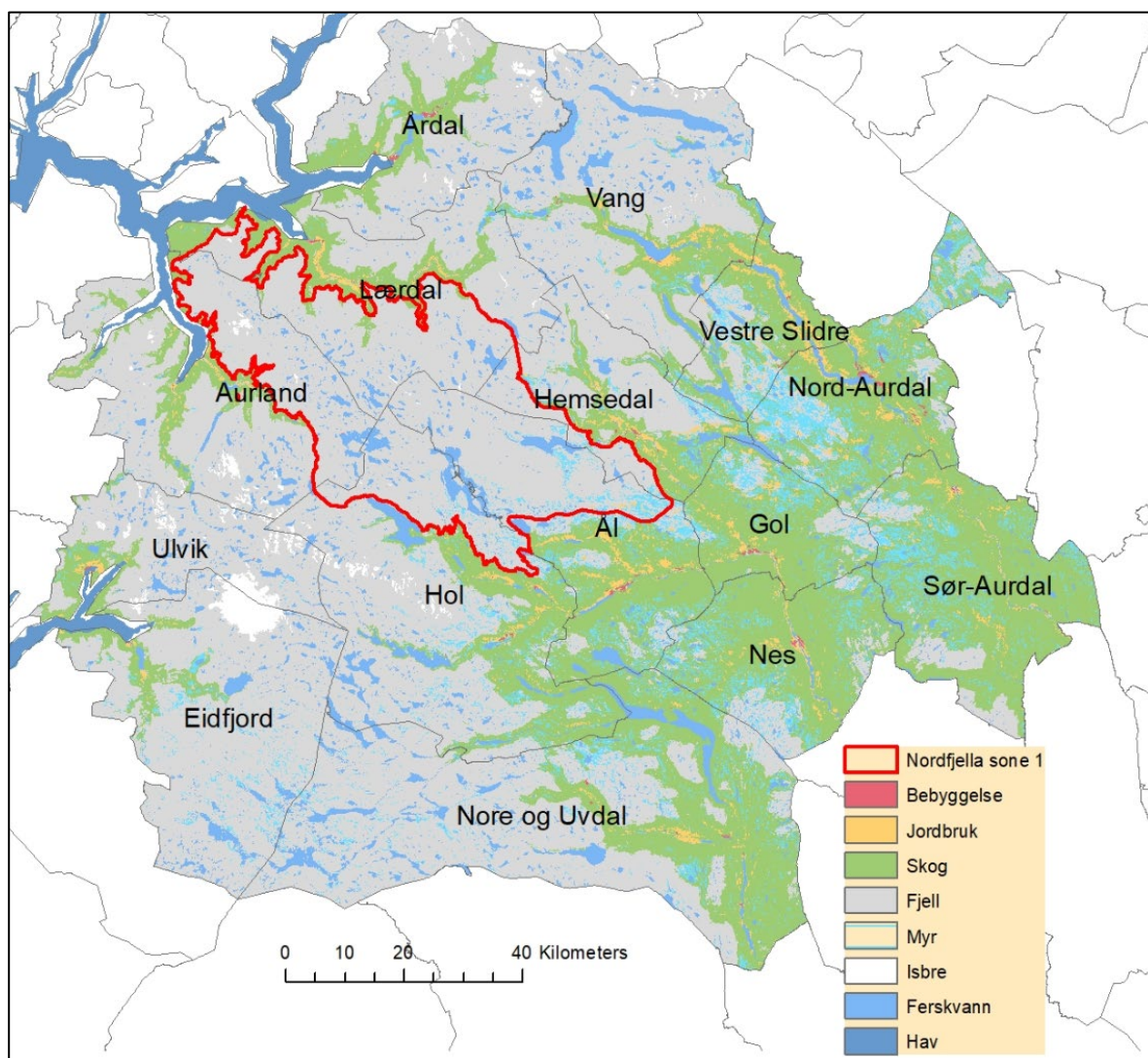
Vi utforsker ulike bestandsforløp ved å variere på bestandsparameterne som inngår i modellene, valg av høstingsstrategi (kjønns- og alderskategori i jaktuttaket) og tidshorisont til målet. Vi diskuterer også ulike høstingsmodeller i forhold til tidligere praksis, og diskuterer hvordan en slik reduksjonsavskyting best kan gjennomføres for å unngå negative konsekvenser i form av sterkt endret alders- og kjønnsstruktur i bestandene.



## 2 Metode

### 2.1 Studieområde

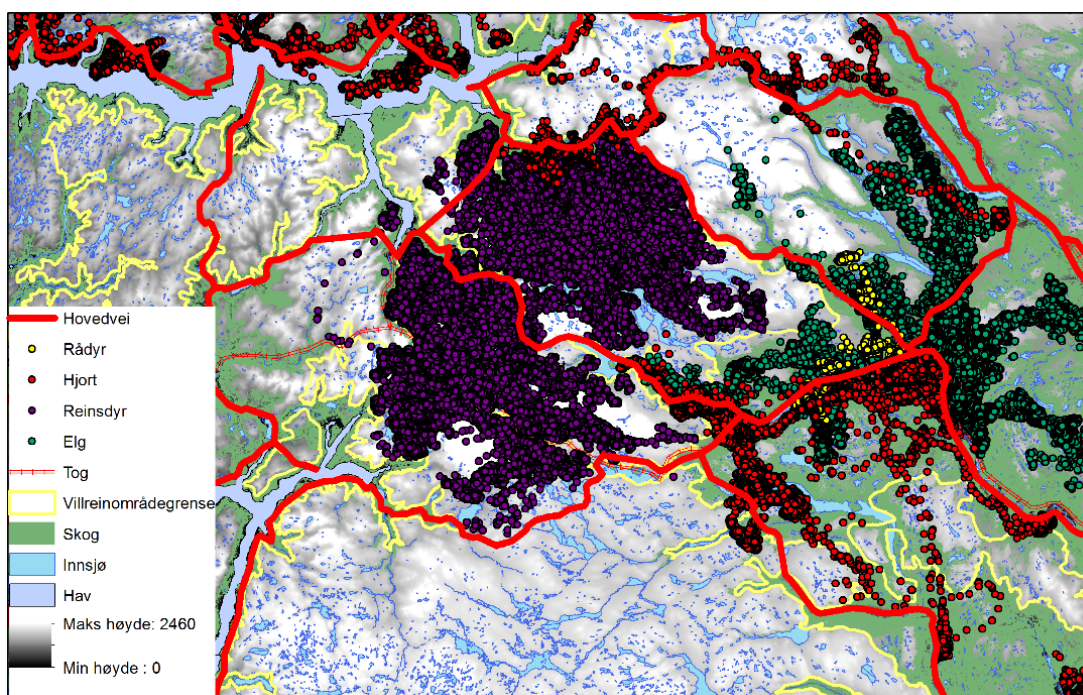
Prosjektet omfatter 15 kommuner i Oppland, Buskerud, Hordaland og Sogn og Fjordane som befinner seg innenfor den såkalte Nordfjellaregionen. Felles for disse kommunene er at de har arealer som overlapper med Nordfjella villreinområde sone 1 eller har hjortevilt som i deler av året kan ha vært innenfor eller i nærheten av det nedsmitta arealet (**Figur 2.1.1**, Rolandsen et al. 2018). I de fem kommunene på Vestlandet (Årdal, Lærdal, Aurland, Ulvik og Eidfjord = vestlandskommunene) felles det hovedsakelig hjort, mens det hovedsakelig felles elg i de 10 kommunene i øst (**Figur 3.1.1**, østlandskommunene = Vang, Vestre Slidre, Nord-Aurdal, Sør-Aurdal, Nes, Gol, Hemsedal, Ål, Hol, og Nore og Uvdal). Et unntak er Vang kommune i Valdres der det er felt mer hjort enn elg de siste årene (**Figur 3.1.1**).



**Figur 2.1.1.** Kartet viser de 15 kommunene som inngår i Nordfjellaregionen. Grensene for sone 1 i Nordfjella villreinområde er markert i rødt. Kommunene Aurland, Lærdal, Hemsedal, Ål og Hol har arealer som er inkludert i villreinområdet. Ulvik, Eidfjord, Nore og Uvdal, Nes, Gol, Sør-Aurdal, Nord-Aurdal, Vestre Slidre, Vang og Årdal er tilgrensende kommuner.

Elgen og hjorten benytter hovedsakelig arealer under tregrensa som leveområde, i det minste vinterstid. I vestlandskommunene befinner en stor andel av arealet seg over tregrensa, og følgelig er det kun en liten andel som egner seg som helårsområde for elg og hjort. Det samme er delvis tilfelle for fjellkommunene Vang, Hemsedal, Ål, Hol, og Nore og Uvdal. I Nes, Gol, Sør-Aurdal, Nord-Aurdal og Vestre Slidre ligger det meste av arealet under tregrensa. En større andel av elg- og hjortebestandene i disse kommune trekker til lavereliggende områder vinterstid, særlig i snørike år.

En rekke merkestudier viser at elgen og hjorten i studiekommunene er relativt mobile i løpet av året. Mange elg merket i Hallingdal på vinteren trekker nordover og vestover på sommeren, og enkelte merka individer av elg har hatt opphold innenfor Nordfjella villreinområde sommerstid (Solberg et al. 2018). Tilsvarende har flere hjort merket i Hol, Ål og Lærdal hatt sesongtrekk over til Østlandet, det lengste på 82 km (E. Meisingset & A. Mysterud, ikke publiserte data).



Figur 2.1.2. Posisjonsdata for villrein, rådyr, elg og hjort merket i kommuner i Nordfjellaregionen.

## 2.2 Datamateriale

### 2.2.1 Fellingsdata og sett dyr-data fra studiekommunene

I vedlegg 6.2 og 6.3 viser vi utviklingen i antallet elg og hjort felt siden 1987, samt utviklingen i antallet dyr (elg eller hjort) sett pr. jegerdag og felt pr. jegerdag (fra sett dyr-data) i de ulike studiekommunene. Med fellingsdata mener vi antall, kjønn og alder på elg og hjort registrert felt i de ulike kommunene, mens sett dyr-data er antall, kjønn og alderskategori for elg og hjort sett under jakta og rapportert til kommunen eller direkte til Hjorteviltregisteret ([www.hjorteviltregisteret.no](http://www.hjorteviltregisteret.no), se Solberg et al. 2014 for detaljer). I alle kommunene eksisterer det gode data på antallet felte elg og hjort fordelt på kjønn og aldersklasse (kalv, årsdyr, voksne dyr) i hele perioden, mens antallet år med sett dyr-data varierer mye. I østlandskommunene er det jevnt over gode sett elg-data, men relativt magert med sett hjort-data. Det siste skyldes delvis at hjorten er en relativt ny jaktbar art i disse kommunene. Mest sett hjort-data finner vi i vestlandskommunene, samt i Hol og Vang.

Antallet sett dyr pr. jegerdag benyttes av forvaltningen som relativt mål (indekser) på bestandstettheten av elg og hjort. For å oppnå relativt presise indeksverdier bør innsatsen helst overstige

1000 jegerdager (Ericsson & Wallin 1994, Solberg et al. 2006). I østlandskommunene er det vanlig å registrere over 1000 jegerdager i elgjakta hvert år, mens den registrerte innsatsen fra hjortejakta er vesentlig lavere. I vestlandskommunene registreres det lav jaktinnsats under elgjakta, og kun i Lærdal blir det jevnlig registrert over 1000 jegerdager under hjortejakta. Det siste skyldes delvis at vi kun benytter observasjoner registrert under hjortejakt i utmark til å beregne antall hjort sett pr. jegerdag. Vi antar derfor at det eksisterer mye tilfeldig variasjon i antallet hjort som observeres og følgelig at sett hjort pr. jegerdag-indeksen kan variere mye mellom år uten at dette skyldes variasjon i bestandsstørrelsen.

Antallet dyr skutt pr. jegerdag kan benyttes som alternativ indeks på bestandstettheten (Solberg et al. 2014). Indeksen er imidlertid sårbar for tilfeldig variasjon i antallet dyr som felles, da det felles langt færre dyr enn hva som observeres. I tillegg kan variasjon i høstingsregimet påvirke innsatsen som skal til for å felle et gitt antall dyr. I de fleste tilfeller vil imidlertid antallet dyr som felles samvariere nært med antallet dyr som observeres, og begge indeksene (sett og skutt pr. jegerdag) vil derfor vise samme utvikling.

Grunnen til at vi likevel velger å vise antallet dyr skutt pr. jegerdag i vedlegg 6.2 og 6.3 er at instruksen for sett dyr-registrering ble endret fra og med jaktseasonen 2018 (Bjørneraas et al. 2018). Ved tidligere instruks skulle alle observasjoner av dyr som med rimelig sikkerhet var observert tidligere samme dag kanselleres. Dette medfører en uønsket negativ effekt av jaktlagsstørrelse ved at andelen kansellerte observasjoner øker med antall jegere som jakter sammen (Solberg et al. 2017). Denne jaktlagseffekten er en konsekvens av en praksis som ble innført ved etableringen av sett elg-metodikken for flere tiår siden. Regelendringen vil fjerne denne metodiske feilen, og bidra til at alle jegernes observasjoner er like mye verdt uavhengig om de jakter alene eller sammen med andre. Med andre ord skal alle observasjoner av dyr registreres etter ny instruks, også de som med sikkerhet er sett tidligere samme dag (Solberg et al. 2019).

Resultatet av denne instruksendringen er at sett dyr pr. jegerdag-verdiene fra 2018 ikke er sammenlignbare med verdiene fra tidligere år — forutsatt at instruksendringen faktisk ble implementert (Solberg et al. 2019). Noen kommuner og jaktlag har valgt å ikke endre rutineene i 2018, men mange har gjort det. Fordi registrering av dyr skutt ikke påvirkes av instruksendringen, anbefales det at også antallet dyr skutt pr. jegerdag benyttes som indeks på bestandstettheten i en overgangsperiode (Solberg et al. 2019).

Fordi instruksendringen medfører at langt flere av observasjonene vil registreres enn tidligere, vil antallet dyr sett pr. dag og antallet dyr felt pr. dag divergere mye i 2018 der instruksendringen er implementert. Av studiekommunene ser dette ut til å være tilfelle for sett elg-registreringen i Hol og i Nore og Uvdal, og delvis også i Ål, Sør-Aurdal og Nord-Aurdal kommune (vedlegg 6.2). For sett hjort-registreringen ser vi ingen tilsvarende store avvik (vedlegg 6.3), og følgelig kan det virke som om jaktlagene i studiekommunene ikke har endret instruks for sett hjort i 2018.

### 2.2.2 Fallviltdata fra studiekommunene

I tillegg til sett- og felldata viser vi utviklingen i antallet fallvilt registrert i de ulike studiekommunene. Fallviltdata er innhentet fra Statistisk sentralbyrå (SSB, [www.ssb.no](http://www.ssb.no)) som hvert år får tilsendt fra kommunene antallet fallvilt registrert i jaktåret (1. april – 31. mars). Fallviltdata er fordelt på seks ulike årsakskategorier, hvorav dyr påkjørt av bil og tog, og dyr døde av andre (uspesifiserte) årsaker er de viktigste. Fallviltdata fra SSB er kun tilgjengelig fram til jaktåret 2017/2018. I tillegg rapporterer mange av kommunene også fallviltdata til Hjorteviltregisteret ([www.hjorteviltregisteret.no](http://www.hjorteviltregisteret.no)). Dette materialet er tilgjengelig fram til jaktåret 2018/2019, forutsatt at kommunene lastet inn data fortløpende.

## 2.3 Beregning av bestand og avskyting

For å beregne bestandsstørrelser og hvilken avskyting som er nødvendig for å nå forvaltningsmålet har vi benyttet en metode som vi velger å kalle «Rekruttering og avgangsanalyse». Metoden benytter seg av sett dyr- og felt dyr-data innsamlet av hjorteviltjegere, samt informasjon om



naturlig dødelighet basert på tidligere merkestudier. Fra dette materialet kan vi beregne bestanden rett før jakt og rett etter jakt, samt fordelingen av kalver, voksne hunndyr og voksne hanndyr i bestanden. Metoden er en modifisering av en metode utviklet av Hatter og Bergerud (1991) og har tidligere vært benyttet til å beregne bestandsstørrelse og -tetthet av elg, hjort og rådyr i en rekke ulike studier (f.eks. Austrheim et al. 2008, 2011, Veiberg et al. 2007, Wam et al. 2010).

### 2.3.1 Bestandsstørrelse i 2016

For å finne hvor mange dyr som må felles for å nå forvaltningsnivået, beregnet vi først vinterbestanden av elg eller hjort i 2016 (dvs. 1. januar 2016,  $N_{v16}$ ) basert på følgende formel:

$$N_{v16} = \frac{H_{16}}{\left(\frac{R_{16} - M_{16}}{1 - R_{16}}\right) - \beta_{16}}$$

Her er  $N_{v16}$  vinterbestanden (1. januar, 2016) i antall dyr,  $H_{16}$  er jaktuttaket i antall dyr i 2016,  $R_{16}$  er andelen kalv i bestanden rett før jakt (rekrutteringsraten) i 2016,  $M_{16}$  er gjennomsnittlig naturlig dødelighetsrate på tvers av kjønn og aldersklasser i 2016, og  $\beta_{16}$  er bestandens vekstrate pr. capita i 2016. Jaktuttaket registreres av valdene og rapporteres til SSB og er tilgjengelig fra alle kommuner (se over). Tilsvarende beregnet vi rekrutteringsraten basert på sett dyr-data innsamlet av hjorteviltjegere, men justert for varierende kalveavskyting. Vi justerte kalveandelen basert på en enkel bestandsmodell der vi antok at antallet dyr sett av ulike kategorier tilsvarer tilstanden i bestanden etter at ca. halvparten av jaktuttaket er effektivt. Grøtan (2003) gir en mer formell beskrivelse av hvordan jakta påvirker andelen dyr som ses og hvordan dette kan justeres for.

Metoden forutsetter at andelen dyr sett i ulike kjønn og alderskategorier (kalv, eldre) er representativ for bestandens sammensetning under jakta. For at det skal være tilfelle må alle kategorier dyr oppdages med samme sannsynlighet (samme oppdagbarhet), noe som ikke alltid er tilfelle. For eksempel har vi erfaring for at elgokser ses med noe høyere sannsynlighet enn elgkyr under jakta (Solberg et al. 2018), mens vi ikke har belegg for å tro at elgkyr med varierende antall kalv observeres med ulik sannsynlighet (Rolandsen et al. 2003). I elgmerkeprosjektet i Hallingdal og Valdres undersøkte vi oppdagbarheten av okser og kyr under jakta og fant da at okser blir sett med 24 % større sannsynlighet enn kyr. Denne forskjellen er det justert for under beregningen av kalvandelen før jakt.

For hjorten er det ikke gjennomført tilsvarende undersøkelser av oppdagbarhet. Vi antar i beregningene at alle kategorier dyr oppdages med samme sannsynlighet under jakta. I analysene benyttet vi kun data fra hjort sett under jakt i utmark. Dette er for å redusere muligheten for at forskjeller i atferd skal skape store forskjeller i oppdagbarhet mellom kjønn og aldersgrupper. Viljen til å eksponere seg på innmark kan variere mellom kjønn, og tilsvarende er det en viss sannsynlighet for at dyr som bruker innmarka utgjør et spesielt (eks. mer produktivt) segment av bestanden (Solberg et al. 2014). Vi antar således at dyr sett i utmark gir oss et bedre bilde på kjønns- og alderssammensetningen i bestanden på høsten. I tillegg observeres det jevnt over et vesentlig høyere antall dyr pr. tidsenhet ved innmarksjakt kontra utmarksjakt. En sammenblanding av observasjonsdataene fra innmarksjakt og utmarksjakt vil derfor skape stor usikkerhet omkring sammenhengen mellom endringer i den faktiske bestanden og endringer i tetthetsindeksen sett dyr pr. jegerdag.

Som estimat på naturlig dødelighet har vi benyttet data fra merkestudier av elg (Solberg et al. 2005, Solberg et al. 2018) og hjort (Loison & Langvatn 1998). For elgens del antar vi en gjennomsnittlig naturlig dødelighet på 6 % (naturlig dødelighetsrate = 0,06), hvilket tilsvarer den estimerte dødelighetsraten i Hallingdal og Valdres i perioden 2014-2018 (Solberg et al. 2018). For hjortens del benyttet vi naturlig dødelighetsestimat fra et stort merkestudie på Nord-Vestlandet og Trøndelag som pågikk i perioden 1977-1995 (Loison & Langvatn 1998). Denne studien viste at anslagsvis 7 % (naturlig dødelighetsrate = 0,07) av bestanden døde av andre årsaker enn jakt i løpet av året.



Dødelighetsestimaterne er gjennomsnittsverdier for hele bestanden og gjerne fra flere år. Vi vet imidlertid at det kan være stor variasjon i naturlig dødelighet mellom år, mye avhengig av hvor snørik og lang vinteren er (Rolandsen et al. 2011, Solberg et al. 2009). Denne variasjonen framgår tydelig i antallet fallvilt registrert i studieområdet de siste 30 årene (se **Figur 3.1.4**). I bestandsestimeringen har vi tatt høyde for disse forskjellene ved å variere den naturlige dødelighetsraten vi benytter i modellene. Høyere dødelighetsrate er benyttet i år med spesielt høyt antall registrerte fallvilt (se Resultat).

For å få et mål på bestandsvekstrate ( $\beta$ ) benyttet vi en kombinasjon av sett dyr-data, felt dyr-data og et visst skjønn (se under). For alle kommunene beregnet vi først antallet dyr sett og felt pr. jegerdag i perioden 2015-2018, og estimerte deretter ulike vekstrater ved å analysere utviklingen i disse indeksene mot år for perioden 2015-2016, 2015-2017 og 2015-2018. I tillegg gjorde vi det samme for antall dyr felt mot år. På denne måten fikk vi et inntrykk av både den kortsiktige (2015-2016) og mer langsiktige (2015-2018) trenden i bestandsutviklingen. Bestandens vekstrate ble målt som netto geometrisk pr. capita vekstrate (beregnet som  $\beta = e^r - 1$ , der  $r$  er regresjonskoeffisienten for log antall felt elg/hjort eller log antall elg/hjort sett eller felt pr. jegerdag mot år).

Det er ikke opplagt hvilken av indeksene som er best egnet til å måle bestandens vekstrate. Som følge av tilfeldigheter under innsamling av sett dyr-data og jaktinnsats, vil ofte de estimerte vekstratene innenfor kommuner sprike i verdi, og tidvis også i retning. Vi brukte derfor også en viss grad av skjønn (ekspertvurderinger) når vi valgte tilvekstratene som ble benyttet i modellene. I utgangspunktet var vi skeptisk til tilvekstrater som viste høye verdier (eks. over 10 % årlig tilvekst), da det er relativt uvanlig at høsta hjorteviltbestander vokser så mye fra ett år til det neste. I tillegg viste den beregnede bestandsutviklingen ofte en veldig avvikende trend i forhold til utviklingen i antall dyr sett og felt pr. jegerdag når vi benyttet høye tilvekstrater i modellene. Valgte bestandsvekstrater i de ulike kommunene er vist i vedlegg 6.2 og 6.3.

### 2.3.2 Beregningen av bestandsstørrelsen i 2017 og 2018

Basert på vinterbestanden i 2016 ( $N_{v16}$ ), beregnet vi førjaktbestanden i 2016 ( $N_{f16}$ ) som:

$$N_{f16} = N_{v16} * (1 - M_{16}) / (1 - R_{16})$$

og etterjaktbestanden i 2016 ( $N_{e16}$ ) som:

$$N_{e16} = (N_{f16} * (1 - M_{16}) / (1 - R_{16})) - H_{16}$$

I praksis betyr det at vi i beregningene antar at dyr dør av andre årsaker enn jakt (dvs. naturlig dødelighet) kun i perioden 1. januar til jaktstart. Dette er i prinsippet feil, men har minimal betydning for det endelige resultatet. I tillegg er det ganske vanlig at den naturlige dødeligheten er langt høyere på vinteren (trafikk, sult) og delvis på våren (komplikasjoner under kalving eller overgang til fiberfattig beite) enn på høsten.

For 2017 og 2018 fulgte vi den samme prosedyren: Etterjaktbestanden i 2016 ( $N_{e16}$ ) ble vinterbestanden i 2017 ( $N_{v17} = N_{e16}$ ), som siden ble korrigert for antatt naturlig dødelighetsrate i 2017 ( $M_{17}$ ) og beregnet kalveandel før jakt i 2017 ( $R_{17}$ ). Tilbake hadde vi da førjaktbestanden i 2017 ( $N_{f17}$ ) som deretter ble etterjaktbestanden 2017 ( $N_{e17}$ ) når vi fjernet antallet dyr felt ( $N_{e17} = N_{f17} - H_{17}$ ). Det er viktig å merke seg at sammensetningen av førjaktbestanden i perioden 2016-2018 alltid var basert på kjønns- og aldersfordelingen av dyr observert av jegerne under jakta (og justert av oss) i den aktuelle kommunen og året. Slik fikk vi en kontinuerlig korrigering av de feil som måtte oppstå i kjønns- og aldersfordelingen som følge av varierende naturlig dødelighetsrate mellom kjønns- og aldersgrupper.

### 2.3.3 En litt mindre teknisk beskrivelse av metoden

Noen kan ha vanskeligheter med å forstå beskrivelsen over, der vi viser matematikken bak bestandsberegningene. Vi har derfor også prøvd oss på en mer konseptuell forklaring, og den er som følger:

I prinsippet er det kun en ting vi med stor sikkerhet vet om bestandsstørrelsen i en gitt kommune, og det er at bestanden før jakt var minst like stor som det påfølgende jaktuttaket. Dersom vi felte 100 elg (eller hjort) kan vi med andre ord være rimelig sikre på at det var minst 100 elg i bestanden før jakt. Vi vil dessuten ofte se levende elg i kommunen etter jakt sesongen, og disse var med rimelig sannsynlighet også tilstede i kommunen før jakt (men det kan også være trekkende elg fra nabokommuner). Det er imidlertid en stor forskjell mellom det å se og det å felle et dyr. Elgen du ser kan være det samme individet som ble sett uka før og uka etter i samme kommune, mens en elg kun kan felles én gang. Antallet dyr som felles er derfor det beste og mest kvantitative utgangspunktet vi har til å beregne antallet dyr i bestanden.

Spørsmålet er bare hvor mange flere dyr det var i bestanden før jakt (eller på vinteren før) i forhold til antallet som ble felt i jakt sesongen? Dette er undersøkt i ulike studier, og da finner man gjerne at vinterbestanden av elg (og hjort) vanligvis ligger et sted mellom 2 og 5 ganger antallet dyr som felles. Men dette er jo ikke særlig presist. I eksempelet over (100 elg felt) betyr det at vinterbestanden var et sted mellom 200 og 500 dyr, men kun dersom dette var å betrakte som en 'vanlig' bestand. Dersom dette var en 'uvanlig bestand' kan det være at faktoren vi skulle gange med var større eller lavere enn dette.

Det vi gjør med formelen i kap. 2.3.1 er i prinsippet å beregne størrelsen på denne faktoren som vi så multipliserer med jaktuttaket for å finne bestandsstørrelsen på vinteren. **Mer konkret, spør vi oss selv: Hvor stor må vinterbestanden ha vært for å tillate det observerte jaktuttaket, og gitt de andre opplysningene som vi også har om bestanden.** For eksempel vet vi noe om både kalveproduksjon og hvorvidt bestandsstørrelsen øker eller synker i det aktuelle året (fra sett elg- og sett hjort-data), og vi har noe informasjon om naturlig dødelighet i bestandene (fra merkestudier og fra fallvilt). Dette er informasjon som vi benytter til å finjustere faktoren som vi ganger med jaktuttaket, slik at den blir så nøyaktig som mulig.

Rent konkret kan vi si at faktoren vi ganger med vil være større i kommuner (og år) der kalveandelen i bestanden er lav (gitt at alt annet er likt). Dette er fordi en større bestand må til for å tillate et gitt jaktuttak når produktiviteten er lav (lav andel kalv produsert). Tilsvarende vil faktoren være større i bestander som vokser enn i bestander som synker. Dette er fordi jaktuttaket kun representerer deler av den årlige tilveksten i en voksende bestand (det er derfor bestanden vokser) og følgelig utgjør jaktuttaket en lavere andel av bestanden (og jaktuttaket må ganges med en større faktor for å finne bestandsstørrelsen). Faktoren er også større i bestander (eller år) med høy naturlig dødelighetsrate (høy andel dyr som dør av andre årsaker enn jakt) fordi jaktuttaket da utgjør en mindre andel av alle dyr som dør. I elgbestander som befinner seg innenfor et ulverevir, der naturlig dødelighet er stor på grunn av predasjon, må vi derfor multiplisere jaktuttaket med en veldig høy faktor for å finne vinterbestanden.

Her er det også viktig å merke seg at vinterbestanden som beregnes i bestandsmodellene er antallet vinterdyr som ligger til grunn for de dyrene som produseres og siden felles i en gitt kommune. Hvor disse dyrene befinner seg på vinteren er i denne sammenheng ikke avgjørende. I enkelte kommuner i Norge forsvinner det meste av elgen (noen ganger kanskje alle) til nabokommuner på vinteren, men vi kan likevel beregne vinterbestanden av elg for denne kommunen. Det spesielle her er kun at ikke alle dyrene i vinterbestanden står i hjemkommunen vinterstid. Hjemkommunen er da kommunen der disse dyrene befinner seg på sommeren og under det meste av jakt sesongen, og der de mest sannsynlig er født. Det motsatte kan være tilfelle i kommuner som har netto innvandring vinterstid. I disse kommunene vil den beregnede vinterbestanden være lavere enn antallet dyr som befinner seg i kommunen vinterstid fordi kun en andel av disse vinterdyra er hjemmehørende i kommunen.

### 2.3.4 Beregning av bestand og avskyting i 2019 og 2020

I prosjektoppdraget var det påpekt at beregningene skulle vise nødvendig uttak for å redusere bestandene til 50 % av 2016-nivå i løpet av 1-2 år. Etter vår vurdering er det i de fleste kommunene nødvendig å bruke både 2019 og 2020 på en så drastisk bestandsreduksjon, og følgelig har vi fordelt det nødvendige jaktuttaket over 2 år. Med nødvendig jaktuttak mener vi da hvor mange dyr som må felles i de ulike årene (og kommunene) for å nå en bestandshalvering. I et fåtall kommuner kan det likevel være gjennomførbart å redusere bestanden til ønsket nivå allerede i 2019. Vi presiserer dessuten at vi forholder oss til vinterbestanden i 2016. Forvaltningsmålet er således at bestandsstørrelsen i januar 2021 skal være 50 % av bestandsstørrelsen i januar 2016.

For å beregne nødvendig jaktuttak brukte vi som utgangspunkt etterjaktbestanden i 2018, og antar at den naturlige dødelighetsraten vil være omkring gjennomsnittet (0,06 for elg, 0,07 for hjort) i både 2019 og 2020. Videre antar vi at kalveandelen før jakt i de neste to årene vil være som gjennomsnittet av verdiene i 2016 og 2017. Vi inkluderte ikke kalveandelen i 2018 i dette gjennomsnittet, da kalveandelen var unormalt lav dette året, sannsynligvis på grunn av den tøffe vinteren 2017/2018 og den påfølgende tørkesommeren (Wam et al. 2019).

I beregningene har vi så lagt som premiss at det gjennomføres en kjønns- og aldersspesifikk høsting (andel felte kalv, eldre hanndyr og eldre hunndyr) i 2019 og 2020 som er mer i samsvar med bestanden før jakt enn med dagens (2016-2018) fordeling av jaktuttaket. Fordi de fleste hjorteviltbestander består av flere hunndyr enn hanndyr, betyr det at flere hunndyr enn hanndyr også må felles. Dette skiller seg fra hvordan vi vanligvis høster hjorteviltbestander, som innebærer at vi høster en liten overvekt av hanndyr i forhold til hunndyr. Når både vinterbestanden (kapitalen) og tilveksten (rentene) skal høstes vil imidlertid en slik høstingsstrategi føre til meget skjeve kjønnsrater (og aldersstruktur) i bestanden og den vil være svært vanskelig å gjennomføre i praksis (hanndyra blir nærmest utryddet).

Hensikten med en mer bestandsrepresentativ høsting er å opprettholde dagens kjønnsfordeling selv etter 50 % bestandsreduksjon. I tillegg vil en slik strategi kreve mindre innsats pr. dyr skutt, og bestandens fruktbarhet vil ikke endre seg vesentlig som følge av store endringer i kjønns-sammensetning. Vi kan imidlertid ikke helt utelukke at det vil skje visse endringer i bestandens aldersstruktur og derigjennom bestandens fruktbarhet. Dette gjelder særlig for bestander som tidligere har vært høstet veldig selektivt. Det siste er et viktig premiss når forventet bestandstilvekst og nødvendig avskyting i 2020 skal beregnes (se Diskusjon).

Hvordan kvoten best bør fordeles er vanskelig å avgjøre fordi vi ikke kjenner kjønns- og aldersfordelingen i førjaktbestanden i 2019 og 2020 og strengt tatt heller ikke hvor mye bestandene faktisk vil bli redusert. Med bakgrunn i antatt kjønns- og aldersfordeling i førjaktbestanden (se over) og modellert bestandsnedgang, har vi imidlertid beregnet et forslag til hvordan uttaket bør struktureres for at kjønns- og aldersfordelingen ikke skal endre seg mye fra år til år. Forvaltningen må deretter bruke sett dyr-data som samles under jakta til å justere neste års kvoter slik at bestandsstrukturen utvikler seg som ønsket.

Når bestandsreduksjonen skal fordeles over to år kan dette gjøres ved å ta ut samme antall dyr hvert år eller samme andel dyr hvert år (samme høstingsrate). I våre beregninger har vi valgt sistnevnte. Dette betyr nødvendigvis at flere dyr må felles i 2019 når bestandsstørrelsen er høy, enn i 2020 når bestanden er vesentlig redusert, men jaktinnsatsen som kreves vil sannsynligvis være ganske lik. Dette er fordi det vil kreve mer innsats å finne og felle et aktuelt dyr når bestanden er lav enn når den er høy.

### 2.3.5 Forenklinger og usikkerhet

Ved estimering av kalveandelen før jakt benyttet vi i de fleste tilfeller sett dyr-data innsamlet i den aktuelle kommunen for et gitt år. Et unntak var ved estimering av kalveandelen før jakt i hjortebestandene i østlandskommunene. I disse kommunene er antallet hjort sett under jakta relativt lavt og følgelig er kjønns- og aldersfordelingen i sett dyr-materialet preget av mye tilfeldig

variasjon. I disse kommunene benyttet vi derfor gjennomsnittlig andel kalv fra årene 2015-2017 for å beregne kalveandelen før jakt i 2016 og 2017. I 2018 var den observerte kalveandelen i østlandskommunene i gjennomsnitt noe lavere (ca. 7 %) enn tidligere år (som i elgbestandene). For å ta høyde for denne nedgangen nedjusterte vi derfor andelen kalv sett med 7 % fra 2017-nivå og benyttet denne verdien i estimeringen av andel kalv før jakt.

De kommunale bestandsestimatene beregnes uten konfidensintervall, og følgelig er det vanskelig å avgjøre med hvilken sikkerhet estimatet reflekterer den faktiske bestandsstørrelsen. Unøyaktigheter kan oppstå som følge av tilfeldige feil og systematiske feil. Tilfeldige feil skyldes at parameterverdiene i modellene kun baseres på et begrenset utvalg av data (eks. sett dyr-data) og som følge av tilfeldige målefeil (eks. feil kjønnsbestemmelse av observerte dyr). Usikkerheten som følge av tilfeldige feil vil derfor gjerne være større i kommuner med et lite utvalg overvåkingsdata (sett- og felt-data) enn motsatt (se Diskusjonen).

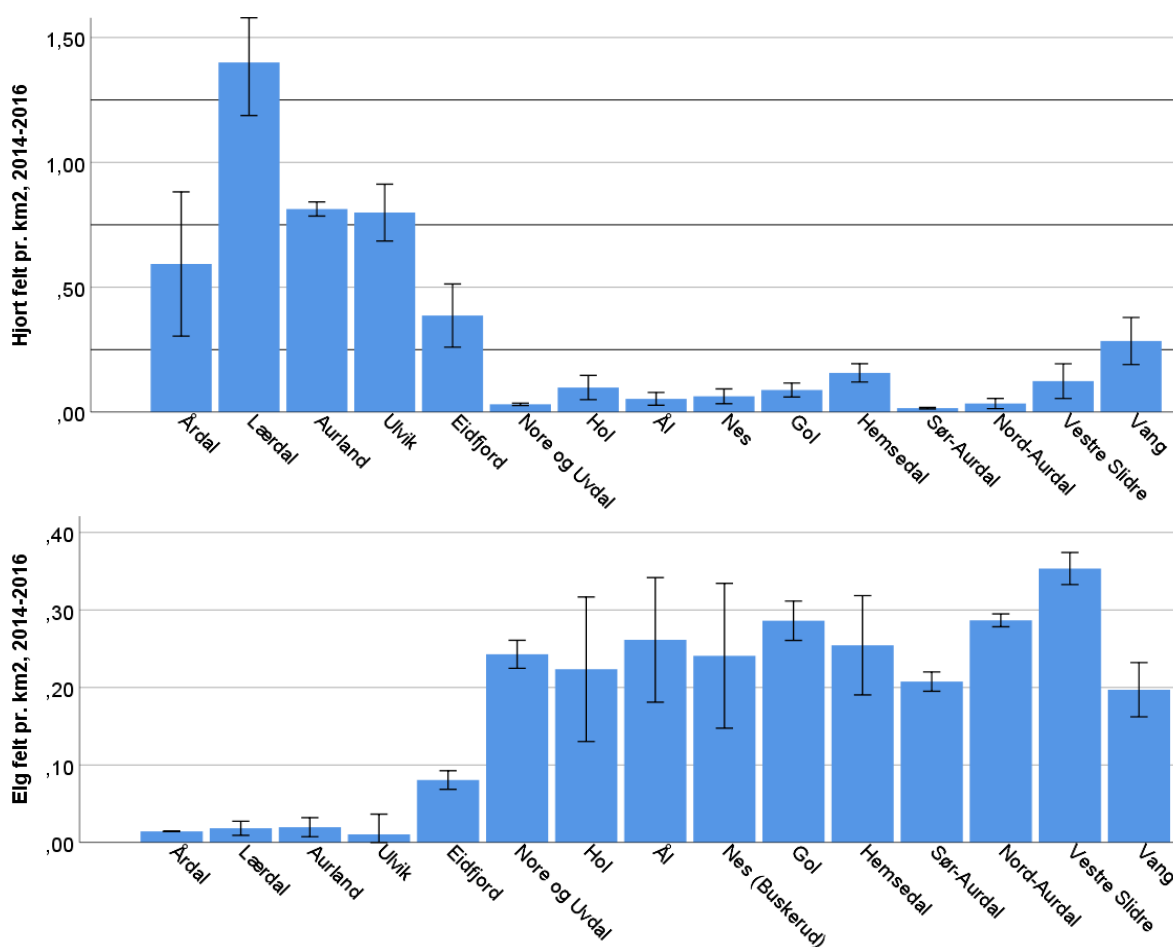
Systematiske feil skyldes feil eller usikkerhet ved bedømming og registrering av for eksempel observasjonsdata som slår ut i samme retning. I vårt tilfelle vil dette kunne omhandle feil valg av parameterverdiene som benyttes i modellene. For å få en viss forståelse av usikkerheten i estimatene som skyldes slike systematiske feil i forutsetningene, viser vi utfallet av en sensitivitetstest der vi varierer på verdien av de to mest usikre parameterne i modellen: Bestandsvekstrate ( $\beta$ ) og naturlig dødelighetsrate ( $M$ ). I begge tilfeller viser vi hvordan beregnet bestandsstørrelse og jaktuttak endrer seg ved å øke parameterverdiene. Bestandsvekstraten ble økt med 100 % og dødelighetsraten med 50 %.



## 3 Resultat

### 3.1 Bestandsutvikling basert på avskytingsdata, sett dyr-data og fallvilt-data

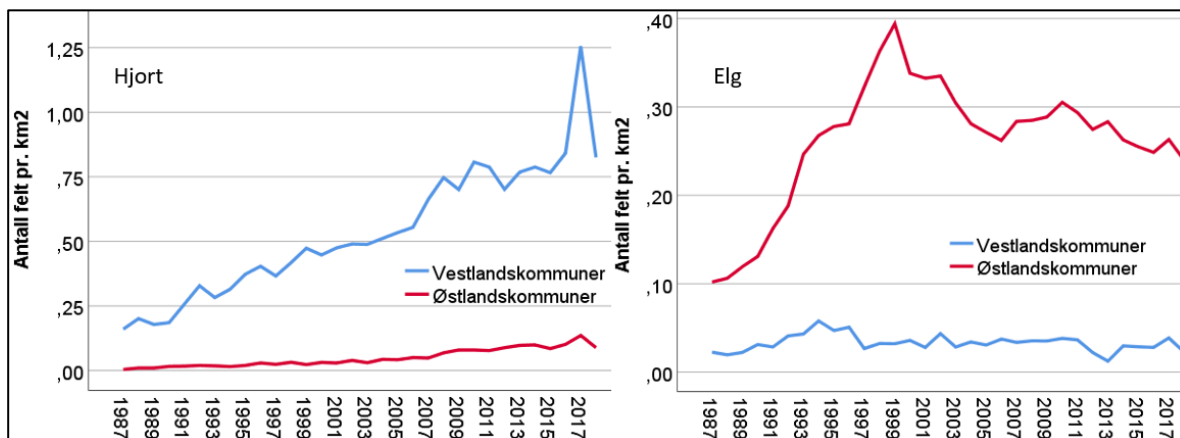
Studiekommunene varierer mye i bestandstetthet og avskyting av elg og hjort. Både i absolutt antall og antall pr. arealenhet, felles det mer elg i østlandskommunene enn i vestlandskommunene, mens bildet er motsatt for hjort (**Figur 3.1.1**). Samlet for begge artene, felles det mest hjortevilt pr. arealenhet i vestlandskommunene, og aller mest i Lærdal (ca. 1,4 hjortevilt pr. km<sup>2</sup> i 2014-2016). I motsatt ende finner vi Sør-Aurdal, hvor det i perioden 2014-2016 ble felt i overkant av 0,2 hjortevilt pr. km<sup>2</sup>), hovedsakelig elg (**Figur 3.1.1**).



**Figur 3.1.1.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) antall hjort (øverst) og elg felt pr. år og pr. km<sup>2</sup> skog og myrareal i studiekommunene i perioden 2014-2016. Merk ulik skala på y-aksen i de to delfigurene. Skog og myr-areale er beregnet fra N 50 Kartdata (**Tabell 6.5.1**).

Avskytingen av hjort har økt relativt jevnt siden starten av 1970-tallet, og avspeiler med stor sannsynlighet en bakenforliggende bestandsvekst. I vestlandskommunene er avskytingen mer enn tredoblet siden 1990, og i toppåret 2017 var avskytingen hele 5 ganger høyere enn i 1990 (**Figur 3.1.2**). I østlandskommunene har avskytingen økt med en enda høyere takt (nær en tiddobling fra 1990 til 2017), men fra et langt lavere utgangspunkt (**Figur 3.1.2**).

Også avskytingen av elg har endret seg mye i perioden 1990-2018, men til forskjell fra hjorten, kulminerte avskytingen av elg allerede ved tusenårsskiftet. Siden er avskytingen redusert med mer enn 30 % i gjennomsnitt i østlandskommunene. I vestlandskommunene felles det jevnt over lite elg, og færre enn hva som ble felt på midten av 1990-tallet (**Figur 3.1.2**).

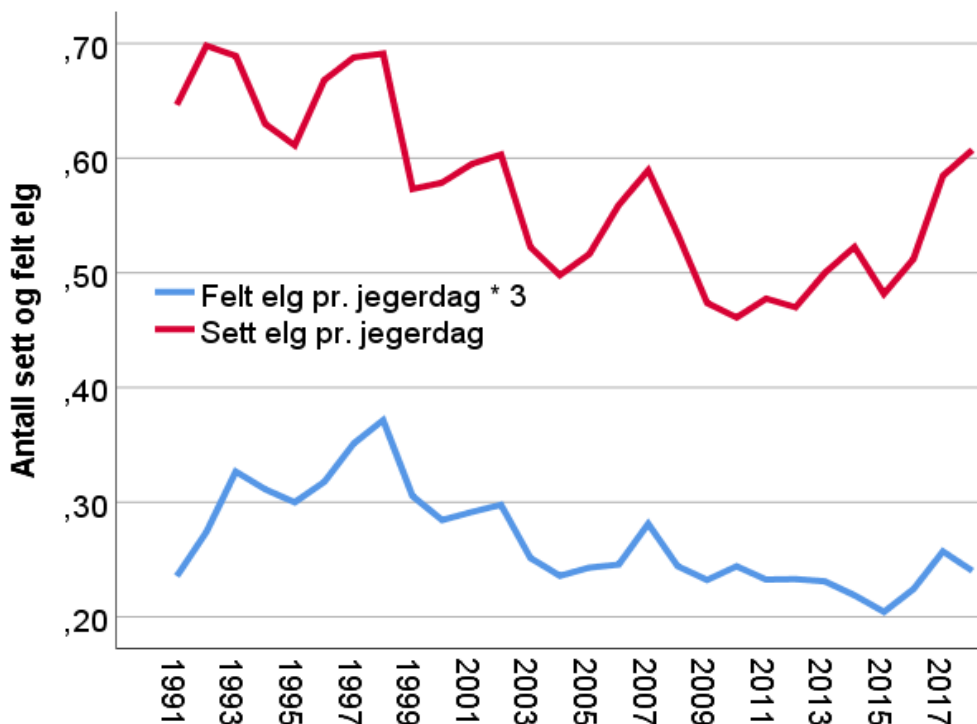


**Figur 3.1.2.** Gjennomsnittlig antall hjort (venstre) og elg (høyre) felt pr. kommune og km<sup>2</sup> skog og myrareal i studiekommuner på Vestlandet og på Østlandet i perioden 1987-2018. Merk ulik skala på y-aksen i de to delfigurene.

Den negative trenden i avskytingen av elg de siste 20 årene er med stor sannsynlighet en konsekvens av synkende bestandstetthet i samme periode. Antallet elg sett og felt pr. jegerdag viser begge en negativ trend siden slutten av 1990-tallet, med mulig økning de 3 siste årene (**Figur 3.1.3**). Gitt at antallet elg felt pr. jegerdag varierer proporsjonalt med bestandstettheten, er elg-bestanden i østlandskommunene grovt anslått 25-30 % lavere nå enn i 1998. I 2016 ble det felt snau 0,08 elg pr. jegerdag (0,23/3). En halvering av bestanden i årene som kommer tilsier at dette forholdstallet bør reduseres til det halve. En forutsetning er at kjønnsstrukturen og de vitale ratene i bestanden (fruktbarhet, overlevelse) holder seg konstant, og at sannsynligheten for å se eller felle en gitt elg eller hjort med en gitt innsats ikke endrer seg (men se Diskusjon).

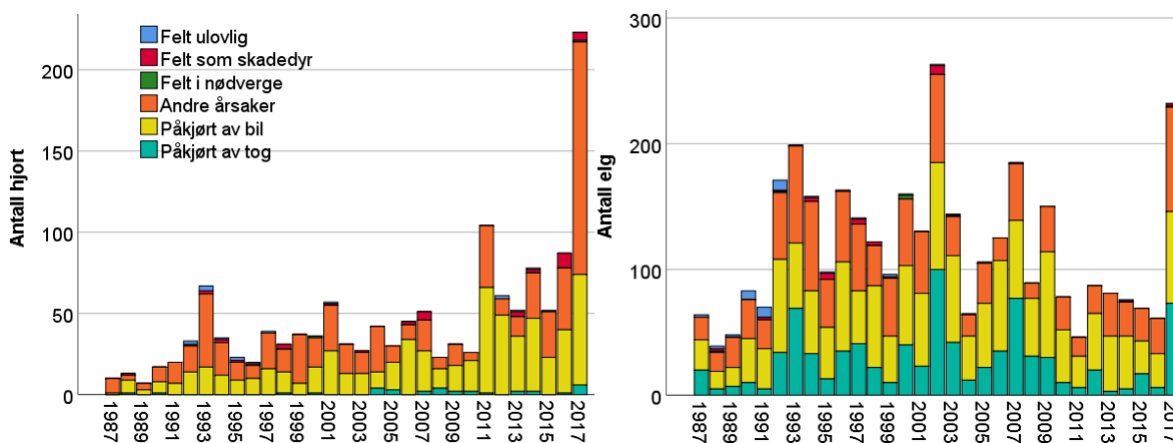
Sett hjort-materialet er mer mangelfullt enn sett elg-materialet, og indeksene som utledes fra sett hjort-materialet er funnet å være mindre presise enn tilsvarende sett elg-indeks (Solberg et al. 2014). Likevel ser vi at trenden i antallet hjort sett og felt pr. jegerdag for det meste har vært positive de siste 10-15 årene i de største hjortekommunene (vedlegg 6.3), i samsvar med den positive trenden i avskyting av hjort inntil 2017 (**Figur 3.1.2**). Det siste året har imidlertid trenden konsekvent skiftet retning (vedlegg 6.3), noe som mest sannsynlig er et utslag av at jaktuttaket i 2017 var godt over netto tilvekst (**Figur 3.1.2**). I tillegg var vinteren 2017/2018 svært snørrik på Øst- og Vestlandet, og sommeren 2018 var usedvanlig varm og tørr. Dette kan ha bidratt til høyere naturlig dødelighet og lavere kalvrekuttering enn normalt.

Et høyt antall registrerte fallvilt bekrefter at jaktåret 2017 (1. april 2017 – 31. mars 2018) var over gjennomsnittlig tøft for hjorteviltet i studiekommunene (**Figur 3.1.4**). For hjortens del ble det i 2017 registrert mer enn dobbelt så mange fallvilt som i noe tidligere år, hvorav en stor andel var omkommet av uspesifiserte årsaker (andre årsaker). Særlig mange hjort ble registrert døde i østlandskommunene (76 individer), der en tøff vinter kombinert med forbudet mot føring (Rolandsen et al. 2018), medførte at mange hjort sultet i hjel.



**Figur 3.1.3.** Gjennomsnittlig antall elg sett og felt pr. jegerdag i østlandskommunene i perioden 1991-2018. Felt elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.

Elgen er mindre utsatt for å sulte i hjel i snørike vintre, men blir ofte påkjørt med høyere frekvens når dyp snø får mange individer til å samle seg i dalgangene. I jaktåret 2017-2018 ble det derfor påkjørt et langt større antall elg enn vanlig i studiekommunene (**Figur 3.1.4**), hvorav nesten alle i østlandskommunene (kun 2 individer i vestlandskommunene). I gjennomsnitt utgjorde antallet fallvilt 20 % av antallet felte elg i 2017, hvilket er dobbelt så høyt som gjennomsnittet de siste 30 årene.



**Figur 3.1.4.** Antall hjort (venstre) og elg (høyre) registrert som fallvilt i studiekommunene i perioden 1987-2018. Merk ulik skala på y-aksen i de to delfigurene. Året er angitt som første kalenderår i jaktåret (eks. 2017 strekker seg fra 1. april 2017 til 31. mars 2018). Fordi elg og hjort hovedsakelig dør på vinteren, er sannsynligvis de fleste individene registrert døde i siste kalenderåret i jaktåret (eks. de fleste individene i 2017 døde sannsynligvis i løpet av perioden januar-mars i 2018).

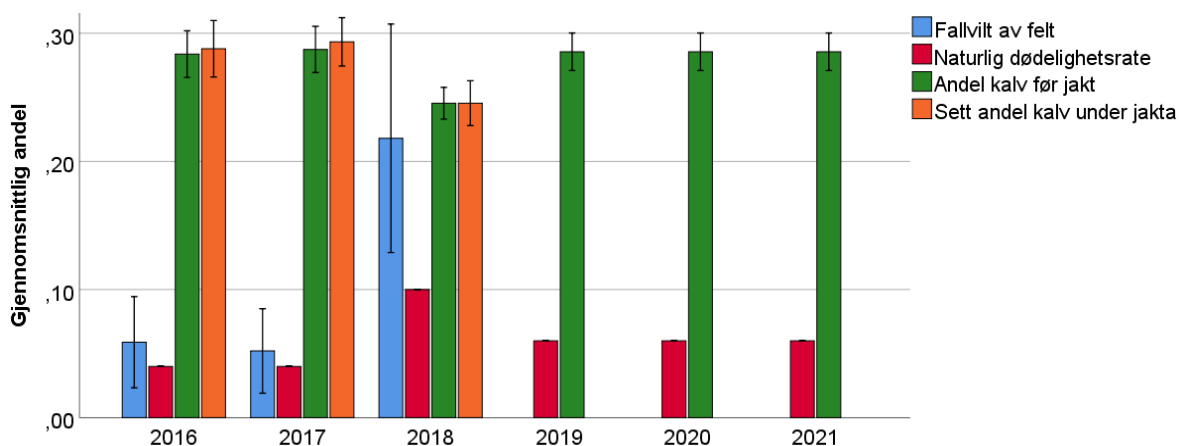
Fallviltdata er ennå ikke tilgjengelig fra SSB for jaktåret 2018 (1. april 2018 – 31. mars 2019), men mye fallviltdata (sannsynligvis det meste) er allerede rapportert til Hjorteviltregisteret ([www.hjorteviltregisteret.no](http://www.hjorteviltregisteret.no)). I dette registeret var det i starten av april 2019 133 elg og 181 hjort rapportert som fallvilt i jaktåret 2018. Dette var nesten en halvering av antallet elg i forhold til året før, mens antallet hjort kun var redusert med 18 %. Det betyr at det for hjorten var relativt høy naturlig dødelighet også i 2018. Sannsynligvis skyldes det delvis at mange av individene som døde vinteren 2018 først ble funnet og registrert på våren og sommeren (dvs. i jaktåret 2018/2019), men i tillegg kan flere individer ha omkommet som følge av den uvanlig tørre sommeren. Det samme kan være tilfelle for elgen, men for denne arten var antallet fallvilt mer som forventet i et gjennomsnittså.

## 3.2 Bestandstilvekst, naturlig dødelighet og kalveandel før jakt

I vedlegg 6.2 og 6.3 viser vi parameterverdiene som ble benyttet i modelleringen av bestandsstørrelsen og avskytingen av elg og hjort i studieperioden. Vi modellerte hjortebestanden i alle studiekommunene, men elgbestanden kun i østlandskommunene. I vestlandskommunene felles det få elg, fordi bestandene er små. Vi gjorde derfor ingen forsøk på å beregne elgbestandene i disse kommunene.

### 3.2.1 Elg

I elgbestandene varierte våre anslag over naturlig dødelighetsrate fra 0,04 til 0,10 mellom år (vedlegg 6.2). Da det ikke er grunnlag for å estimere kommunevise rater, ble det estimert årlige rater for naturlig dødelighet felles for alle østlandskommunene (**Figur 3.2.1**). Basert på variasjonen i andel fallvilt (fallvilt delt på antall elg felt året etter), vurderte vi dødeligheten til å være under gjennomsnittet (0,06) i 2016 og 2017 og verdien ble satt til 0,04. I 2018 vurderte vi den naturlige dødelighetsraten til å være vesentlig høyere enn gjennomsnittet, og verdien ble satt til 0,10 (**Figur 3.2.1**). Her er det viktig å merke seg at brorparten av individene i **figur 3.1.4** sannsynligvis døde i siste kalenderåret i jaktåret (dvs. på vinteren) og følgelig er antallet fallvilt mest representative for dødeligheten i året etter angitt år i figuren. I 2019 og 2020 satte vi dødelighetsraten til 0,06 som vi antar er gjennomsnittet i området (**Figur 3.2.1**).



**Figur 3.2.1.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) andel fallvilt av felte elg, naturlig dødelighetsrate, beregnet kalveandel før jakt og sett andel kalv under jakta i østlandskommunene i 2016-2021. Fallvilt av felt er beregnet som antall fallvilt i år  $t-1$  delt på antall felte elg i år  $t$ .

Kalveandelen i bestanden før jakt var relativt lav sammenlignet med gjennomsnittet for norske bestander, og varierte mellom kommuner og år (**Figur 3.2.1**, vedlegg 6.2). I gjennomsnitt var kalveandelen høyest i 2017 og lavest i 2018 (**Figur 3.2.1**). Den beregnede kalveandelen før jakt var i gjennomsnitt noe lavere enn den observerte kalveandelen under jakta, men ikke mye (**Figur**

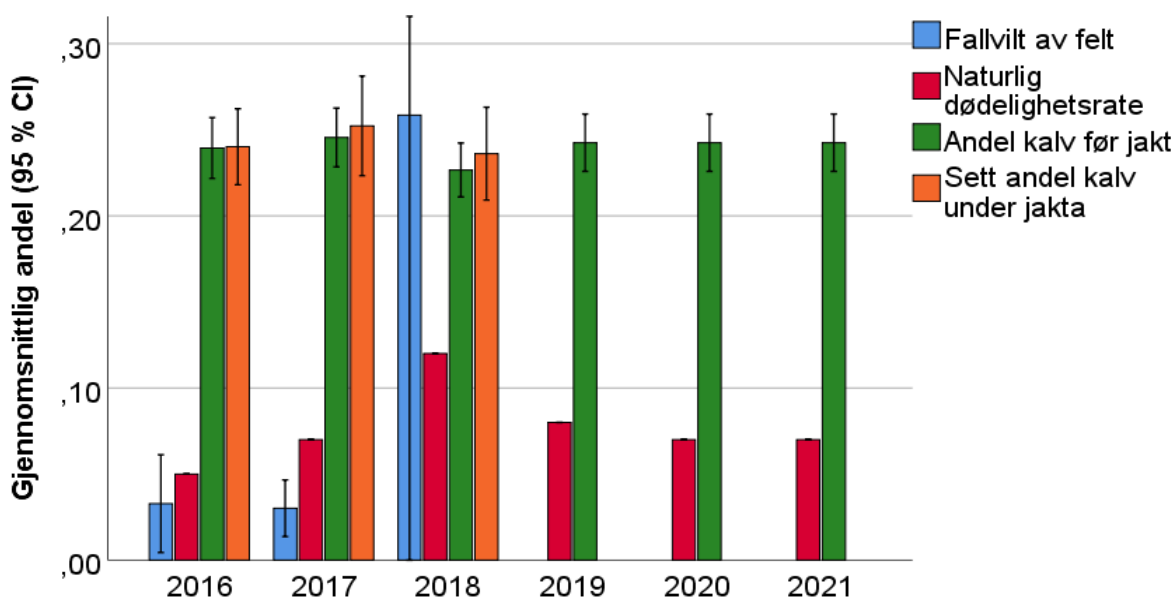
**3.2.1).** Det var konsekvent lavere kalveandel i bestandene i 2018 enn i tidligere år (**Figur 3.2.1**), noe som samstemmer med tilsvarende tilstander i store deler av Sør-Norge (Wam et al. 2019). Kalveandelen før jakt i 2019 og 2020 ble satt til gjennomsnittet av kalveandelen i 2016 og 2017 (**Figur 3.2.1**).

Bestandenes vekstrate ( $\beta$ ) fra 2015 til 2016 varierte fra 0,0 til 0,05 mellom kommunene (vedlegg 6.2), og var i gjennomsnitt 0,03. Høyest var vekstraten i Gol der både den kortsiktige og langsiktige trenden var sterkt positiv (vedlegg 6.2). Det samme var tilfelle i Hol, Nes, Vang og Vestre-Slidre, men her valgte vi en noe lavere verdi (0,04). I Ål var den kortsiktige trenden negativ og den langsiktige trenden positiv, og vi valgte derfor å sette vekstraten til 0. Ikke i noen kommune fant vi en entydig negativ trend i bestandsutviklingen (negativ vekst) fra 2015 til 2016 for elg (vedlegg 6.2).

### 3.2.2 Hjort

I hjortebestandene varierte våre anslag over naturlig dødelighetsrate fra 0,05 til 0,12 mellom år (**Tabell 3.4.2**, vedlegg 6.3). Igjen benyttet vi samme verdi i alle kommuner samme år da vi ikke har grunnlag for å estimere kommunevise rater. Basert på variasjonen i relativt antall registrerte fallvilt vurderte vi raten til å være 0,05 i 2016, 0,07 i 2017 og 0,12 i 2018. I 2019 anslår vi at dødelighetsraten vil være 0,08 og i 2020 0,07.

Den beregnede kalveandelen før jakt varierte mellom 0,19 og 0,30, og var høyere i vestlandskommuner (i snitt 0,26) enn i østlandskommuner (i snitt 0,23). Som for elgen var kalveandelen generelt lav i 2018 (**Figur 3.2.2**), sannsynligvis på grunn av den foregående snørike vinteren. Kalveandelen før jakt i 2019-2021 ble satt til gjennomsnittet av kalveandelen i 2016 og 2017 (**Figur 3.2.2**).



**Figur 3.2.2.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) andel fallvilt av felte hjort, naturlig dødelighetsrate for hjort, beregnet kalveandel før jakt og sett andel hjortekalv under jakta i Nordfjellakommunene i 2016-2021. Fallvilt av felt er beregnet som antall fallvilt i år  $t-1$  delt på antall felt hjort i år  $t$ .

Bestandenes vekstrate ( $\beta$ ) i 2016 (fra vinter til etter jakt) varierte fra -0,05 til 0,05 mellom kommuner (gjennomsnittlig  $\beta = 0,024$ ). I de fleste kommunene vurderte vi vekstraten til å være 0 eller positiv. Kun i Ulvik og Vang ble vekstraten vurdert til å være negativ (vedlegg 6.3).

### 3.3 Bestandsstørrelse, struktur og avskyting i 2016 – 2021

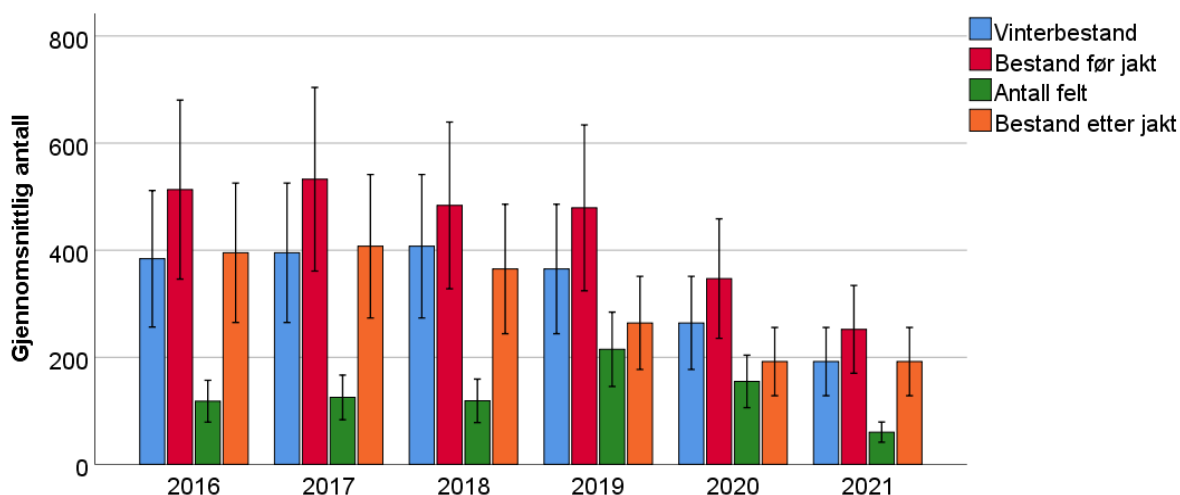
#### 3.3.1 Elg

Den beregnede vinterbestanden av elg i østlandskommunene i 2016 varierte fra omkring 132 (Hemsedal) til 691 (Nore og Uvdal) i absolutt antall og fra 0,64 (Sør-Aurdal) til 1,06 (Hol) i tetthet (elg pr. km<sup>2</sup> skog og myrareal). I gjennomsnitt for alle kommuner var vinterbestanden 384 elg og tettheten 0,81 elg pr. km<sup>2</sup> skog og myrareal.

Bestandsstørrelsen før jakt var i gjennomsnitt 513, hvilket betyr at bestanden økte med i gjennomsnitt 129 elg fra vinter til rett før jakt. Deretter ble i gjennomsnitt 118 elg felt under jakta (høstingsrate = 0,23). Den gjenværende delen av tilveksten gikk til bestandsvekst (129 – 118 = 11 elg i bestandsvekst). Vinterbestanden i 2017 var således ca. 3 % (11/384 = 0,03) høyere enn i januar 2016, hvilket er i underkant av den gjennomsnittlige veksten i antall elg sett pr. jegerdag fra høsten 2015 til høsten 2016 (**Figur 3.1.3**).

I **figur 3.3.1** viser vi gjennomsnittlig beregnet bestandsstørrelse i ulike deler av året, samt registrert og beregnet jaktuttak i østlandskommunene i perioden 2016-2021. Tilsvarende grafikk er benyttet for å vise utviklingen i bestandsstørrelse og avskyting på kommunenivå i vedlegg 6.2. Den generelle trenden er at bestandene økte i antall fra januar 2016 til januar 2018, for deretter å synke i antall fram til vinter 2019. Vinterbestanden i 2019 er startpunktet for å beregne førjaktbestand og avskyting i årene 2019-2021.

For å halvere elgbestandene i forhold til vinterbestanden i 2016 må det felles mye elg i østlandskommunene de neste 2 årene (**Figur 3.3.1**). I gjennomsnitt må høstingsraten økes fra omkring 0,25 (dvs. 25 % felt av førjaktbestanden) i 2018 til 0,45 i 2019 og 2020 (**Figur 3.3.2**). Det innebærer at antallet elg som må felles i 2019 (totalt ca. 2149 individer i østlandskommunene) vil være ca. 1,8 ganger høyere enn antallet elg felt i 2018 (totalt ca. 1187). Gitt at målsetningen for uttaket i 2019 nås, vil høstingsraten i 2020 være omtrent som i 2019 (**Figur 3.3.2**). Antallet elg som må felles vil derimot være lavere (kun 1,3 ganger høyere uttak enn i 2018) fordi førjaktbestanden vil være vesentlig redusert i forhold til foregående år (**Figur 3.3.1**).

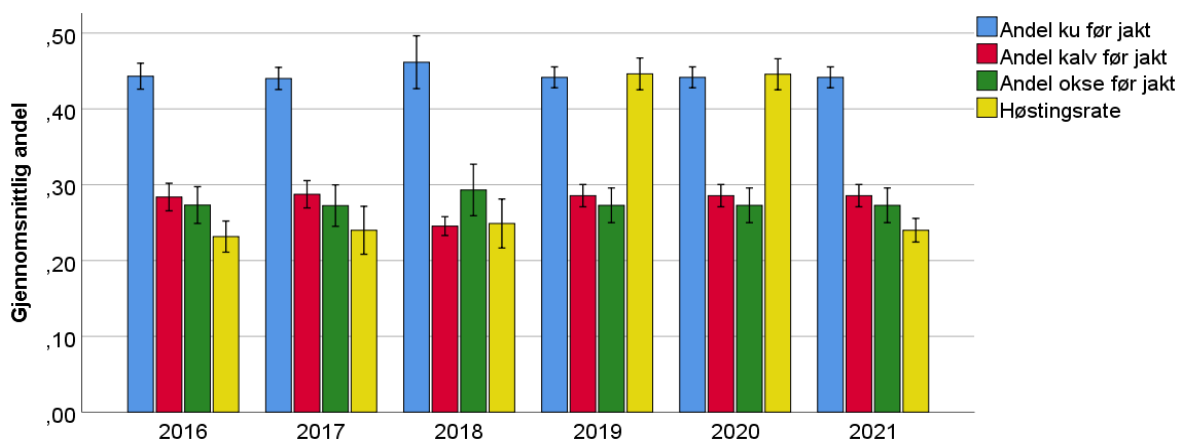


**Figur 3.3.1.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) bestandsstørrelse og jaktuttak av elg i østlandskommunene i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felt i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i forhold til 2016-nivå. Antall felt i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå. Konfidensintervallet viser variasjonen i bestandsestimater mellom kommuner.

Dersom uttaket gjennomføres som forventet vil bestanden etter jakt i 2020 (og vinterbestanden i 2021) utgjøre 50 % av vinterbestanden i 2016, og høsten 2021 vil bestanden før jakt være omtrent 50 % av førjaktbestanden i 2016 (**Figur 3.3.1**). Gitt at bestandenes kjønns- og aldersstruktur ikke har endret seg i perioden fram til høsten 2021, må jaktuttaket i 2021 utgjøre litt i overkant av 50 % av det gjennomsnittlige jaktuttaket i 2018. Et tilsvarende jaktuttak må påregnes i resten av brakkleggingsperioden for å holde bestanden stabil.

Verdiene over er gjennomsnittverdier på tvers av alle østlandskommunene. Det er imidlertid stor variasjon mellom kommuner med hensyn til nødvendig høstingsrate i 2019 og 2020. Høyest nødvendig høstingsrate finner vi kommunene Gol og Vestre Slidre, der nesten 50 % av førjaktbestanden må felles i 2019 og 2020 (vedlegg 6.2). I Hemsedal og Sør-Aurdal er nødvendig høstingsrate lavere (omkring 40 %, vedlegg 6.2). Den viktigste årsaken til forskjellene er ulik bestandsutvikling fra 2016 til 2018. I kommuner der bestandene økte i denne perioden må en større andel av vinterbestanden høstes for å nå bestandsmålet, og følgelig vil høstingsraten være høyere. I bestander som var lavere i 2018 enn i 2019, kan man tillate seg å høste en lavere andel av førjaktbestanden for å nå målet.

Den gjennomsnittlige bestandsstrukturen i førjaktbestanden varierte lite mellom år (**Figur 3.3.2**). Det største avviket var i 2018 da andelen kalv i førjaktbestanden var unormalt lav (og derfor noe høyere andel ku og okse). Variasjonen i bestandsstruktur var større mellom kommuner, og mellom år innen kommuner (vedlegg 6.2). For 2019, 2020 og 2021 antar vi at kjønns- og aldersfordelingen i førjaktbestandene vil være som gjennomsnittet av verdiene i 2016 og 2017. Denne fordelingen kan betraktes som et utgangspunkt for strukturering av fellingskvotene i de neste 3 årene.



**Figur 3.3.2.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) beregnet andel ku, kalv og okse i førjaktbestanden samt gjennomsnittlig høstingsrate (andel felt av førjaktbestanden) i østlandskommunene i perioden 2016-2021.

### 3.3.2 Hjort

Den beregnede vinterbestanden av hjort i 2016 varierte mellom studiekommunene fra omkring 64 (Sør-Aurdal) til 1390 individer (Lærdal) i absolutt antall og fra 0,1 (Sør-Aurdal) til 5,1 (Lærdal) i tetthet (hjort pr. km<sup>2</sup> skog og myrareal). I gjennomsnitt for alle kommuner var vinterbestanden 340 hjort og tettheten 1,4 hjort pr. km<sup>2</sup> skog og myrareal.

Bestandsstørrelsen før jakt var i gjennomsnitt 432 dyr i 2016, 92 dyr flere enn på vinteren. Av disse ble 79 hjort felt under jakta (høstingsrate = 0,18), mens den gjenværende delen av tilveksten gikk til bestandsvekst (92 – 79 = 13 hjort i bestandsvekst). Det betyr at gjennomsnittsbestanden vokste med omkring 4 % fra januar 2016 til januar 2017 (13/340 = 0,04). Dette er noe høyere enn gjennomsnittlig bestandsvekstrate benyttet til å beregne bestanden i 2016 (gjennomsnittlig

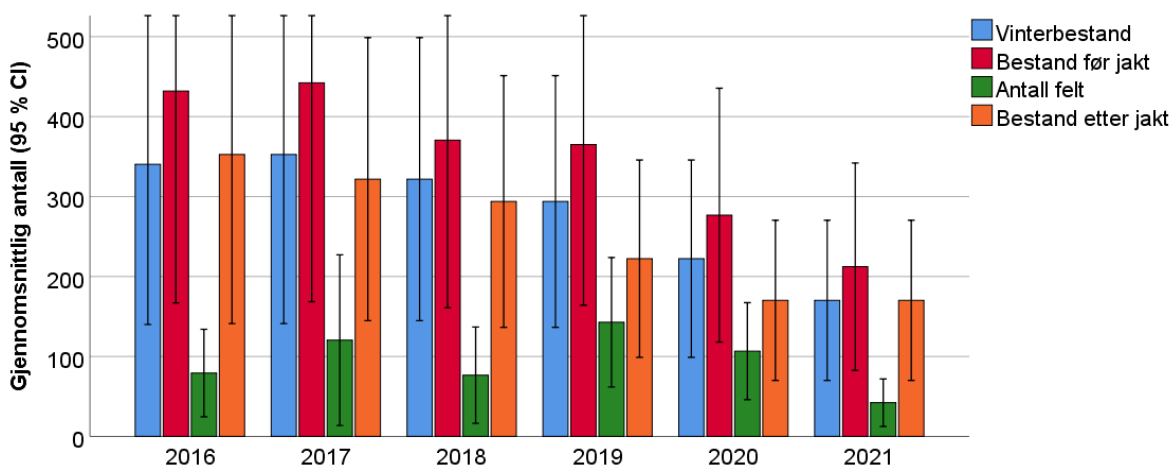


$\beta = 0,024$ ), noe som skyldes at bestandsvekstraten var i gjennomsnitt høyere i kommuner med mange hjort.

I de påfølgende årene økte den gjennomsnittlige beregnede vinterbestanden av hjort fram til januar 2017, men sank deretter fram til vinteren 2019 (**Figur 3.3.3**). Det siste skyldtes økt avskyting av hjort i 2017 (**Figur 3.3.3**) samt høyere naturlig dødelighet i 2018 (**Figur 3.2.2**). I vedlegg 6.3 viser vi utviklingen i bestandsstørrelse og avskyting av hjort på kommunenivå i samme periode.

For å halvere hjortebestandene i forhold til vinterbestanden i 2016 må høstingsraten økes de neste to årene (**Figur 3.3.4**). I gjennomsnitt må høstingsraten økes fra omkring 0,20 (dvs. 20 % felt av førjaktbestanden) i 2018 til 0,37 i 2019 og 2020 (**Figur 3.3.4**). Forventet antall hjort felt i 2019 vil da være omtrent 1,83 ganger høyere enn antallet hjort felt i 2018. Gitt at målsetningen for uttaket i 2019 nås, vil høstingsraten i 2020 være som i 2019, og forventet antall felt hjort vil være 1,36 ganger høyere enn uttaket i 2018 (i gjennomsnitt).

Etter at bestandene har nådd 50 % av 2016-nivå kan jaktuttaket reduseres til ca. 54 % av uttaket i 2018 for å holde bestandene på et stabilt nivå. Et tilsvarende jaktuttak kan påregnes i resten av brakkleggingsperioden dersom den samme kjønns- og aldersstrukturen opprettholdes. Det er da ikke tatt høyde for at det kan skje en viss netto innvandring fra omkringliggende kommuner som ikke har gjennomført en tilsvarende bestandsreduksjon.

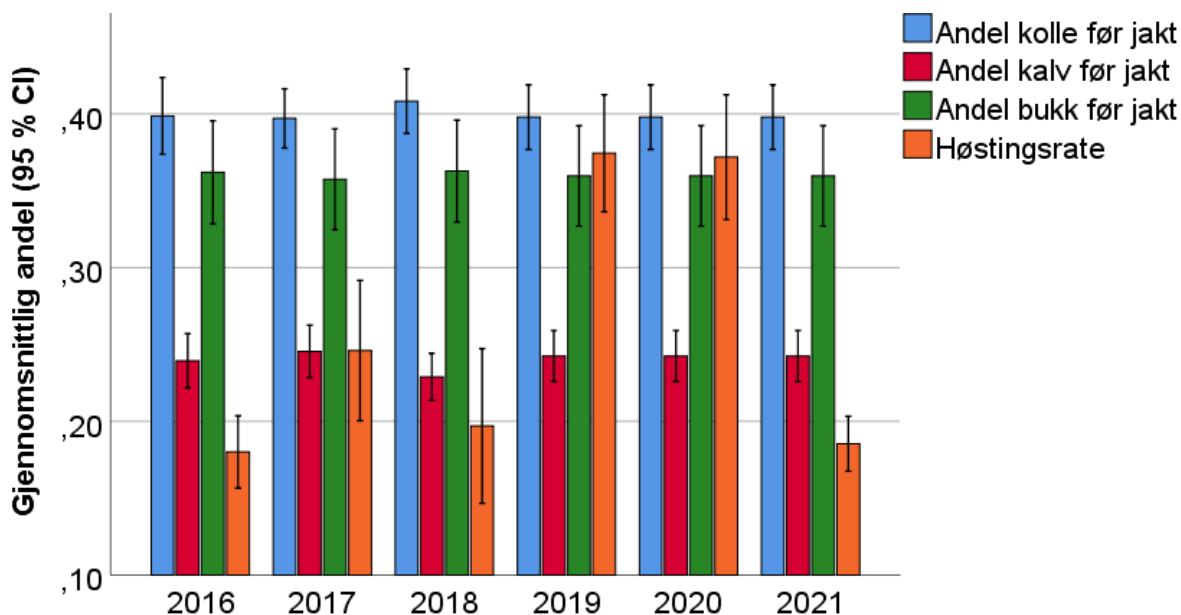


**Figur 3.3.3.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i studiekommunene i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall hjort felt i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i forhold til 2016-nivå. Antall felt i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

Det er viktig å merke seg at tallene over er gjennomsnitt for alle kommuner. Det er imidlertid stor variasjon mellom kommuner med hensyn til nødvendig høstingsrate i 2019 og 2020 (vedlegg 6.3). Høyest nødvendig høstingsrate finner vi Nord-Aurdal der 48 % av førjaktbestanden må felles i 2019 og 2020. Til sammenligning er høstingsraten relativt lav i Nore og Uvdal (0,21-0,23), Ulvik (0,29) og Vang (0,28-0,29). Det samme er tilfelle i Lærdal der 31-32 % av førjaktbestanden må felles i 2019 og 2020. De lavere ratene skyldes at disse kommune har hatt negativ bestandsvekst de siste årene og følgelig var bestanden i januar 2019 allerede redusert i forhold til 2016-nivå. Den motsatte utviklingen finner vi i Nord-Aurdal, der den antatte vinterbestandene var høyere i 2019 enn i 2016 (vedlegg 6.3).

Den gjennomsnittlige bestandsstrukturen i førjaktbestanden varierte lite mellom år (**Figur 3.3.4**). Som for elgen var det størst avvik i 2018, da andel kalv i førjaktbestanden var lav. I vedlegg 6.3 viser vi forventet kjønns- og aldersfordeling i førjaktbestandene i 2019, 2020 og 2021 i de ulike

kommunene i Nordfjellaregionen. Her ser vi at hanndyrandelen før jakt er større enn hunddyrandelen i flere kommuner.



**Figur 3.3.4.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) beregnet andel kolle, kalv og bukk i førjaktbestanden samt gjennomsnittlig beregnet høstingsrate (andel felt av førjaktbestanden) i studiekommunene i perioden 2016-2021.

### 3.4 Usikkerhet

For å synliggjøre hvilke konsekvenser valget av parameterverdier har for utfallet av modellberegningene, viser vi i **tabell 3.4.1** og **3.4.2** hvor mye beregnet bestandsstørrelse og nødvendig jaktuttak endrer seg dersom vi øker naturlig dødelighetsrate i alle år med 50 % eller øker antatt bestandsvekstrate (fra vinter til etter jakt i 2016) med 0,05 (5 prosentpoeng økt bestandsvekst). Resultatet er vist som et gjennomsnitt for alle kommuner da det ikke er grunn til å forvente annet enn nivåforskjeller mellom kommunene.

En større naturlig dødelighetsrate for elg enn anslått i beregningene over, innebærer at vinterbestanden som ga grunnlaget for det registrerte jaktuttaket i 2016 må ha vært høyere enn bestandsestimatet presentert over. Av samme grunn vil også forvaltningsmålet være høyere (50 % av vinterbestanden i 2016 = vinterbestand i 2021), mens det nødvendige jaktuttaket i 2019 og 2020 vil være noe lavere (**Tabell 3.4.1**). I gjennomsnitt var det nødvendige jaktuttaket ca. 4 % lavere i elgbestandene og 3 % lavere i hjortebestandene når vi økte naturlig dødelighetsrate med 50 % (**Tabell 3.4.2**).

Vi undersøkte også effekten av å øke naturlig dødelighetsrate med 50 % i 2018, mens vi beholdt det samme nivået i andre år. Dette førte til en reduksjon i nødvendig jaktuttak i 2019 og 2020 på henholdsvis 10 % og 14 % for elg og hjort.

Dersom vi øker bestandsvekstraten i 2016 med 0,05 (fra 3 til 8 % i snitt for elg og fra 2 til 7 % i snitt for hjort), vil gjennomsnittlig vinterbestand i 2016 bli vesentlig mye høyere enn beregnet over (**Tabell 3.4.1** og **3.4.2**), og det samme vil forvaltningsmålet (50 % av vinterbestanden i 2016

= vinterbestanden i 2021). I tillegg ser vi at førjaktbestanden øker fram til 2019 fordi det registrerte jaktuttaket og den antatte naturlige dødeligheten ikke i tilstrekkelig grad kompenserer for den årlige kalvetilveksten. I gjennomsnitt må derfor jaktuttaket i 2019 og 2020 økes med hele 55 % for elg (**Tabell 3.4.1**) og 80 % for hjort (**Tabell 3.4.2**) for å nå forvaltningsmålet.

**Tabell 3.4.1.** Utvikling i forventet gjennomsnittlig bestandsstørrelse og nødvendig avskyting av elg dersom naturlig dødelighetsrate ( $M$ ) økes med 50 % for alle år, eller bestandsvekstraten ( $\beta$ ) fra 2015 til 2016 økes med 0,05 fra 0,03 til 0,08 i bestandsmodellen. Gjennomsnittsverdier for opprinnelig bestand (endring = 0) er vist som referanse.

	Endring	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	0	0,03					
Bestandsvekstrate	+50 % $M$	0,03					
	+0,05 $\beta$	0,08					
Vinterbestand	0	384	395	407	365	264	192
	+50 % $M$	423	436	449	385	285	212
	+0,05 $\beta$	462	498	546	529	349	231
Naturlig dødelighetsrate	0	0,04	0,04	0,10	0,06	0,06	0,06
	+50 % $M$	0,06	0,06	0,15	0,09	0,09	0,09
	+0,05 $\beta$	0,04	0,04	0,10	0,06	0,06	0,06
Bestand før jakt	0	513	532	484	479	347	252
	+50 % $M$	554	575	504	489	363	269
	+0,05 $\beta$	616	671	648	694	457	303
Antall felt	0	118	125	119	215	155	60
	+50 % $M$	118	125	119	204	151	57
	+0,05 $\beta$	118	125	119	345	227	72
Høstingsrate	0	0,23	0,24	0,25	0,45	0,44	0,24
	+50 % $M$	0,22	0,22	0,24	0,41	0,42	0,21
	+0,05 $\beta$	0,19	0,19	0,19	0,50	0,50	0,24

Samlet sett viser dette at modellutfallet er sensitivt med hensyn til parameterestimaterne. Moderat variasjon i naturlige dødelighetsrate gav den minste effekten, selv når vi kun endret dødelighetsraten i 2018. Motsatt kan en moderat økning i bestandenes vekstrate i 2016 føre til stor økning i forventet bestandsstørrelse og nødvendig jaktuttak i 2019 og 2020. Ved valg av bestandsvekstrater til bruk i modellene vurderte vi utviklingen i både antall dyr felt og antall dyr sett- og felt pr. jegerdag. Det er likevel ikke opplagt hva som er riktig bestandsvekstrate da alle disse indeksene viser stor og til dels motstridende mellomårsvariasjon. En viktig forutsetning for modellutfallet er derfor at våre konservative valg (lavest mulig bestandsvekst) er riktige.

**Tabell 3.4.2.** Utvikling i forventet gjennomsnittlig bestandsstørrelse og nødvendig avskyting av hjort dersom naturlig dødelighetsrate ( $M$ ) økes med 50 % i alle år eller bestandsvekstraten ( $\beta$ ) fra 2015 til 2016 økes med 0,05 i bestandsmodellen. Gjennomsnittsverdier for opprinnelig bestand (endring = 0) er vist som referanse.

	Endring	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	0	0,02					
Bestandsvekstrate	+50 % $M$	0,02					
	+0,05 $\beta$	0,07					
	0	340	353	322	294	221	170
Vinterbestand	+50 % $M$	401	415	380	331	255	200
	+0,05 $\beta$	442	480	481	477	321	221
	0	0,05	0,07	0,12	0,08	0,07	0,07
Naturlig dødelighetsrate	+50 % $M$	0,07	0,11	0,18	0,12	0,11	0,11
	+0,05 $\beta$	0,05	0,07	0,12	0,08	0,07	0,07
	0	432	442	371	362	275	212
Bestand før jakt	+50 % $M$	495	501	408	389	305	240
	+0,05 $\beta$	559	601	554	586	400	275
	0	79	120	77	141	105	42
Antall felt	+50 % $M$	79	120	77	135	105	40
	+0,05 $\beta$	79	120	77	264	179	54
	0	0,18	0,25	0,20	0,37	0,37	0,19
Høstingsrate	+50 % $M$	0,16	0,22	0,18	0,33	0,33	0,15
	+0,05 $\beta$	0,14	0,18	0,13	0,44	0,44	0,19

### 3.5 Nødvendig jaktuttak i 2019 og 2020, fordelt på kjønn og alder

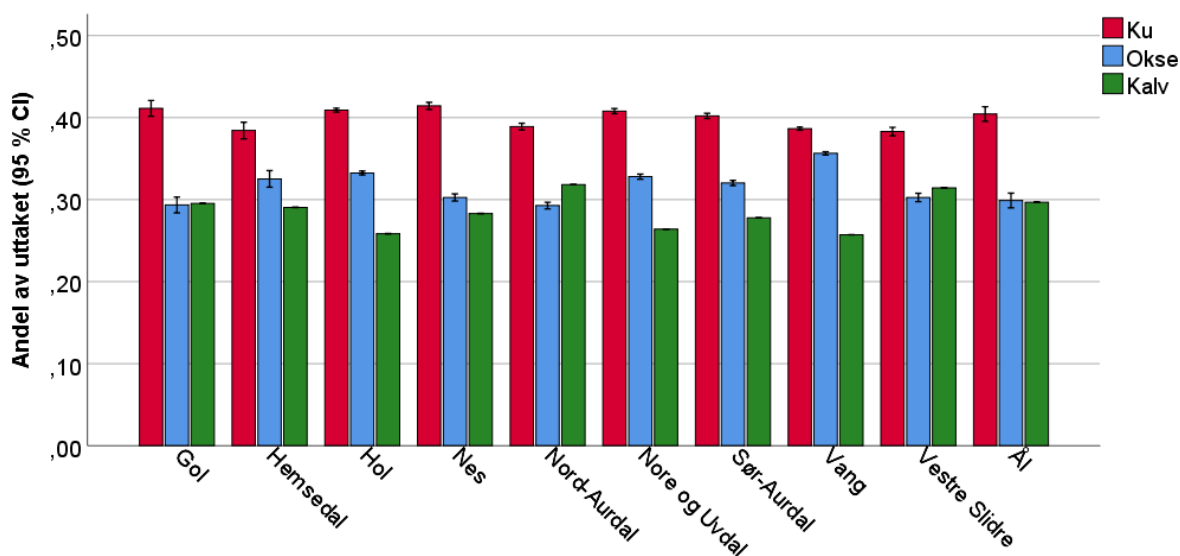
Resultatene over viser beregnet bestandsutvikling og nødvendig avskyting som et gjennomsnitt for kommunene i Nordfjellregionen. I vedlegg 6.2 og 6.3 viser vi de samme bestands- og avskytingsestimatene på kommunenivå, samt hvilke parameterverdier vi benyttet i modellberegningene. I dette kapittelet viser vi beregnet antall dyr av ulik kjønn og alder som må felles i de respektive kommunene i 2019 og 2020 for å nå forvaltningsmålet (se også vedlegg 6.4). En forutsetning er at kjønns- og aldersstrukturen i førjaktbestanden ikke endrer seg mye som følge av andre prosesser (eks. naturlig dødelighet).

For å ikke endre kjønns- og aldersfordelingen vesentlig, bør jaktuttaket være mer i samsvar med kjønnsfordelingen i bestanden før jakt (flere hunndyr enn hanndyr) enn med kjønnsfordelingen blant kalvene som rekrutteres til bestanden. Det betyr at andelen hunndyr i avskytingen må økes fordi de fleste bestandene er dominert av hunndyr. Hvor stor hunndyrandelen i jaktuttaket må være vil avhenge av hvor stor hunndyrandelen er i bestanden før jakt, hvor mye bestanden reduseres, og hvor mange kalver som rekrutteres til bestanden året etter. I tillegg kan kalvenes kjønnsrate ha en effekt. I våre beregninger har vi antatt at kalvenes kjønns sammensetning alltid er 50 % hanndyr og 50 % hunndyr.

Gitt disse betingelsene vil gjennomsnittlig kjønns- og aldersfordelingen i jaktuttaket av elg og hjort i 2019 og 2020 fordele seg som vist i **figur 3.5.1** (elg) og **figur 3.5.2** (hjort). Som vi ser så

er det lite variasjon mellom år innen kommuner (små konfidensintervall) og relativt små forskjeller mellom elgkommuner. I gjennomsnitt må det felles flere voksne hunndyr enn hanndyr i både elg (40 % ku, 31 % okse) og hjortebestandene (38 % kolle, 37 % bukk), men andelen hunndyr i jaktuttaket er ikke fullt så høy som i førjaktbestandene (se **Figur 3.3.2** og **3.3.4**). Dette er fordi kalvene som rekrutteres hvert år fordeler seg likt mellom hanndyr og hunndyr.

I hjortebestandene er det langt større variasjon mellom kommuner i andelen bukk og kolle som må felles i 2019 og 2020, og i flere av kommune vil det være nødvendig å felle en høyere andel bukk enn kolle (**Figur 3.5.2**). Dette er fordi det i all hovedsak observeres en større andel bukk i disse bestandene. Dette gjelder spesielt i flere av østlandskommunene, men også i en stor hjortekommune som Aurland (**Figur 3.5.2**).



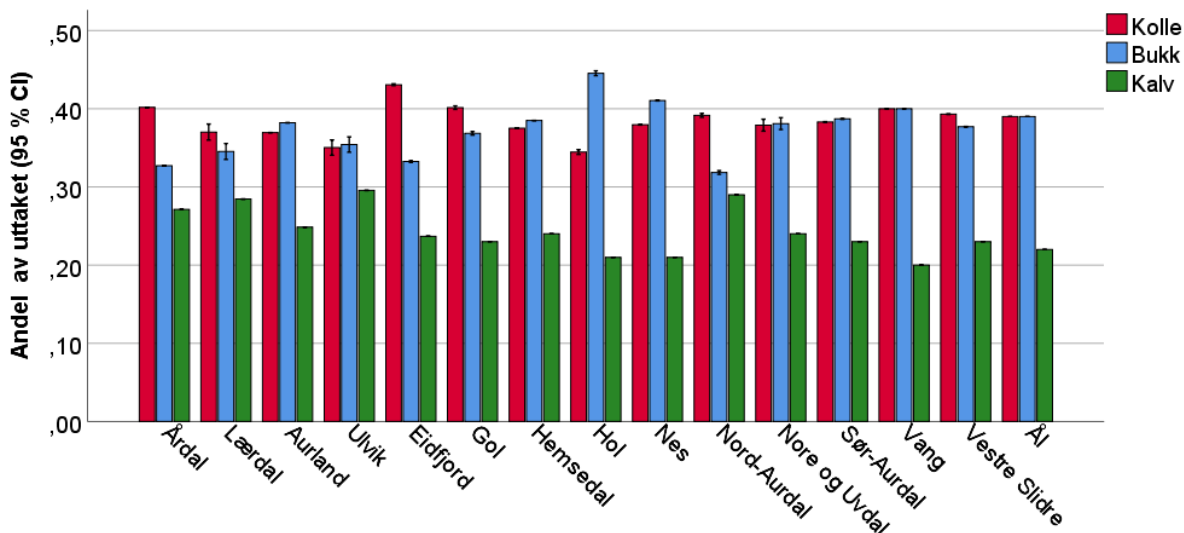
**Figur 3.5.1.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) årlig andel ku, okse og kalv som må felles i elgbestandene i Nordfjellakommunene i 2019 og 2020 for at kjønnssammensetningen ikke skal endre seg som følge av bestandsreduksjon.

Det absolute antallet kalv, voksne hanndyr og voksne hunndyr som må felles i de ulike kommunene i 2019 og 2020 er vist i vedlegg 6.4 (**Tabell 6.4.1**). Disse tallene kan benyttes som utgangspunkt for å strukturere kvotene.

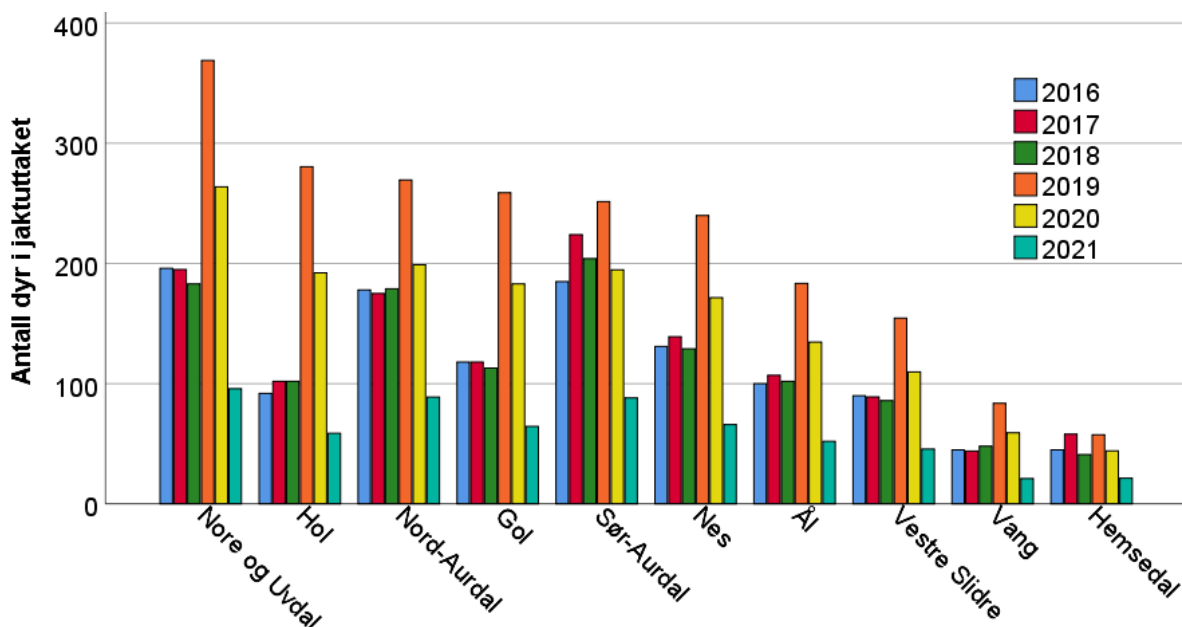
I **figur 3.5.3** og **3.5.4** viser vi hvor mange elg og hjort som ble felt i de ulike kommunene i 2016-2018, og hvor mange som må felles i 2019 og 2020 for å nå bestandsmålet. Fellingstallet som oppgis for 2021 forutsetter at forvaltningsmålet er nådd. Vi har rangert kommunene fra høyere til lavere jaktuttak i 2019. For elgen må flest individer felles i Nore og Uvdal, og færrest i Vang og Hemsedal (**Figur 3.5.3**). For hjorten vil det måtte felles flest i Aurland, Lærdal og Årdal, og færrest i Sør-Aurdal og i Nore og Uvdal (**Figur 3.5.4**). Forskjellene mellom kommunene skyldes først og fremst forskjeller i bestandsstørrelse av elg og hjort og i mindre grad forskjeller i bestandstetthet.

I elgbestandene er det nødvendige jaktuttaket i 2019 og 2020 ikke alltid fordelt mellom kommuner slik vi ville forvente ut fra jaktuttaket i perioden 2016-2018 (**Figur 3.5.3**). Særlig ser vi at Hol og Gol skiller seg ut med høyt nødvendig jaktuttak i 2019 og 2020 i forhold til hva de felte i disse kommunene i 2016-2018 (**Figur 3.5.3**). Dette skyldes at begge bestandene hadde relativt stor positiv vekst i 2016 og 2017 og dessuten var det i Hol lav kalveandel før jakt (vedlegg 6.2). Av

den grunn må bestanden i 2016 ha vært vesentlig mye større enn hva vi ville anta på bakgrunn av jaktuttaket i disse kommunene i 2016-2018. I Sør-Aurdal og Hemsedal var situasjonen til dels motsatt (**Figur 3.5.3**). I begge kommunene var bestandsveksten lav i 2016, mens kalveandelen i bestanden før jakt var høy (vedlegg 6.3). Dette resulterte i større bestandsnedgang fram til 2019 og at relativt sett færre elg må felles for å nå forvaltningsmålet.

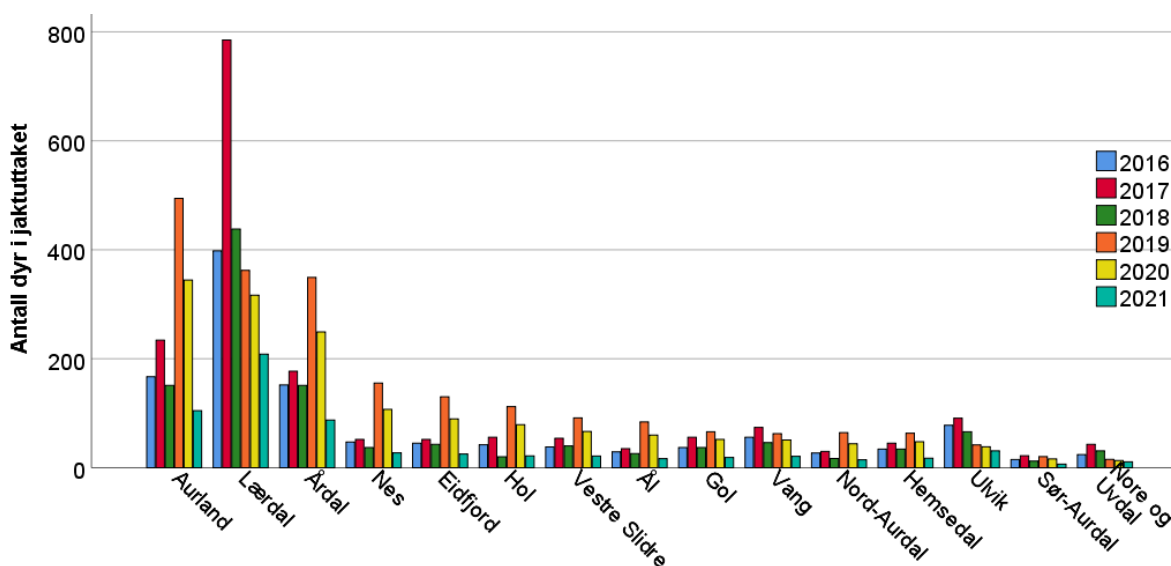


**Figur 3.5.2.** Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) årlig andel kolle, bukk og kalv som må felles i hjortebestandene i Nordfjellakommunene i 2019 og 2020 for at kjønnssammensetningen ikke skal endre seg som følge av bestandsreduksjon.



**Figur 3.5.3.** Antall elg felt i 2016-2018 og antallet som må felles i Nordfjellakommunene i 2019 og 2020 for å nå forvaltningsmålet om å redusere bestandene til 50 % av 2016-nivå innen vinteren 2021. Antallet felt som er angitt i 2021 forutsetter at forvaltningsmålet er nådd.

I hjortebestandene finner vi også i enkelte kommuner store avvik mellom hva som ble høstet i 2016 og hva som skal høstes i 2019 og 2021. Dette skyldes som i elgbestandene, delvis lav kalveproduksjon og delvis forskjeller i bestandsutvikling mellom kommuner i perioden 2016-2019. Mest framtrepende er forskjellen mellom Lærdal og Aurland, der Lærdal høstet mer enn dobbelt så mange hjort som Aurland i 2016, mens Aurland må høste omkring 35 % flere hjort enn Lærdal i 2019. Årsaken til dette er at Lærdal har en langt mer produktiv bestand enn Aurland fordi kjønnsraten er skjevere (1,81 kolle pr. bukk i Lærdal og 1,10 bukk pr. kolle i Aurland i 2016-2018). I tillegg økte Lærdal avskytingen av hjort relativt sett mer enn Aurland i 2017 med den følge at bestanden ble vesentlig mer redusert i Lærdal. Også Ulvik og Vang skiller seg ut ved at det må høstes færre hjort i disse kommunene i 2019 enn i 2016. Dette er hovedsakelig fordi begge kommunene hadde negativ utvikling i hjortebestandene fram til 2019.



**Figur 3.5.4.** Antall hjort felt i 2016-2018 og antallet som må felles i Nordfjellakommunene i 2019 og 2020 for å nå forvaltningsmålet om å redusere bestandene til 50 % av 2016-nivå innen vinteren 2021. Antallet felt som er angitt i 2021 forutsetter at forvaltningsmålet er nådd.



## 4 Diskusjon

Som en del av bekjempelsen av skrantesyke i Norge ønsker sentrale forvaltningsmyndigheter at bestandene av elg og hjort skal minimum halveres i forhold til 2016-nivå i de 15 kommunene som omkranser Nordfjella villreinområde (Nordfjellaregionen). I rapporten viser vi utviklingen i sentrale bestandsindekser basert på sett-, felt og fallviltdata i de aktuelle kommunene, og modellerer bestandsstørrelse og nødvendig avskyting for å nå forvaltningsmålet innen utgangen av 2020. Bestandsmodellene viser at avskytingen må økes i alle kommunene for å nå målet, og mest i kommuner som har hatt bestandsvekst siden 2016 (vedlegg 6.2 og 6.3). I gjennomsnitt må høstingsraten i elgbestandene økes fra 25 % av førjaktbestanden i 2018 til 45 % av førjaktbestanden de neste to årene, mens høstingsraten i hjortebestandene må økes fra i gjennomsnitt 20 % i 2018 til 37 % i 2019 og 2020.

I bestandsmodellene har vi antatt at jaktuttaket fordeles mer i samsvar med kjønns- og aldersfordelingen i førjaktbestanden (bestandsrepresentativ høsting), da dette er jaktmessig mest effektivt, og fordi en slik avskyting har minst effekt på framtidig bestandsstruktur. I praksis betyr det at flere hunndyr enn hanndyr må felles i de neste to årene, da de fleste av dagens bestander er hunndyrdominerte (vedlegg 6.2 og 6.3). Dersom forvaltningen og jegerkorpset klarer å gjennomføre en slik avskyting vil bestandene i 2021 være halvert og bestandsstrukturen vil være omtrent som i 2018.

En viktig forutsetning er at valgte parameterverdier er riktige og at kalveproduksjon og naturlig dødelighet utvikler seg som antatt de neste to årene. Valg av parameterverdier til modellene er delvis basert på ekspertvurderinger, og i mange tilfeller benytter vi samme parameterverdier i alle kommuner innen år (f.eks. dødelighetsrate). Vi kan likevel ikke utelukke at det eksisterer romlig variasjon i disse verdiene og at dette kan ha ført til skjeve bestandsestimater. Det samlede inntrykket er likevel at bestandsmodellene gir et realistisk bilde på bestandsstørrelse og struktur. Av samme grunn forventer vi at det beregnede jaktuttaket for 2019 og 2020 vil føre til ønsket bestandsreduksjon.

### 4.1 Uavhengige bestandsestimater

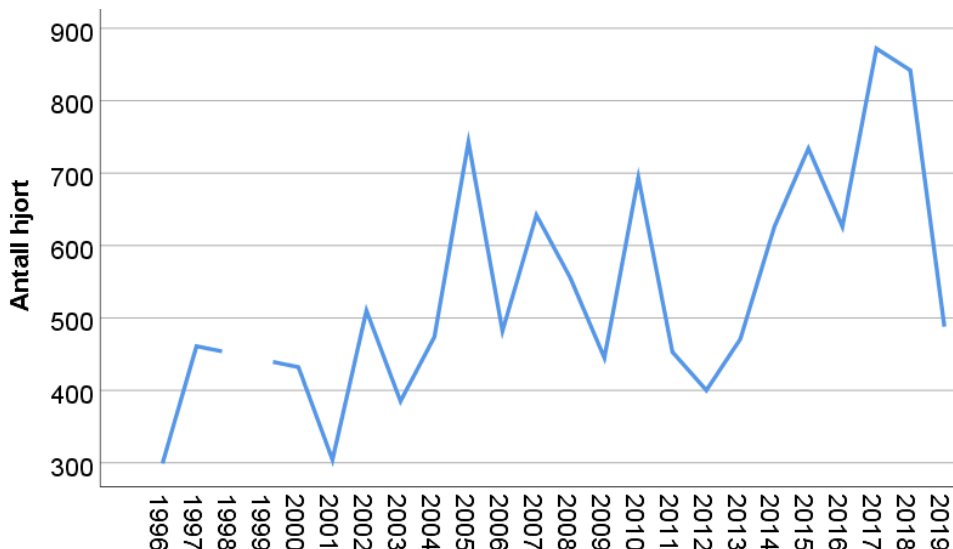
Vi har dessverre ingen gode, uavhengig mål på bestandsstørrelsen i noen av studiekommunene, og følgelig har vi få muligheter til å direkte teste nøyaktigheten av våre bestandsestimater. Det nærmeste vi kommer er minimumstellinger av hjort og en annen type bestandsberegning av elg, men som delvis bygger på det samme datamaterialet. Resultatene viser imidlertid andre aspekter ved bestandsutviklingen og har derfor informativ verdi.

I Lærdal gjennomfører de vårtellingene hvert år ved å registrere antallet hjort som trekker fram på innmarka. Dette er dog kun et minimums estimat på bestandsstørrelsen og det er usikkert hvor stor andel av bestanden som observeres. I perioden 2016-2018 varierte antallet hjort registrert på vårtellingene mellom 626 (2016) og 872 (2017, **Figur 4.1.1**), mens den beregnede vinterbestanden de samme årene varierte mellom 1099 (2018) og 1459 (2017). Gitt at våre bestandsestimater er riktige, betyr det at ca. 60 % av vinterbestanden registreres på disse tellingene i gjennomsnitt. Tilsvarende lave observasjonsrater ved vårtelling har man sett i andre områder (Mysterud et al. 2007).

I april 2019 ble det i samme kommune registrert maksimalt 488 hjort på innmark, noe som utgjorde 58 % av telleresultatet i 2018 (842) og 78 % av telleresultatet i 2016. Til sammenligning viste våre beregninger at bestanden i januar 2019 var redusert til 81 % av bestanden i 2018 og

64 % av bestanden i 2016 (**Tabell 6.3.2**). Dette er i motsatt retning av hva vi skulle forvente fra vårtellingene i Lærdal, noe som delvis kan skyldes at en lavere andel av bestanden ble observert under vårtelling i 2016 enn i foregående og etterfølgende år (jf. de langt høyere verdiene registrert i 2015 og 2017, **Figur 4.1.1**). Problemet med denne typen tellinger er imidlertid at vi aldri vet i hvor stor grad bestanden underestimeres (eller overestimeres). Av den grunn er det vanskelig å avgjøre hvor stor bestanden er nå i forhold til 2016-nivået (hvor stor andel av bestanden ble sett i 2019 i forhold til i 2016?).

I tillegg er det viktig å merke seg at vinterbestandsestimatene som beregnes ikke alltid vil være direkte sammenlignbare med estimater som framkommer fra bestandstelling. Vinterbestanden som beregnes i bestandsmodellene er antallet vinterdyr som ligger til grunn for de dyrene som felles på høsten samme år i en gitt kommune. Hvor disse dyrene befinner seg på vinteren er ikke avgjørende. Mange kommuner har netto utvandring av dyr før vinteren, mens andre har netto-innvandring. Fordi det meste av vårtrekket foregår etter at vårtellingene er gjennomført, kan derfor varierende inn- og utvandring påvirke hvor godt resultatene fra vårtellingene reflekterer variasjonen i den beregnede vinterbestanden.



**Figur 4.1.1.** Maksimalt antall hjort observert under vårtellingene i Lærdal kommune i perioden 1996-2019. Data tilsendt av Knut Fredrik Øi i Lærdal kommune.

I Hallingdal og Valdres elgregion (ValHal) gjennomføres det årlig en beregning av bestandsstørrelsen av elg ved bruk av årsklasseanalyse (Meland & Roer 2018, se nærmere beskrivelse av metoden under). ValHal-regionen dekker de fleste vald i 8 kommuner (ValHal-kommunene), hvorav 7 av kommunene også inngår i Nordfjellaregionen (ikke Nore og Uvdal, Ål og Hol). I tillegg inngår Flå kommune i ValHal-regionen, men ikke i Nordfjellaregionen. I 2016 og 2017 ble det felt henholdsvis 565 og 587 elg i ValHal-regionen og bestanden etter jakt var beregnet til i overkant av 2000 og 2100 elg (Meland & Roer 2018). Til sammenligning ble det felt 792 (2016) og 842 elg (2017) i de 7 ValHal-kommunene som inngår i Nordfjellaregionen. Flere elg ble felt i de 7 kommunene enn i hele ValHal-regionen fordi ikke alle vald i de 8 ValHal-kommunene inngår i ValHal-regionen.

Om vi antar at den samme andelen av bestanden ble felt i de to nesten helt overlappende regionene, som er en rimelig antagelse (med mindre snittet i valdene som inngår avviker mye fra snittet i kommunen), vil bestanden etter jakt i de 7 kommunene som inngår i Nordfjellaregionen

være omtrent 1,40 ganger større enn i ValHal-regionen ( $792/565 = 1,40$ ) i 2016 og 1,43 ganger større enn i ValHal-regionen i 2017 ( $842/587 = 1,43$ ). Dette gir en antatt bestand etter jakt i de 7 kommunene på drøye 2800 elg ( $2000 * 1,40 = 2800$ ) i 2016 og drøye 3000 elg ( $2100 * 1,43 = 3003$ ) i 2017. Til sammenligning beregnet vi den samlede bestanden i de 7 kommunene som inngår i ValHal til å være 2481 (11 % lavere) i 2016 og 2514 (16 % lavere) i 2017. Disse estimatene er lavere og også noe under konfidensintervallet oppgitt av Meland & Roer (2018). Det er imidlertid uklart om de to metodene fører til signifikant forskjellige bestandsestimat da usikkerheten i våre estimat ikke er kjent.

Felles for begge metodene er at de viser en positiv vekst i elgbestanden fra 2015 til 2017. Dette er ikke helt uventet da begge metoder benytter utviklingen i antallet elg sett pr. jegerdag i beregningen av bestandsstørrelsen (se Gangsei 2013 for hvordan sett elg data integreres i årsklasseanalysen). Resultatene fra årsklasseanalysen antyder likevel en noe høyere bestandsvekstrate enn den vi benyttet i våre beregninger (Meland & Roer 2018), noe som kan bidra til å forklare de noe avvikende bestandsestimatene. Som antydnet i **tabell 3.4.1** vil en økning i bestandsvekstraten fra 2015 til 2016 føre til vesentlig økning i beregnet vinterbestand i 2016 og etterfølgende år. Valgte parameterverdier for bestandsvekst er derfor av stor betydning for bestandsestimatet i 2019 og påvirker dermed også hvor stor avskytingen må være for å nå forvaltningsmålet i 2021.

## 4.2 Bestandsberegning og usikkerhet

Eksempelene over vitner om at bestandsestimering ikke er en triviell prosess og at det alltid vil eksistere usikkerhet omkring de estimatene som framkommer. Spesielt for skoglevende og svært mobile dyr som elg og hjort, er det vanskelig å beregne bestandsstørrelsen med stor nøyaktighet da vi i praksis aldri observerer mer enn en andel av dyrene i bestanden (til forskjell fra f.eks. villrein observert fra helikopter). Vi står da igjen med ulike indirekte metoder vi kan benytte, hvor alle bygger på et sett med kriterier som er forbundet med varierende grad av usikkerhet.

Det er flere mulige tilnærminger for å beregne bestandsstørrelse og avskyting. I utarbeidelsen av rapporten har vi også undersøkt modellering gjennom årsklasseanalyser, og matrisemodeller og simuleringer. Årsklasseanalyser kan brukes til å beregne bestandsstørrelse og bestandssammensetning basert på kjønn og alder av felte individer (Veiberg et al. 2010, Gangsei 2013, Ueno et al. 2014, Meland & Roer 2018), men er avhengig av at aldersdata er innsamlet over mange år og at det eksisterer uavhengig estimat på naturlig dødelighet (dødelighet kan også estimeres som del av analysen dersom andre data på bestandsutviklingen også inkluderes). Den store fordelen med metoden er at den gjensker alders- og kjønnsfordeling i bestanden. Ulempen er at usikkerheten øker jo nærmere man kommer slutten av tidsrekken. Dette skyldes at mange individer i årsklassene man ønsker å estimere fortsatt lever. I tillegg er metoden sårbar for endringer i jakttrykk, siden tallgrunnlaget baserer seg på data fra felte individer. Årsklasseanalyser ble prøvd ut i spesielle overvåkingsbestander for å se hvor egnet metoden var til å estimere dagens bestand. Det viste seg at modellen var sensitiv for varierende kjønns- og aldersfordeling i framtidig avskyting, samt at den taklet dårlig en økning i jakttrykket. Videre er det utfordringer knyttet til å benytte årsklasseanalyser for å beregne antallet hjort og elg i kommuner som ikke aldersbestemmer voksne dyr som felles. Spesielt i kommunene på Vestlandet har vi kun informasjon om antallet felte kalver, åringer og voksne individer av begge kjønn, og vi må derfor lage en modell som kan sannsynliggjøre aldersfordeling basert på denne informasjonen alene.

Vi undersøkte også bruken av såkalte matrisemodeller som verktøy for 1) å beregne tilvekst i en bestand og 2) for å studere effekter av ulike typer uttak. Matrisemodeller bygger på beregnet reproduksjon og overlevelse for ulike kjønns- og alderskategorier i en gitt bestand (se Veiberg et al. 2010 for bruk i en hjortebestand). Det foreligger kjente demografiske rater for hjort (Loison & Langvatn 1998) og elg (Nilsen et al. 2005), og disse ble lagt til grunn for å gjøre vurderinger

av mulige avskytingsscenarier. I scenariene ble det vektlagt å opprettholde en kjønns- og aldersstruktur i bestandene som lå nært opptil dagens fordeling. Siden matrisemodeller også krever kjent aldersstruktur i bestanden, møtte vi de samme utfordringene som med årsklasseanalysene. Videre krever matrisemodellene kjønns- og aldersspesifikke estimater på overlevelse, samt aldersspesifikke fruktbarhetsrater. Slike pålitelige estimater lot seg vanskelig fremskaffe innenfor den korte tidsrammen for denne rapporten.

I vår modelltilnærming er det først og fremst valget av parameterverdier for naturlig dødelighetsrate ( $M$ ) og bestandsvekstrate ( $\beta$ ) som skaper usikkerhet i bestandsestimatet. Jaktuttaket ( $H$ ) er rimelig sikkert da det jevnt over dokumenteres lite ulovlig jakt av elg og hjort i Norge. Tilsvarende mener vi at den beregnede andelen kalv før jakt er et rimelig godt estimat på rekrutteringsraten ( $R$ ), i det minste i elgbestandene.

For hjortens del har vi mindre kunnskap om den relative oppdagbarheten av dyr i ulike kjønns- og aldersklasser og følgelig er det større mulighet for at vi feilestimerer denne parameteren basert på sett hjort-data. Dersom bukk oppdages med større sannsynlighet enn kolle og kalv (jf., høyere oppdagbarhet av elgokser), har vi underestimert kalveproduksjonen og overestimert vinterbestanden i 2016. I tillegg vil det beregnede jaktuttaket i 2019 og 2020 være et overestimert. Hvor mye jaktuttaket er overestimert vil i så fall avhenge av hvor mye større sannsynlighet det er for å observere en gjennomsnittlig bukk enn en gjennomsnittlig kolle.

I østlandskommunene har vi nylig avsluttet et større elgmerkeprosjekt (Solberg et al. 2018) der vi estimerte den naturlige dødelighetsraten, og følgelig har vi et godt utgangspunkt for valg av parameterverdier. For hjorten har vi ingen tilsvarende estimater og derfor benyttet vi et estimat på naturlig dødelighetsrate fra et merkestudie av hjort på Nord-Vestlandet og i Trøndelag (Loison & Langvatn 1998) i bestandsberegningene. I de siste årene har det også vært gjennomført radiomerking av hjort i deler av Nordfjellaregionen. Dette datamaterialet er ikke endelig analysert, men en grov og foreløpig analyse av materialet tilsier at dødeligheten utenom jakt i Nordfjellaregionen neppe er veldig forskjellig fra de ratene som er benyttet i modellen.

Som eksempel på dette viser vi dødeligheten registrert for radiomerket hjort i Nordfjellaregionen de 3 siste åra (E. Meisingset og A. Mysterud upubliserte data): Vinteren 2017 ble det merket 10 hjortekoller i Nordfjellaregionen (3 i Hol, 5 i Lærdal og 2 i Årdal). Ei av disse ble skutt påfølgende høst og 2 døde i løpet av vinteren 2018 (begge merket i Hol). Resten levde fram til vinteren 2019, da de droppet senderne. Vinteren 2018 ble det merket ytterligere 20 hjort (2 koller og 2 bukker i Aurland, 3 bukker og 1 kolle i Hol, og 10 koller og 2 bukker i Lærdal), hvorav en bukk døde rett etter merking (mulig merkerelatert). Resten lever fortsatt, med unntak for ei kolle som ble skutt på høsten 2018. Til sammen har vi da omkring 34 «hjortear» med data og 3 dyr døde av andre årsaker enn jakt. Dette tilsier en naturlig dødelighetsrate på omkring 9 % ( $3/34 = 0,09$ ) i snitt pr. år i denne perioden.

Interessant nok var dødeligheten størst på vinteren 2018 da 3 av totalt 28 gjenværende merka hjort døde (11 %). Muligens var dødeligheten større ettersom de 20 individene som ble merket i 2018 ble merket sent på vinteren (20. februar – 4. april). Dessuten var alle dyr som ble merket voksne individer. Dødeligheten av kalv og ungdyr er sannsynligvis høyere. Det eksisterer også data fra flere hundre hjort merket i andre dele av landet, og det generelle inntrykket er at hjorten i liten grad dør av andre årsaker enn jakt, selv i ekstreme vintre. Det utelukker selvfølgelig ikke at episoder med høy dødelighet kan inntreffe lokalt.

Moderate avvik i dødelighetsestimat vil likevel ha begrenset effekt på bestandsestimatet så lenge det fordeler seg likt over år (kap. 3.4). Dette er fordi avviket bidrar med motsatt effekt på den

beregnete bestandsstørrelsen i 2016 – og dermed utgangspunktet for å beregne forvaltningsmålet – og på den beregnede førjaktbestanden i 2019, som er avgjørende for hvor mange dyr som må høstes i de neste to årene. Av samme grunn blir effekten større dersom vi kun endrer dødelighetsestimater i 2018. For eksempel fant vi at nødvendig jaktuttak av hjort ble redusert med i gjennomsnitt 14 % når vi økte den naturlige dødelighetsraten med 50 % i 2018 (fra 0,12 til 0,18, kap. 3.4).

Basert på utviklingen i antallet registrerte fallvilt er det mye som tyder på at dødeligheten i 2018 var vesentlig høyere enn i de foregående 2 årene. I jaktåret 2017 ble det registrert mer enn 4 ganger så mange fallvilt av hjort som i jaktåret 2015. En økning i dødelighetsraten fra i gjennomsnitt 0,05 i 2016 til 0,18 i 2018 er derfor i seg selv ikke usannsynlig. På den annen side ble det i enkelte kommuner brukt vesentlig mer innsats på å lete opp og registrere fallvilt av hjort i jaktåret 2017 – som følge av at skrantesyken da var påvist – og følgelig er det grunn til å tro at en større andel av døde hjort ble registrert i jaktåret 2017 (og 2018) enn i tidligere år. Av samme grunn vurderte vi det også som mindre sannsynlig at den naturlige dødelighetsraten økte like mye fra 2016 til 2018 som økningen i antallet fallvilt (fra jaktåret 2015 til 2017). Vi valgte derfor en mer moderat verdi for dødelighetsraten i 2018 ( $M = 0,12$ , **Tabell 3.4.2**).

Konsekvensene av dette valget kan også uttrykkes i tall: I Lærdal kommune, som registrerte det høyeste antallet fallvilt av hjort i jaktåret 2017 ( $n = 97$ ), var den beregnede vinterbestanden i 2018 på 1099 hjort (**Tabell 6.3.2**). Av disse forventet vi at 12 % ( $M = 0,12$ ) døde før jakt, eller omkring 132 individer ( $1099 * 0,12 = 132$ ). Om vi antar at alle døde på vinteren 2018 og at det samme var tilfelle for alt fallvilt registrert i jaktåret 2017 (som inkluderer vinteren 2018), ble totalt 73 % ( $97/132 = 0,73$ ) av alle hjort som døde utenom jakt funnet og registrert i Lærdal dette året. En tilsvarende beregning for 2017 antyder at kun 56 % av alle døde hjort ble funnet i Lærdal.

De samme analysene gjorde vi også i de andre kommunene. I gjennomsnitt over år og kommuner fant vi da at fallviltet utgjorde omkring 31 % av det beregnede antallet hjort og 54 % av det beregnede antallet elg som døde av andre årsaker enn jakt. Tatt i betraktning at trafikkulykker, skadefelling og felling i nødverge er viktige årsaker til at elg og hjort dør utenom jakt (eks. Solberg et al. 2009, 2018, Rolandsen et al. 2010), og at disse dyrene stort sett blir funnet og registrert, er ikke disse prosentandelene urealistisk høye.

Den mest følsomme parameteren i bestandsmodellen synes å være bestandsvekstraten i 2016 (kap. 4.1). Dersom bestandsveksten avviker mye fra hva vi har antatt, kan dette i verste fall bety et grovt feilestimat av bestandene (**Tabell 4.1.1** og **4.1.2**). Samlet sett har vi valgt lave bestandsvekstrater i forhold til hva som antydes av bestandsindeksene (sett og felt pr. jegerdag), og som antydnet over er våre bestandsestimater lavere enn de som beregnes av Meland og Roer (2018) i ValHal-regionen. Om noe, er det derfor størst sannsynlighet for at vi har underestimert bestandsstørrelsene og samtidig underestimert hvor mange dyr som må felles for å nå forvaltningsmålet i 2021 (**Tabell 4.1.1** og **4.1.2**).

Basert på en samlet vurdering mener vi dog at bestandene ikke er grovt underestimert. Sammenlignet med bestandsestimatene fra årsklasseanalysen, ligger våre estimater anslagsvis 10-15 % under. Samtidig er det viktig å merke seg at også estimatene fra årsklasseanalysen er forbundet med usikkerhet og i beste fall er forskjellene små. Vi vil sannsynligvis få bedre kunnskap om nøyaktigheten av estimatet for 2019 etter at bestandsreduksjonen er påbegynt og nye overvåkingsdata blir tilgjengelige. En forutsetning er at sett og felt-data samles inn med minst samme innsats og presisjon som til nå (se kap. 4.4).

Forbeholdene og usikkerheten som avspeiles over gjelder for hele regionen samlet. Innenfor de enkelte kommunene er nødvendigvis usikkerheten større da tilfeldige avvik i grunnlagsmaterialet vil gjøre seg mer gjeldende på bestandsestimatene. Noen av estimatene vi føler oss mest usikre på er verdt å nevne spesifikt.

Alle bestands- og avskytingsestimatene for hjort i østlandskommunene er assosiert med usikkerhet. I de fleste av disse kommunene foreligger det relativt lite sett hjort-data, ingen naturlig dødelighetsestimat og bestandene er også veldig klumpvis fordelt. Her har vi derfor valgt å bruke parameterverdier basert på aggregerte sett dyr-data (over år og delvis også på tvers av kommuner). Dette kan ha ført til en homogenisering av bestandsestimatene, med den følge at bestandene (og nødvendig avskyting) er overestimert i noen kommuner og underestimert i andre.

Det er også usikkerhet knyttet til hvor høy dødeligheten av hjort var i østlandskommunene under snøvinteren 2018. Hjorten på Østlandet overvintret på arealer som ligger vesentlig høyere over havet og med kaldere klima enn i vest. I modellene har vi valgt å benytte de samme dødelighetsratene som i vestlandskommunene, men generelt tøffere vintre i øst kombinert med fôringsforbudet som inntrådte i 2016 (Rolandsen et al. 2018) kan ha ført til enda høyere dødelighet enn i vest. Det er denne sammenheng interessant å se at de to radiomerka hjortekollene som døde i 2018, ble merket i Hol kommune i 2017. Den relativt store nedgangen i antall felte hjort i østlandskommunene i 2018 (vedlegg 6.3) kan være en indikasjon på det samme. Den kan også skyldes det høye jaktuttaket året før (vedlegg 6.3), eller at jegerne antok høy irregulær avgang og derfor begrenset uttaket. Dersom dødeligheten faktisk var høyere enn antatt har vi sannsynligvis overestimert vinterbestanden i 2019 i flere av østlandskommunene og dermed også hvor mange dyr som må felles i de neste to årene.

Spesielt i Hol er det et misforhold mellom utviklingen i overvåkingsdata og beregnet bestandsutvikling (**Figur 6.3.16 – 6.3.18**), noe som vi antar skyldes overestimering av førjaktbestanden i 2018. Forholder vi antallet fallvilt med bestandsestimatet, må naturlig dødelighet ha vært høyere enn hva vi har antatt med mindre Hol har netto innvandring av hjort vinterstid (dette kan være tilfelle da mange hjort merka i Hol trekker sørøstover på sommeren, E. Meisingset & A. Myrseter upubliserte data). Tilsvarende ser vi et kraftige fall i antall dyr sett og felt pr. jegerdag i 2018 (**Figur 6.3.16**), noe som avviker mye fra modellberegningene (**Figur 6.3.18**). Vi anbefaler derfor forvaltningen å gjennomføre en mer forsiktig avskyting av hjort i Hol kommune enn hva som antydes i **tabell 6.3.6**.

Av vestlandskommunene er det i Aurland vi finner det største avviket mellom observert og beregnet bestandsutvikling. Sett dyr pr. jegerdag antyder en vesentlig reduksjon i bestandstetthet siden 2016 (**Figur 6.3.7**), men den samme utviklingen er bare delvis reflektert i den beregnede bestanden (**Figur 6.3.9**). Vi forventet å se en større respons etter det økte uttaket i 2017 (**Figur 6.3.8**), men høy kalveandel før jakt dette året (**Tabell 6.3.3**) tilsier at produksjonen kompenserte for deler av økningen i jaktuttaket. Vi velger likevel å tilrå en viss grad av forsiktighet med å gjennomføre en så kraftig avskyting som antydnet i 2019, dersom målet utelukkende er å redusere til 50 % av 2016-nivå. Samtidig anbefaler vi forvaltningen å overvåke bestandsutviklingen nøye.

For beregning av elgbestandene i østlandskommunene har vi hatt tilgang til mer og bedre data, og vi er sikrere på estimatene som beregnes. Likevel er vi skeptiske til de høye høstingsratene som produseres av bestandsmodellene i Gol (**Tabell 6.2.1**), Vestre Slidre og Hol (**Tabell 6.2.3**). I alle kommunene skyldes det høyere bestandsvekst i 2016 enn i andre kommuner, og i tillegg medvirker de lave estimatene på kalverekruttering i Hol samme år. Dette kan være et uheldig utslag av tilfeldigheter i sett elg-materialet, men det kan også avspeile spesielle forhold i disse kommunene.

I denne sammenheng er det viktig å merke seg at elgen har en kontinuerlig utbredelse i østlandskommunene med utstrakt vandring på tvers av kommunegrenser (Solberg et al. 2018). Det betyr at jakta som gjennomføres i en gitt kommune også vil ha effekt på omkringliggende bestander, og særlig i områder med store sesongtrekk som i Nordfjellaregionen (Solberg et al. 2018). Etter at jaktseasonen ble utvidet til jul gjennomføres nå mer av jakta sent på høsten – etter at høsttrekket er delvis over – og mange kommuner med netto innvandring vinterstid vil dermed høste av elg fra nabokommunene. Gol er en slik kommune, med netto innvandring vinterstid (Solberg et al. 2018) og der trekkelg utgjør deler av uttaket. En økning av uttaket sent i jakta vil redusere den relative effekten av høyt uttak på egen bestand, men kan øke uttaket fra bestander i omkringliggende kommuner. Samtidig kan vi ikke utelukke at det høye nødvendige uttaket vi har beregnet for Gol og Hol er et resultat av at mer av jakta nå gjennomføres sent i sesongen når innvandring av dyr gjør at flere dyr ses pr. jegerdag og jakta blir mer effektiv (økt antall felt pr. jegerdag).

### 4.3 Strukturering av jaktuttaket

I de neste årene mener vi jaktuttaket bør struktureres mer i samsvar med strukturen i bestanden før jakt enn hva som er tilfelle i dag. En slik høstingsstrategi gjør det mindre krevende å ta ut det nødvendige antallet dyr og den framtidige bestandsstrukturen vil være mest mulig lik dagens bestandsstruktur. For å få til en slik avskyting må det derfor høstes en langt større andel hunndyr enn hva som er vanlig. Av samme grunn vil det sannsynligvis være nødvendig å legge begrensninger på uttaket av de mest attraktive dyrene (ofte voksne hanndyr) for å dempe graden av jaktseleksjon. I motsatt fall kan det være at jaktinnsatsen rettes mot de mest attraktive dyra og at jakta avsluttes lenge før det nødvendige antallet mindre attraktive dyr (kalv og hunndyr) er felt.

For å begrense denne muligheten kan kommunene og jaktrettshavere innføre regler for hvor mange mindre attraktive dyr som må felles før det kan felles dyr fra de mest attraktive kategoriene. For eksempel kan det være ønskelig at det felles én til to elgkyr og én kalv før det tillates å felle én elgokse i østlandskommunene. I disse bestandene må okseandelen i avskytingen være omkring 30 % i 2019 og 2020, mens resten er hunndyr og kalv (vedlegg 6.2). I hjortebestandene er kjønnsraten mindre skjev, og følgelig er det tilstrekkelig at det felles omkring 1 kulle og en kalv for hver bukk. Disse høstingsreglene kan så avvikles når en gitt andel av kvoten er effektuert (eks. 70 %) og de kjønns- og aldersspesifikke kvotene i seg selv vil begrense graden av jaktseleksjon.

Alternativer til slike høstingsregler er at jaktseasonen utvides til januar, eller at det på andre måter tilrettelegges for økt uttak.

### 4.4 Hvordan vet vi om forvaltningsmålet er nådd?

Bestandsmodellene viser et anslag på hvor mange elg og hjort som må felles i de ulike kommunene for å nå forvaltningsmålet (vedlegg 6.2 og 6.3). På grunn av usikkerheten i bestandsestimatene er det imidlertid lite tilfredsstillende å benytte det nødvendige jaktuttaket i evalueringen av bestandsutviklingen. Spørsmålet er da hvilke andre muligheter vi har? I Norge bruker vi for det meste informasjon innsamlet under jakta til å overvåke utviklingene i bestandene, men det er ikke sikkert at disse overvåkingsmetodene fungerer like godt under så ekstraordinære forhold som vi nå står overfor.



Det mest nærliggende er å benytte utviklingen i antallet dyr sett og felt pr. jegerdag til å anslå når bestandene er halvert i forhold til 2016-nivå. Dersom disse indeksene forholder seg proporsjonalt til bestandsstørrelsen, kan vi anta at forvaltningsmålet er nådd når antallet hjort eller elg sett og felt pr. jegerdag også er halvert. I tidligere studier har vi vist at det ofte er et slikt proporsjonalt forhold mellom indeksverdiene og bestandsstørrelsen, men ikke alltid (Solberg et al. 2014). Avvik fra et proporsjonalt forhold kan særlig forventes i år det iverksettes tiltak som endrer sannsynligheten for å se eller felle et gitt dyr (Solberg et al. 2014). Dessverre er dette nettopp hva vi kan forvente i de neste to årene.

En nær dobling av jaktuttaket og vesentlig endring av sammensetningen, vil med stor sannsynlighet påvirke jakteffektiviteten og dermed sannsynligheten for å se og felle et gitt dyr. Under ordinær jakt vil effektiviteten vanligvis begrenses av tilgangen på dyr fra den minst tilgjengelige kjønns- og aldersgruppen ( gjerne voksne hanndyr), og mange dyr bli sett, men ikke felt, i påvente av at 'riktig' dyr dukker opp. De samme begrensningene vil i liten grad gjøre seg gjeldene de neste to årene, dersom jaktuttaket struktureres i samsvar med bestandssammensetningen. Under slike forhold vil gjerne det første og beste dyret bli felt og antallet dyr felt pr. jegerdag kan forbli høyt selv etter at en vesentlig bestandsreduksjon er gjennomført.

Antallet dyr sett pr. jegerdag vil muligens påvirkes i motsatt retning. En jegerdag er ikke standardisert til et visst antall timer på jakt, men varierer vanligvis lite mellom år så lenge jakttrykket og sammensetningen av jaktuttaket er det samme. Dersom jakta effektiviseres, som vi forventer når kvotene struktureres i samsvar med bestandens sammensetning, vil flere dyr kunne felles med mindre innsats, og mer av jaktdagen vil gå med til håndtering av jaktutbyttet (transport og slaktning). Resultatet blir da at antallet dyr som ses pr. jegerdag underestimeres og at indeksverdien kan halveres lenge før bestanden er halvert.

På toppen av disse begrensningene kommer instruksendringen som ble innført i 2018 for hvordan sett dyr skal registreres og rapporteres. Dette er i seg selv en fornuftig endring, men dessverre gjør endringen det også vanskelig å vurdere bestandsutviklingen i en overgangsperiode. Dette er fordi indeksverdiene etter instruksendringen ikke er direkte sammenlignbare med indeksverdiene fra foregående år (Solberg et al. 2019). Flere av kommunene i regionen har helt eller delvis endret instruksen i 2018, og i samsvar med nasjonale retningslinjer mener vi det er best om denne prosessen fortsetter. Som antydning over, tror vi det uansett vil bli krevende å bruke antallet dyr sett og felt pr. jegerdag som presise mål på bestandsutviklingen. Et alternativ er at observasjonene registreres basert på både ny og gammel instruks (se Solberg et al. 2017).

Etter at bestandsreduksjonen er gjennomført og høstingsratene er normalisert, forventer vi at sett og felt dyr pr. jegerdag på nytt vil kunne fungere som gode indekser på bestandsutviklingen. Utviklingen i indeksverdiene i forhold til den årlige avskytingen vil da kunne fortelle oss hvorvidt bestandene har nådd et ønsket nivå.

Et mer uhilda mål på bestandsendringen kan være utviklingen i antall fallvilt, eller aller best, antall trafikkdrepte elg og hjort. Fordelen med denne typen data er at de 'samles inn' av andre aktører enn jegerne og dermed også er uavhengige av at jaktbetingelsene endres. Flere studier har vist at det eksisterer et rimelig proporsjonalt forhold mellom bestandsstørrelsen og antallet trafikkdrepte elg og hjort på regionalt nivå, men også at antallet påvirkes mye av varierende vinterklima mellom år (eks. Solberg et al. 2009, Rolandsen et al. 2011). For å kunne bruke utviklingen i antallet trafikkdrepte fallvilt som mål på bestandsutviklingen bør derfor effekten av alle kjente årsaker til at elg og hjort dør i trafikken kontrolleres for i samme modell. På grunn av relativt få fallvilt vil sannsynligvis metoden være best egnet til å måle utviklingen på regionnivå.

En siste, men fortsatt utestet metode, er å benytte endringene i sett og felt elg pr. jegerdag, eller i bestandsstrukturen i løpet av jaktseasonen, til å beregne bestandsnedgangen de neste to årene. Disse metodene, som ofte går under navnet avgangsmodeller eller fangst-innsats-modeller (removal models, Williams et al. 2001), har vært benyttet til å estimere størrelsen av en rekke vilt- og fiskebestander med varierende hell (Gould & Pollock 1997). En viktig forutsetning for at metodene vil fungere er at bestandene endrer seg mye i løpet av jaktseasonen, i antall eller struktur (Williams et al. 2001). I de aktuelle kommunene forventer vi mellom 30 og 50 % reduksjon av førjaktbestanden i 2019 og 2020, noe som er et godt utgangspunkt for at disse metodene kan benyttes. I tillegg er det viktig at sett- og felt dyr-data samles inn og registreres på dagnivå.

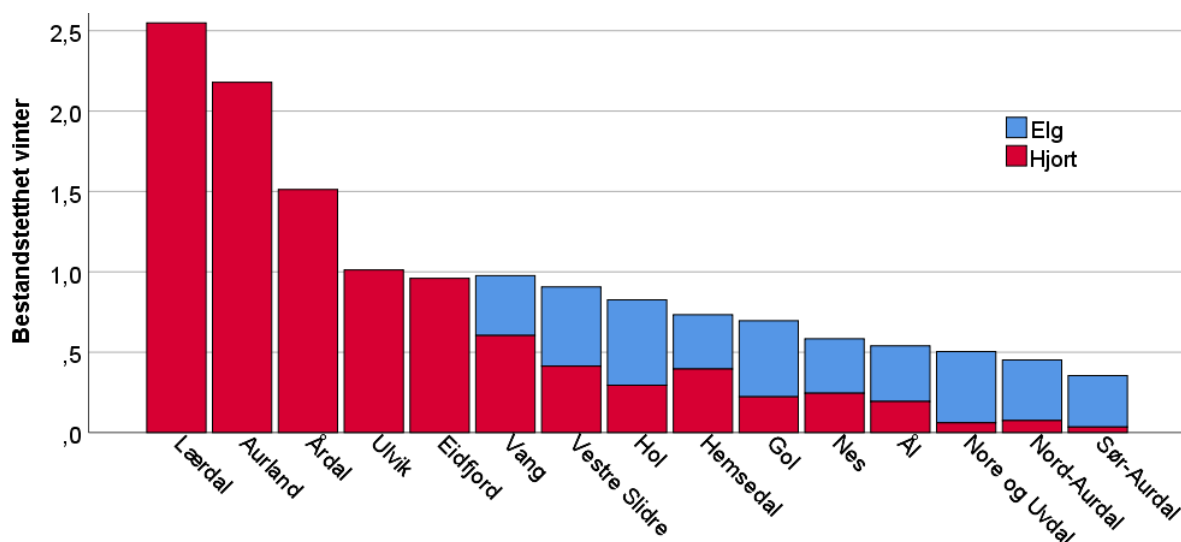
I praksis betyr dette at kommunene bør registrere alle typer overvåkingsdata (sett-data, felt-data, og fallviltdata), og aller helst på jaktfelt- og dagnivå (sett- og felt-data). Basert på et slikt materiale får forvaltningen en rimelig mulighet til å avklare i hvor stor grad bestandene reduseres de neste 2 årene. Vi anbefaler også at forvaltningsmyndighetene gjennomfører en årlig evaluering av jaktutøvelse og bestandsutvikling, slik at eventuelle store avvik i bestandsstruktur, avskytingsstruktur og jaktuttak kan korrigeres for så tidlig som mulig. Dette blir spesielt viktig dersom de neste to årene vil avvike mye med hensyn til klima og generelle levebetingelser for hjorteviltet.

## 4.5 Bestandstetthet og jaktuttak i brakkleggingsperioden

Etter at bestandsreduksjonen er gjennomført er det ønskelig at bestandstettheten holdes på samme nivå gjennom brakkleggingsperioden (vedlegg 6.1). Tettheten vil da være omkring halvparten av hva den var i samme kommune i 2016, men vil fortsatt variere mye mellom kommuner (**Figur 4.5.1**). Gitt at alle kommuner reduseres med samme andel (50 %), vil tettheten i 2021 være høyest i Lærdal, Aurland og Årdal og lavest i Sør- og Nord-Aurdal (**Figur 4.5.1**). Legg for øvrig merke til de relativt høye tetthetene av hjort i enkelte av østlandskommunene (se også **Figur 3.1.1**).

I brevet til kommunene (vedlegg 6.1) har Miljødirektoratet ut fra et smitterisikoperspektiv bedt om at de tetteste hjortebestandene reduseres med mer enn 50 %, med spesiell henvisning til bestandene i Lærdal og Aurland. Begge kommunene har store arealer innenfor Nordfjella villreiområde (**Figur 2.1.1**), og som vist i **figur 4.5.1** så er det også her vi vil ha de høyeste tetthetene av hjortedyr etter bestandshalvering. Dersom Miljødirektoratet ønsker å spesifisere målsetningen om ytterligere bestandsreduksjon, kan estimatene i **figur 4.5.1** benyttes som vurderingsgrunnlag. Bestandsmodellene kan deretter benyttes til å beregne det nødvendige jaktuttaket for å oppnå ønsket reduksjon. I vedlegg 6.6 viser vi en tilsvarende figur over beregnet tetthet av dyr i kommunene vinteren 2019 (**Figur 6.6.1**).

Etter bestandsreduksjonen vil færre dyr kunne felles pr. år enn tidligere. I mange av kommunene kan det likevel være mulig å felle mer enn 50 % så mange dyr som i 2016 (**Tabell 4.5.1**) fordi bestandene hadde positiv vekst i 2016 (dvs. kun deler av den årlige tilveksten ble tatt ut). Dette vil endre seg i brakkleggingsperioden når bestandene skal holdes på samme nivå, og hele den årlige tilveksten må høstes.



**Figur 4.5.1.** Forventet vintertetthet av elg og hjort i ulike kommuner i Nordfjellaregionen i 2021 forutsatt at bestandsreduksjonen gjennomføres som forventet. Bestandstettheten er målt som antall elg og hjort pr. km<sup>2</sup> skog og myr (se vedlegg 6.5 for areal pr. kommune). Bestandstettheten av elg i vestlandskommunene vil være lav og er ikke vist i figuren.

I tillegg forventer vi at bestandsreduksjonen vil ha en positiv effekt på dyras levestandard og graden av innvandring. Når bestandstettheten synker vil mattilfanget pr. individ øke, med positive ringvirkninger for kroppsvekst, fruktbarhet og overlevelse (Mysterud 2005). Den kraftige bestandsøkningen de siste 50 årene har utvilsomt ført til økt konkurranse i matfatet og reduksjon i både slaktevekter og fruktbarhetsrater for elg og hjort (Mysterud et al. 2001, Langvatn et al. 2004 Solberg et al. 2017). Når bestandene nå reduseres, forventer vi en reversering av denne prosessen, forutsatt at bestandene holdes på et lavt nivå over tid. Hvor fort disse endringene vil gjøre seg gjeldende er imidlertid usikkert, da tidligere studier antyder en viss tidsforsinkelse i responsen (Solberg et al. 2017).

Det er grunn til å tro at det vil foregå en netto innvandring av dyr fra omkringliggende kommuner etter bestandsreduksjon. Dette skjer fordi bestandstettheten i regionen vil bli vesentlig mye lavere enn i omkringliggende kommuner med den følge at færre dyr vil kunne vandre ut av enn inn i regionen. Hos elg og hjort er det vanlig at unge individer (åringsdyr og unge voksne) vandrer bort fra moras hjemmeområde (spredning) før de etablerer seg, og i mange tilfeller vil de krysse kommunegrensene (Loe et al. 2009, Rolandsen et al. 2010). Det er derfor grunn til å tro at netto innvandring vil være størst i de ytre kommunene i regionen.

Det finnes også krefter som virker i motsatt retning. I modellen antar vi ingen nedgang i kalveproduksjonen pr. hunndyr som følge av bestandsreduksjon, men vi kan ikke utelukke at dette vil skje i en viss grad. Dette er fordi graden av selektiv jakt på ulike aldersgrupper med stor sannsynlighet vil synke de neste to årene. Under dagens forhold er det for eksempel vanlig at yngre elgkyr felles med større sannsynlighet enn eldre og høyreproduktive elgkyr (eks. Solberg et al. 2000, Nilsen & Solberg 2006), med den følge at hunndyras gjennomsnittlig alder og fruktbarhet i elgbestanden er høy. Høyere jakt dødelighet for yngre hunndyr skyldes gjerne at uttaket av eldre hunndyr (2 år +) begrenses av lave kvoter, og at eldre hunndyr (2 år +) som ennå ikke har nådd reprodutiv alder, har større risiko for å bli skutt (fordi jegere vanligvis ikke feller kua fra kalven, Markussen et al. 2018).

**Tabell 4.5.1.** Forventet jaktuttak (antall felte dyr) fra de viktigste elg- og hjortebestandene i Nordfjella-regionen i 2021 i forhold til jaktuttaket i 2016 og i tidligere år, forutsatt at bestandsreduksjonen gjennomføres som forventet.

Kommune	Art	Beregnet uttak i 2021	Andel av uttak i 2016	Forrige toårs-periode med tilsvarende uttak	Antall felte dyr disse to årene
Gol	Elg	64	0,55	1991-1992	56 og 67
Hemsedal	Elg	21	0,48	1986-1987	19 og 24
Hol	Elg	59	0,64	1990-1991	51 og 67
Nes	Elg	66	0,50	1992-1993	51 og 81
Nord-Aurdal	Elg	89	0,50	1986-1987	89 og 90
Nore og Uvdal	Elg	96	0,49	1989-1990	95 og 98
Sør-Aurdal	Elg	88	0,48	1988-1989	84 og 92
Vang	Elg	21	0,47	1979-1980	18 og 23
Vestre Slidre	Elg	46	0,51	1989-1990	40 og 48
Ål	Elg	52	0,52	1991-1992	49 og 63
Årdal	Hjort	88	0,58	2007-2008	88 og 99
Lærdal	Hjort	208	0,52	2003-2004	208-228
Aurland	Hjort	105	0,63	2001-2002	103-110
Ulvik	Hjort	31	0,40	1997-1998	31 og 36
Eidfjord	Hjort	25	0,56	2001-2002	16 og 29

Når bestandene nå skal reduseres vil kvotene i mindre grad begrense uttaket av eldre (2 år +) hunndyr, og en større andel eldre og høyreproduktive elgkyr risikerer å bli skutt når flere vil miste kalven i løpet av jakta. Dette kan føre til en midlertidig reduksjon i kyrnes gjennomsnittsalder og -fruktbarhet i 2020 og 2021. Deretter vil en normalisering av kjønns- og alderssammensetningen i jaktuttaket føre til at aldersstrukturen justeres tilbake til tilstanden før bestandsreduksjon.

Hva som blir nettoeffekten på jaktuttaket av disse prosessene er vanskelig å si, og vil sannsynligvis også variere mellom kommuner og mellom artene. Effekten som virker via hunndyras aldersstruktur vil avhenge av hvor selektiv jakta var før nedskyting i forhold til graden av jaktseleksjon i løpet av nedskytingsfasen. Som påpekt er det derfor viktig å overvåke bestandene nøye i årene som kommer. På det viset kan eventuelle avvik fra forutsetningene raskt implementeres i modellene og jaktuttaket justeres. Av særlig interesse blir det å følge utviklingen i alderssammensetningen av eldre dyr i jaktuttaket i de kommunene der slike aldersanalyser gjennomføres årlig (eks. Meland & Roer 2018).

Alt i alt viser dette at jaktutbytte i brakkleggingsperioden vil bli vesentlig redusert i forhold til tidligere fordi antallet hunndyr vil bli redusert og fordi andre prosesser kan påvirke hvor mange kalv som produseres pr. hunndyr. Mange vil nok derfor oppfatte jakttilbudet som vesentlig forringet i forhold til tidligere. Det kan da være på sin plass å skue tilbake i historien for å se når man sist høstet tilsvarende mange dyr som forventet i 2021 (**Tabell 4.5.1**). I mange kommuner er dette rimelig kort tid siden. Særlig gjelder dette for hjorten, som stort sett har økt i antall og avskyting de siste 10-20 årene. Følgelig må vi kun tilbake til starten av 2000-tallet for å finne et tilsvarende uttak som i brakkleggingsperioden. For elgjegeerne blir kontrasten større da elgbestandene i regionen stort sett er redusert i størrelse de siste 20 årene (**Figur 3.1.2** og **3.1.3**). I mange kommuner må vi derfor tilbake til 1980-tallet for å finne tilsvarende lave avskytingstall (**Tabell 4.5.1**).

## 4.6 Korrigeringer

I slutten av prosjektperioden fikk vi informasjon fra Gol kommune om at feil antall elg felt var rapportert til SSB for årene 2017 og 2018. Årsaken er at forvaltningen i nabokommunene Ål og Nes administrerer enkelte av jaktfeltene i Gol kommune, og dyr felt i disse jaktfeltene var feilaktig rapportert felt i Ål og Nes. Det betyr at flere elg enn antatt faktisk var felt i Gol i 2017 (+5) og 2018 (+20), og at færre elg enn antatt var felt i Ål (-5 i 2017, -3 i 2018) og Nes (-17 i 2018) i samme periode. Da dette har konsekvenser for utfallet av bestandsmodellene, gjentok vi analysene for disse kommunene basert på det korrigerte datamaterialet. Estimaten som vises i vedlegg 6.2 er fra disse analysene.

Vi fant ingen grunn til å endre på de fleste resultatene vist i resultatkapittelet (kap. 3), da korrigerte data fra disse tre kommunene ikke hadde vesentlig effekt på gjennomsnittet på tvers av kommunene. Det var heller ikke å forvente da endringene i Gol gikk i motsatt retning av endringene i Nes og Ål. Resultatene vist for Gol, Ål og Nes i kap. 3.5 og vedlegg 6.4 og 6.6 er basert på korrigerte verdier.

## 4.7 Oppsummering og konklusjon

I rapporten har vi beregnet bestandsstørrelsen av elg og hjort i kommunene i Nordfjellaregionen i perioden 2016-2019, samt hvor mange dyr som må felles under jakt i 2019 og 2020 for å nå en bestand tilsvarende 50 % av 2016-nivået. Resultatene viser at det gjennomsnittlige jaktuttaket av elg må økes med henholdsvis 80 % og 30 % av 2018-uttaket i 2019 og 2020, mens det gjennomsnittlige uttaket av hjort må økes med henholdsvis 80 % og 40 % av 2018-uttaket i de samme to årene. Dette forutsetter at kalverekruttering, naturlig dødelighet og netto innvandring ikke avviker mye fra tilstanden i 2016 og 2017.

Bestands- og avskytingsestimatene er beheftet med en usikkerhet som vi ikke har et grunnlag for å kvantifisere. Det betyr at avskytingen vi har beregnet for 2019 og 2020 kan føre til en bestand i 2021 som avviker fra forvaltningsmålet (dvs. noe høyere eller lavere enn 50 % av 2016-nivå), men avviket er neppe veldig stort. Vi tror imidlertid at bestandene med større sannsynlighet vil være høyere enn lavere enn forvaltningsmålet i 2021 da vi var konservative (forsiktige) ved valg av parameterverdier i bestandsmodellene. Ved å overvåke jaktuttak og bestandsutviklingen nøye i årene som kommer kan eventuelle avvik fra forventningene justeres for slik at bestandene i 2021 blir så nærme forvaltningsmålet som mulig.

Usikkerhet i beregnet bestandsstørrelse og avskyting bør vurderes opp mot konsekvensene av å ta feil. Dersom vi har grovt underestimert nødvendig avskyting, betyr det at bestandene ikke blir redusert så mye som ønsket av sentrale forvaltningsmyndigheter og at skrantesykeprioner med større sannsynlighet kan smitte fra miljøet til hjorteviltbestandene i Nordfjellaregionen. Det betyr ikke at en halvering av bestandene helt vil eliminere at smitte kan overføres, men sannsynligheten for smitteoverføring vil bli lavere (Ytrefhus et al. 2018). I tillegg vil lavere enn nødvendig avskyting bidra til at færre elg og hjort kan testes for skrantesyke og dermed kan vi med lavere sannsynlighet avklare om skrantesyke allerede har spredt seg til disse bestandene.

Konsekvensene av å overestimere nødvendig avskyting er at bestandene blir redusert til mindre enn 50 % av 2016-nivå (reduseres med mer enn 50 %). Det vil medføre at risikoen for smitteoverføring synker ytterligere og at sannsynligheten for å oppdage om skrantesyke alt har spredt seg til elg- og hjortebestandene vil øke. Kostnaden er imidlertid at færre dyr kan høstes i løpet

av brakkleggingsperioden, og det vil ta lenger tid å bygge opp bestanden etter at brakkleggingsperioden er over. Vi anser det dog lite sannsynlig at bestandene vil bli redusert til langt under forvaltningsmålet fordi bestandene vil overvåkes i nedskytingsfasen og fordi det blir stadig mer krevende å høste en gitt andel av bestandene desto lavere bestandene blir.

Når brakkleggingsperioden er over forventer vi at bestandene igjen kan økes til tidligere nivå. Dersom bestandene er like produktive som i 2016 og 2017 og ikke høstes, kan dette skje raskt. Basert på bestandsmodellene kunne elgbestandene i fravær av jakt ha vokst med i gjennomsnitt 34 % pr. år i 2016 og 2017 (**Tabell 3.4.1**), mens hjortebestandene potensielt kunne ha vokst med 26 % pr. år i gjennomsnitt (**Tabell 3.4.2**). Allerede ett år etter at brakkleggingsperioden er over kan derfor bestandene ha tatt igjen mye av det tapte, forutsatt at bestandene ikke høstes. I de påfølgende årene vil vekstraten synke – fordi kjønnsraten blir jevnere og gjennomsnittsalderen lavere i fravær av selektiv jakt – men ikke mer enn at bestandene vil være tilbake til utgangspunktet etter 3-4 år. Denne prosessen vil gå raskere i elgbestandene enn i hjortebestandene fordi elgen vanligvis er en mer produktiv art. Dersom det også skal jaktes i bestandene vil nødvendigvis oppbyggingsfasen kreve mer tid.

## 5 Referanser

- Austrheim, G., Solberg, E.J. & Mysterud, A. 2011. The shift from livestock grazing to wild ungulate browsing in northern ecosystems. What are the effects on plant dynamics? *Wildlife Biology* 17: 286-298.
- Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. & Andersen, R. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. (Cervid and livestock herbivory in Norwegian outlying land from 1949 to 1999). *Rapp. Zool. Ser.* 2008.
- 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): 88.
- Bjørneraas, K., Lund, E., Solberg, E.J., Veiberg, V. & Rolandsen, C.M. 2018. Endringer i føring av sett elg og sett hjort. *Hjorteviltet*: 18-19.
- DeVivo, M.T., Edmunds, D.R., Kauffman, M.J., Schumaker, B.A., Binfet, J., Kreeger, T.J., Richards, B.J., Schätzl, H.M. & Cornish, T.E. 2017. Endemic chronic wasting disease causes mule deer population decline in Wyoming. *Plos One* 12(10): e0186512.
- Edmunds, D.R., Kauffman, M.J., Schumaker, B.A., Lindzey, F.G., Cook, W.E., Kreeger, T.J., Grogan, R.G. & Cornish, T.E. 2016. Chronic wasting disease drives population decline of white-tailed deer. *Plos One* 11(8): e0161127.
- Ericsson, G. & Wallin, K. 1994. Antallet älgar som ses – bare en fråga om hur många som finns. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Animal Ecology.
- Ericsson, G. & Wallin, K. 1999. Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. *Wildlife Biology* 5(3): 177-185.
- Gangsei, L.E. 2013. A Bayesian method for estimating moose (*Alces alces*) population size based on hunter observations and killed at age data. Master Thesis 2013. Norwegian University of Life Sciences.
- Gould, W. R. & Pollock, K. H. 1997. Catch-effort maximum likelihood estimation of important population parameters. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 890-897.
- Grøtan, V. 2003. Large scale synchronization of moose (*Alces alces*) population dynamics through climate and harvest. Cand. Scient. Thesis, Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology.
- Haley, N.J. & Hoover, E.A. 2015. Chronic wasting disease of cervids: current knowledge and future perspectives. *Annual Review of Animal Biosciences* 3: 305-325.
- Hatter, I.W. & Bergerud, W.A. 1991. Moose recruitment, adult mortality and rate of change. *Alces* 27: 65-73.
- Langvatn, R., Mysterud, A., Stenseth, N.C., & Yoccoz, N.G. 2004. Timing and synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. *American Naturalist* 163: 763-772.
- Loe, L.E., Mysterud, A., Veiberg, V., & Langvatn, R. 2009. Negative density dependent emigration of males in an increasing red deer population. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 276: 2581-2587.
- Loison, A. & Langvatn, R. 1998. Short- and long-term effects of winter and spring weather on growth and survival of red deer in Norway. *Oecologia* 116(4): 489-500.
- Markussen S.S., Loison A., Herfindal I., Solberg E.J., Haanes H., Røed K.H., Heim M. & Sæther B.-E. 2018. Fitness correlates of age at primiparity in a hunted moose population. *Oecologia*. 186: 447–458.



- Mattilsynet & Miljødirektoratet 2017. Reetableringsplan for villreinbestanden i Nordfjella sone 1.
- Meland, M. & Roer, O. 2018. Aldersregistrering og bestandsvurdering av elg i ValHal etter jakta 2017. FAUN Rapport 19. FAUN Naturforvaltning.
- Moen, A. 1999. National Atlas of Norway: Vegetation. Norwegian Mapping Authority, Hønefoss.
- Morellet, N., Gaillard, J.M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F. & Maillard, D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology* 44(3): 634-643.
- Morellet, N., Klein, F., Solberg, E. & Andersen, R. 2010. The census and management of populations of ungulates in Europe. I: Putman, R., Andersen, R., Apollonio, M. (red.) *Ungulate management in Europe: problems practices*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 106-143.
- Mysterud, A. & Rolandsen, C.M. 2018. A reindeer cull to prevent chronic wasting disease in Europe. *Nature ecology and evolution* 2(9): 1343-1345.
- Mysterud, A. 2005. Er norske økosystemer overbeitet av hjortevilt? *Hjorteviltet* 15: 18-23.
- Mysterud, A., Meisingset, E.L., Veiberg, V., Langvatn, R., Solberg, E.J., Loe, L.E., & Stenseth, N.C. 2007. Monitoring population size of red deer: an evaluation of two types of census data from Norway. *Wildlife Biology* 13: 285-298.
- Mysterud, A., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C., & Langvatn, R. 2001. Effects of age, sex, and density on body weight of Norwegian red deer: evidence of density-dependent senescence. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 268: 911-919
- Nilsen, E.B. & E.J. Solberg 2006. Patterns of hunting mortality in Norwegian moose populations. *European Journal of Wildlife Research* 52: 153-163.
- Nilsen, E.B., Pettersen, T., Gundersen, H., Milner, J.M., Mysterud, A., Solberg, E.J., Andreassen, H.P. & Stenseth, N.C. 2005. Moose harvesting strategies in the presence of wolves. *Journal of Applied Ecology* 42: 389-399.
- Robinson, S.J., Samuel, M.D., O'Rourke, K.I. & Johnson, C.J. 2012. The role of genetics in chronic wasting disease of North American cervids. *Prion* 6(2): 153-162.
- Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Bjørneraas, K., Heim, M., Van Moorter, B., Herfindal, I., Garel, M., Pedersen, P. H., Sæther, B.-E., Lykkja, O.N., & Os, Ø. 2010. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag, Bindal og Rissa 2005 - 2010- Sluttrapport. NINA Rapport 588. Norsk institutt for naturforskning.
- 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): 113.
- Rolandsen, C.M., Solberg, E.J., Tufto, J., Sæther, B.-E. & Heim, M. 2003. Factors affecting detectability of moose *Alces alces* during the hunting season in northern Norway. *Alces* 39: 79-88.
- Rolandsen, C.M., Våge, J., Hopp, P., Benestad, S.L., Mysterud, A., Viljugrein, H., Solberg, E.J., Strand, O., Ytrefhus, B., Vikøren, T., Madslie, K., Tarpai, A., Næss, C., Haavardstun, T., Veiberg, V., Heim, M. & Rudningen, K. 2018. Kartlegging av skrantesjuka (Chronic Wasting Disease - CWD) i 2016 og 2017. NINA Rapport 1522 / Veterinærinstituttet Rapport 13. Norsk institutt for naturforskning og Veterinærinstituttet.
- Solberg, E.J. & Sæther, B.-E. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. *Wildlife Biology* 5(2): 107-117.
- Solberg, E.J. V. Veiberg, C.M. Rolandsen & E.B. Nilsen 2019. Sett elg og sett hjort – Hvorfor ny instruks? *Hjorteviltet* 2019.

- Solberg, E.J., A. Loison, B-E. Sæther & O. Strand. 2000. Age-specific harvest mortality in a Norwegian moose *Alces alces* population. *Wildlife Biology* 6: 41-52.
- Solberg, E.J., Grøtan, V., Rolandsen, C.M., Brøseth, H. & Brainerd, S. 2005. Change-in-sex ratio as an estimator of population size for Norwegian moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 11(2): 163-172.
- Solberg, E.J., Rolandsen, C.M. & Heim, M. 2018. Merkeprosjekt elg i Valdres og Hallingdal elgregion (ValHal) og øvre Hallingdal. Sluttrapport. NINA Rapport 1395. Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, E.J., Rolandsen, C.M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B.-E., Nilsen, E.B., Austrheim, G. & Herfindal, I. 2006. Elgen i Norge sett med jegerøyne - En analyse av jaktmaterialet fra overvåkingsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. NINA Rapport 125. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.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., Nilsen, E.B., Rolandsen, C.M., Ueno, M., 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., Veiberg, V., Rolandsen, C.M. & Nilsen, E.B. 2017. Sett elg- og sett hjort-rapportering - bør vi endre registreringsinstruksen? NINA Rapport 1327. Norsk institutt for naturforskning.
- Ueno M, Solberg EJ, Iijima H, Rolandsen, C.M, & Gangsei, L.E. 2014. Performance of hunting statistics as spatiotemporal density indices of moose (*Alces alces*) in Norway. *Ecosphere*. 5(2):1-20.
- Veiberg, V., Loe, L.E., Mysterud, A., Solberg, E.J., Langvatn, R. & Stenseth, N.C. 2007. The ecology and evolution of tooth wear in red deer and moose. *Oikos* 116(11): 1805-1818.
- Veiberg, V., Nilsen, E. B., & Ueno, M. 2010. Framtidig forvaltning av norske hjortebestandar – utfordringer knytt til bestandstetleik og demografi. – NINA Rapport 571. 40 s.
- Viljugrein, H., Hopp, P., Benestad, S.L., Nilsen, E.B., Våge, J., Tavoranpanich, S., Rolandsen, C.M., Strand, O. & Mysterud, A. 2019. A method that accounts for differential detectability in mixed samples of long-term infections with applications to the case of chronic wasting disease in cervids. *Methods in Ecology and Evolution* 10(1): 134-145.
- VKM 2017. CWD in Norway – a state of emergency for the future of cervids (Phase II). Opinion of the panel on Biological Hazards. ISBN: 978-82-8259-266-6, Oslo, Norway.
- Wam, H.K., Hjeljord, O. & Solberg, E.J. 2010. Differential forage use makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology* 88(12): 1179-1191.
- Wam, H.K., Solberg, E.J. & Hjeljord, O. 2019. Et hardt år for elgene i Sør-Norge. Hjorteviltet 12.04.2019.
- Williams, B. K., Nichols, J. D. & Conroy, M. J. 2001. Analysis and management of animal populations. Academic Press, San Diego.
- Ytrehus, B., Grahek-Ogden, D., Strand, O., Tranulis, M., Mysterud, A., Aspholm, M., Jore, S., Kapperud, G., Møretrø, T., Nesbakken, T., Robertson, L., Melby, K. & Skjerdal, T. 2018. Factors that can contribute to spread of CD - an update on the situation in Nordfjella, Norway.

Opinion of the Panel on biological hazards. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM).

## 6 Vedlegg

### 6.1 Brev til kommunene



«MottakerNavn»  
«Adresse»  
«PostNr» «Poststed»

Trondheim, 28.02.2019

Dykkar ref.:  
[Dykkar ref.]

Vår ref. (bes oppgitt ved svar):  
2019/3864

Sakshandsamar:  
Karen Lone

### Vidare arbeid med bestandsreduksjon av hjortevilt i Nordfjella-regionen

Miljødirektoratet ber kommunane innrette forvaltninga av hjortevilt mot eit midlertidig mål om lågare tettleik av hjortevilt i brakkleggingsperioden for Nordfjella sone 1. Arbeidet er ledd i kampen mot spreiring av smittsam skrantesjuka (CWD), og vil krevje aktiv oppfølging frå kommunen gjennom heile brakkleggingsperioden. Dette brevet skisserer rammer for arbeidet framover og avklarar foreløpige måltal for hjorteviltbestandene i regionen.

Ei halvering av bestandsstorleiken for elg og hjort i forhold til 2016-nivået er ønskeleg i alle dei 15 kommunane som inngår i Nordfjella-regionen. Tette hjortebestandar utgjer den største risikoen og må reduserast i endå større grad. Spesielt gjeld dette hjortebestanden i Lærdal og Aurland.

#### Bakgrunn

Det er eit nasjonalt mål å utrydde skrantesjuka på hjortevilt. Færre elg og hjort i område der deler av bestanden har sesongtrekk til Nordfjella villreinområde vil begrense potensiell spreiring av skrantesjukemitte. Auka uttak vil også bidra til tidleg smitteoppdaging eller friskmelding av bestandane.

Forvaltninga av hjortevilt i Noreg har sterk lokal forankring, og det er eit stort ansvar lagt til kommunar og lokale forvaltningsstrukturar og jaktrettshavarar. Mattilsynet har ansvar for bekjemping av skrantesjuka i Noreg, medan Miljødirektoratet har eit overordna ansvar for viltforvaltninga. Det er i fellesskapets interesse å redusere hjorteviltbestandane ut ifrå eit smittevernsyn.

Miljødirektoratet ber difor kommunane om å innrette forvaltninga av hjortevilt lokalt etter det nasjonale målet om å utrydde smittsam skrantesjuka, som er ein stor trussel mot både viltlevande og oppdretta hjortedyr i Noreg.

Postadresse: Postboks 5672, Torgarden, 7485 Trondheim | Telefon: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01  
E-post: post@miljodir.no | Internett: www.miljodirektoratet.no | Organisasjonsnummer: 999 601 391  
Besøksadresser: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim | Grensesvingen 7, 0661 Oslo|



Kommunane har tidlegare fått anbefaling om å redusere tettleiken av elg, hjort og rådyr, blant annet i brev frå Miljødirektoratet av 6. april 2017 og brev frå Mattilsynet 2. juni 2017. Tiltak har blitt satt inn i fleire kommunar.

Den nyaste rapporten frå Vitskapskomiteen for mat og miljø (VKM) frå 14. desember 2018 viser at det er behov for ei vidareføring og opptrapping av dette arbeidet lokalt. Det er også behov for å sjå tiltaka som har blitt gjort i samanheng og koordinere det vidare arbeidet.

#### **VKM-rapporten frå 14. desember 2018 peikar på risikoen hjorteviltbestandene utgjær**

VKM kom 14. desember 2018 med ei oppdatert vurdering av faktorar som påverkar smittespreiing av skrantesjuka i og ut av Nordfjella. Rapporten er utarbeida på oppdrag frå Mattilsynet. VKM har belyst risikofaktorar som kan bidra til overføring av smitte, og tiltak som kan redusere sannsynet for dette.

Førekost og aktivitet av elg og hjort i Nordfjella er ein av dei største risikofaktorane for spreiging av skrantesjuka ut av Nordfjella. Smittefare går i hovudsak ut på at det kan finnast dyr som ber smitte (dvs. dyra er smitta tidlegare), eller at nye dyr som kjem inn i området får i seg smittestoff frå miljøet. Det er knytt usikkerheit til om det kan vere smitte i desse bestandane. Salteplassar utgjær ein spesiell fare for opptak av smittestoff frå miljøet og frå andre dyr. Generelt trekk salteplassar til seg hjortedyr (lokalt) og fungerer som ein "hot-spot" for smitteoverføring.

VKM sitt faglege råd for å redusere eksponeringa er todelt og peikar både på å begrense tilgangen til salteplassar, og å reducere tettleiken av hjortevilt i området. Det må arbeidast parallelt med begge desse tiltaka.

#### **Vårt signal om foreløpig målsetting**

Mattilsynet og Miljødirektoratet har sett ned ei fagleg ressursgruppe med tverrfagleg ekspertise på sjukdomen, smittebekjemping, viltøkologi og viltforvaltning. Den faglege ressursgruppa har tilrådt at det i brakkeleggingsperioden for Nordfjella sone 1 bør vere ein betydeleg lågare bestand av hjort og elg i dei omkringliggande kommunar for å redusere talet dyr som brukar beiteområder innanfor villreinarealet i sone 1.

Den faglege ressursgruppa har peika på at det er spesielt behov for å redusere hjortebestanden i Lærdal og Aurland. Risikoen er ekstra stor pga. høg bestandstettleik og stort overlapp i arealbruk med tidlegare infisert reinsbestand. Eit målretta uttak av individa som brukar eller har brukt areal innanfor sone 1 er spesielt ønskeleg, i den grad det er mogleg.

Både elg- og hjortebestandar bør reduserast. Hjort er den største risikofaktoren. Der tettleiken på hjort er høg må ein legge til rette for spesielt stor reduksjon. Rådyr utgjær til samanlikning ein relativt liten fare utifrå den låge rådyrtettleiken nær Nordfjella og artens meir avgrensa arealbruk. Den generelle oppmodinga om reduksjon rettar seg difor mot elg og hjort. Det er likevel spesielt oppmoda til å ta ut enkeltindivid av rådyr som vert observert i fjellnære område.

Hjort og elg som brukar areal i Nordfjella som sommarbeite kan ha lange vår- og haustvandringar. Dyr vandrar frå og returnerer til område som ligg langt unna Nordfjella. Vandringmønsteret er ikkje



eit resultat av høg bestandstettleik, så ein vil også ved lågare tettleik ha dyr som trekk til Nordfjella.

Miljødirektoratet konkretiserer no ei foreløpig målsetjing for kommunane i Nordfjella-regionen for bestandsreduksjon til under halvparten av 2016-nivå. I Lærdal og Aurland er det behov for endå større reduksjon av bestandane i forhold til 2016. Bestandsreduksjonen er eit midlertidig tiltak i brakkleggingsperioden. Det vil likefullt vere behov for ei god forvaltning av bestandane for å oppretthalde god kondisjon og bestandsstruktur.

#### **Kommunane det gjeld**

Kommunane det gjeld har bestandar av hjort og elg som tidvis brukar areal i Nordfjella. Dette ligg til grunn for utvalet av dei 15 kommunane, som også utgjer Nordfjella-regionen i kartleggingsprogrammet for skrantesjuka.

Det er følgjande kommunar: **Ulvik, Lærdal, Aurland, Hemsedal, Eidfjord, Hol, Ål, Gol, Nes, Nord-Aurdal, Nore og Uvdal, Sør-Aurdal, Vang, Vestre Slidre og Årdal kommunar.**

Det er spesielt viktig med god gjennomføring i kommunane som har areal innanfor Nordfjella-sona i forskrift om soneforvaltning av CWD, dvs. Lærdal, Aurland, Ulvik, Eidfjord, Hemsedal, Ål og Hol. Lærdal og Aurland er i ei særstilling blant desse, både som en følge av høg hjortetettleik og at ein del av hjorten i desse kommunane har spesielt stor overlappende arealbruk med den infiserte villreinflakken som gjekk i sone 1. Dette dannar grunnlaget for eit særskilt behov for reduksjon, prøvetaking og friskmelding av bestandane her, jf. VKM-rapporten.

#### **Kommunane sitt ansvar**

Kommunen har viktige administrative oppgåver i hjorteviltforvaltninga, og set også retninga for den praktiske forvaltninga av hjort, elg og rådyr lokalt.

Kommunane skal, i samsvar med hjorteviltforskrifta § 3, sette mål for utviklinga av bestandane innan sitt område. Eit stort haustbart overskot og næringsmoglegheiter kan vere viktige faktorar for enkelte rettshavarar. Men målet for dei fleste kommunar/områder er å ha ein bestand som består av dyr i god kondisjon og med god helse. Aktiv smittebekjemping er avgjerande for at det på lengre sikt skal vere mogleg å hauste av og utnytte våre hjorteviltbestandar i næringsssamheng.

Skrantesjuka er eit nytt og viktig omsyn som vil ha konsekvensar i fleire år. Ein bestandsreduksjon av skrantesjuka-omsyn kan i mange område ha positive ringverknader i form av redusert omfang av viltpåkøyrslar og beiteskadar på skog og landbruk. Redusert naturleg beitekonkurranse vil kunne gje betre vekstvilkår og auka produktivitet for dei attlevande dyra. I lågareliggende område vil det kunne bli lågare førekomst av flåttoverførte sjukdomar, som Lyme borreliose hos menneske, sjodogg hos sau og raupiss hos storfe.

Forvaltninga av hjortevilt har sterk involvering av og ansvar lagt til rettshavarane sjølve. Det sterke eigarskapet er ein fordel fordi det gjev forankring for avgjerder. Det følgjer samtidig eit ansvar med den enkelte for å gjennomføre ei praktisk forvaltning som tener samfunnet som heilskap, ikkje berre egne kortsiktige interesser.



Det er viktig å sikre ei felles forståing av problemet, om rettar og pliktar, semje om målet og best mogleg samhandling. Informasjonsarbeid vil vere ein viktig del av arbeidet med temaet i kommunane.

#### **Gjennomføring og tiltak**

Regelverket for dagens hjorteviltforvaltning gir gode føresetnader for å kunne gjennomføre ein kontrollert bestandsreduksjon ved ordinær jakt. Ein må vurdere ulike verkemiddel for å stimulere til det ønska uttaket og bestandsutviklinga. Ein kan sjå på tiltak for å auke fellingsprosenten, og samansetninga av alders- og kjønnskategoriar i uttaket.

Til dømes er det kommunen som fastset minstearealet for elg, hjort og rådyr i forskrift, og dermed kor mange fellingsløyve som vert tildelt. I kommunar der det er naudsynt å auke kvotar for å oppnå auke i felling, kan dette gjerast ved endring av minsteareal, eventuelt gjennom å fråvike minstearealet med opptil 50% utan å fastsette eit nytt minsteareal (hjorteviltforskrifta § 7). Fråvik av minsteareal kan nyttast for særskilte vald og eit avgrensa tidsrom.

Det bør vere eit mest mogleg målretta uttak av dyr som har overlappande arealbruk med villreinen innan sone 1 før hausttrekket byrjar, medan dyra står i høgda tidleg i jaktseasonen. For de meir perifere kommunane i aust, vil det vere ein fordel å auke uttaket av dyr seint på hausten når trekkindivid (delvis frå Nordfjella) kjem. Eit tiltak kan vere bevisstgjerjing av dette behovet.

Miljødirektoratet er open for å sjå på andre særlege tiltak som krev dispensasjonar frå gjeldande regelverk, til dømes jakttid og kvotereglar. Uttak av dyr som samlar seg i lågareliggande overvintringsområde kan også vere ein effektiv måte å auke uttaket på. Kommunane må då sende Miljødirektoratet ein grunngjeven søknad om dispensasjon frå aktuelle forskrifter.

Kommunen kan ved eige tiltak iverksette uttak av hjortevilt for å avverje skade på eksempelvis avling og skog, jf. naturmangfoldloven § 18 fjerde ledd og § 18 første ledd bokstav b.

#### **Tidshorisont**

Reduksjonane av bestandane er eit midlertidig tiltak for å begrense smittespreiing i brakkleggingsperioden. Brakkleggingsperioden vil vare i minst 5 år frå våren 2018.

På kort sikt hastar det med å få framdrift i dette arbeidet. Reduksjonen bør skje raskt, og det er behov for å oppnå resultat av arbeidet allereie i løpet av jakta 2019. Det er viktig at dette vert tatt inn i det arbeidet som gjerast no på vårparten 2019 med planlegging av haustjakta og kvotefastsetting m.m.

Samtidig er dette eit meir langsiktig arbeid. Målet om redusert bestandstettleik av hjortevilt vil krevje oppfølging gjennom heile brakkleggingsperioden. Det vil vere behov for informasjonsarbeid for å auke forståinga av situasjonen og skape motivasjon blant forvaltningsaktørane og rettshavarar gjennom heile perioden. Behova vil kanskje endre seg i løpet av perioden.





#### **Fagleg støtte frå NINA - deira oppdrag**

Det er behov for ei ytterlegare konkretisering av kva som inngår i målsettinga om bestandsreduksjon av hjortevilt i dei 15 kommunane der bestandsreduksjon er ønska, og kunnskap som kan vere til støtte for den lokale forvaltninga i dette arbeidet.

Miljødirektoratet har bede NINA yte fagleg støtte ved å samanstille data frå dei respektive kommunane, basert på observasjons- og jaktstatistikk, og utarbeide alternative avskytingstrategiar. Dette vil samanstillast i ein samla rapport til Miljødirektoratet og kommunane.

Ved ein reduksjon over kort tid og auka/endra avskyting er det eit mål å behalde ein god kjønns- og aldersstruktur i de ulike områda. Datagrunnlaget og modellane som NINA skal framstille i løpet av våren vil vere eit verktøy for forvaltninga. Målet er at kommunane skal få betre kunnskap om bestandane og om alternative strategiar for å nå målsetninga om reduksjon.

Oppdraget til NINA er avgrensa til å omfatte utarbeiding av aktuelle bestands- og haustingsmodellar for kvar kommune. Desse kan brukast til å utforske korleis ulike uttak påverkar alders- og kjønnsamansetning og bestandstorleiken over tid.

NINA vil forsøke å kvantifisere kor stort uttak ein treng for å oppnå reduksjonsmåla over eitt til to år. Det vil også belyse korleis måla kan nåast ved ulike strategiar for alders- og kjønnsamansetninga i uttaket.

Arbeidet inneber at det vert laga bestandsestimater for kvar kommune. Til dette arbeidet vil ein bruke statistiske modellar som i første omgang vil gje eit grovt bestandsestimater. I dette arbeidet vil NINA bruke data som er innsamla tidlegare (sett hjort/elg, fellingsdata og overvakingsprogrammet for hjortevilt m.m.). Metoden vil i åra som kjem kunne utviklast og gje meir presis informasjon. Dette er etterspurt både i denne konteksten og i forvaltninga av hjort og elg i resten av landet. Miljødirektoratet oppfordrar kommunane til å vere ein aktiv partner i dette arbeidet.

Arbeidet til NINA skal vere av nytte for kommunane allereie i år. NINA skal levere rapporten 1. mai. Med dette tidsperspektivet må kontakten mellom 15 kommunar og NINA strukturast. Sannsynlegvis blir det to kontaktpunkt (presentasjon av metodikken, og skriftleg tilbakemelding på eit utkast) der kommunane kan kome med sine innspel undervegs på rapporten NINA lagar.

#### **Fagleg støtte frå Norsk Hjortesenter**

Miljødirektoratet har også ein avtale med Norsk Hjortesenter (Svanøy) om å tilby fagstøtte til kommunane i arbeidet med bestandsreduksjon av hjort spesielt. Norsk Hjortesenter kan mellom anna hjelpe kommunane i det konkrete arbeidet med å utarbeide og revidere bestandsplanar. Kommunane kan kontakte Norsk Hjortesenter direkte om bistand til dette.

#### **Samarbeid og erfaringsutveksling - Kontaktperson**

Me oppmodar kommunane til å tenkje gjennom og ta initiativ sjølve til kva slags aktivitetar og støtte ein eventuelt treng i arbeidet med å gjennomføre ein bestandsreduksjon av hjortevilt. Det





kan vere ulike typar eller arenaer for erfaringsutveksling mellom kommunar, kompetansebygging, eller informasjonsarbeid lokalt. Eventuelt praktisk tilrettelegging i samband med jakta.

Også fylkeskommunane skal med si rolle og sine verktøy bidra til å setje målsettinga på dagsorden og skape samhandling i regionen mot dei felles måla.

Miljødirektoratet ønsker å få til eit godt samarbeid med kommunane om temaet, og vil gjerne ha nær kontakt med kommunane. For å sikre rask og god informasjonsspreiing, ber vi i første rekke om at dei 15 kommunane melder tilbake kven som skal fungere som kontaktperson i kommunen overfor Miljødirektoratet og NINA. Ta gjerne kontakt dersom dykk har konkrete innspel i samband med dette arbeidet.

**Meld tilbake med namn, e-post og telefonnummer til kontaktperson. Sendast på e-post til [karen.lone@miljodir.no](mailto:karen.lone@miljodir.no), som er saksbehandlar på dette hos Miljødirektoratet, innan 20.mars.**

Helsing  
Miljødirektoratet

*Dette dokumentet er elektronisk godkjend*

Knut Morten Vangen  
seksjonsleder

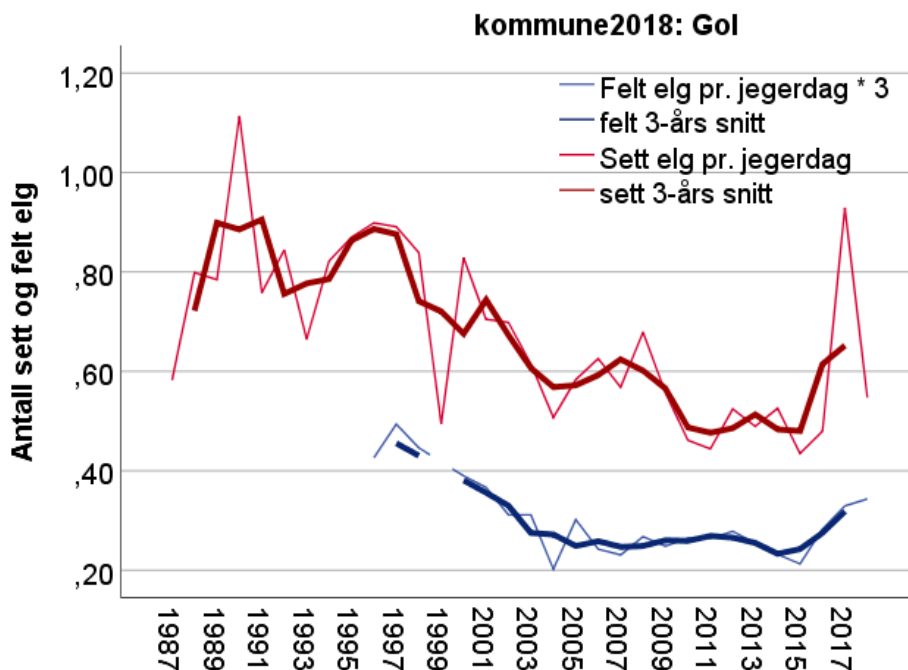
Karen Lone  
rådgiver

Tenk miljø - vel digital postkasse frå e-Boks eller Digipost på [www.norge.no](http://www.norge.no).

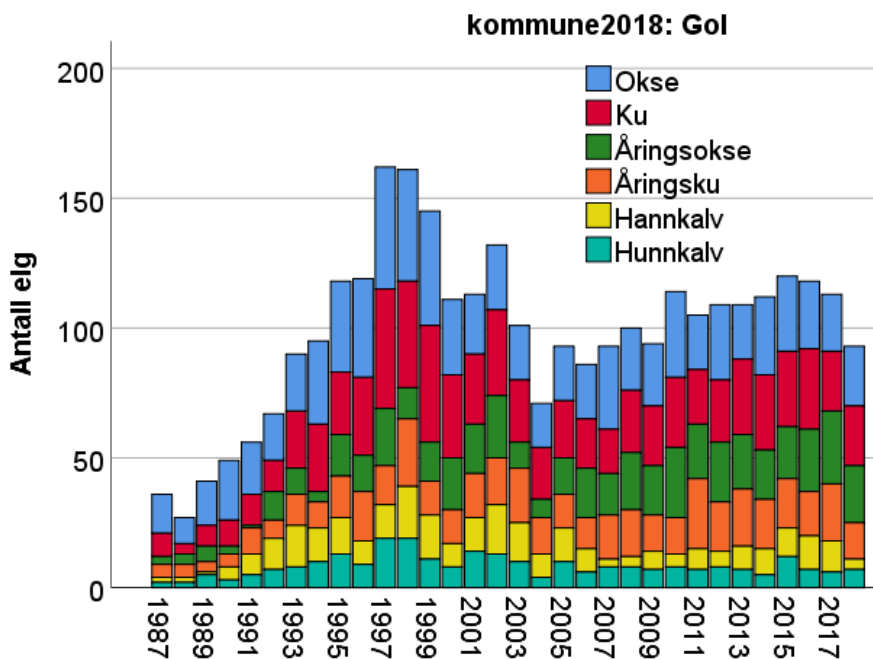
Kopi til:

Buskerud fylkeskommune	Postboks 3563	3007	DRAMMEN
Hordaland fylkeskommune	Boks 7900	5020	Bergen
Sogn og Fjordane fylkeskommune	Askedalen 2	6863	Leikanger
Oppland fylkeskommune	Postboks 988	2626	Lillehammer
Nordfjellarådet			
Landbruks- og matdepartementet	Postboks 8007 Dep	0030	OSLO
Klima- og miljødepartementet	Postboks 8013 Dep	0030	OSLO
Mattilsynet	Postboks 383	2381	Brumunddal
Norsk institutt for naturforskning	Postboks 5685 Torgarden	7485	Trondheim
Norsk Hjortesenter	Svanøy	6914	SVANØYBUKT
Nordfjella og Fjellheimen villreinnemnd	v/Siri Bøthun Naturforvaltning	6896	FRESVIK

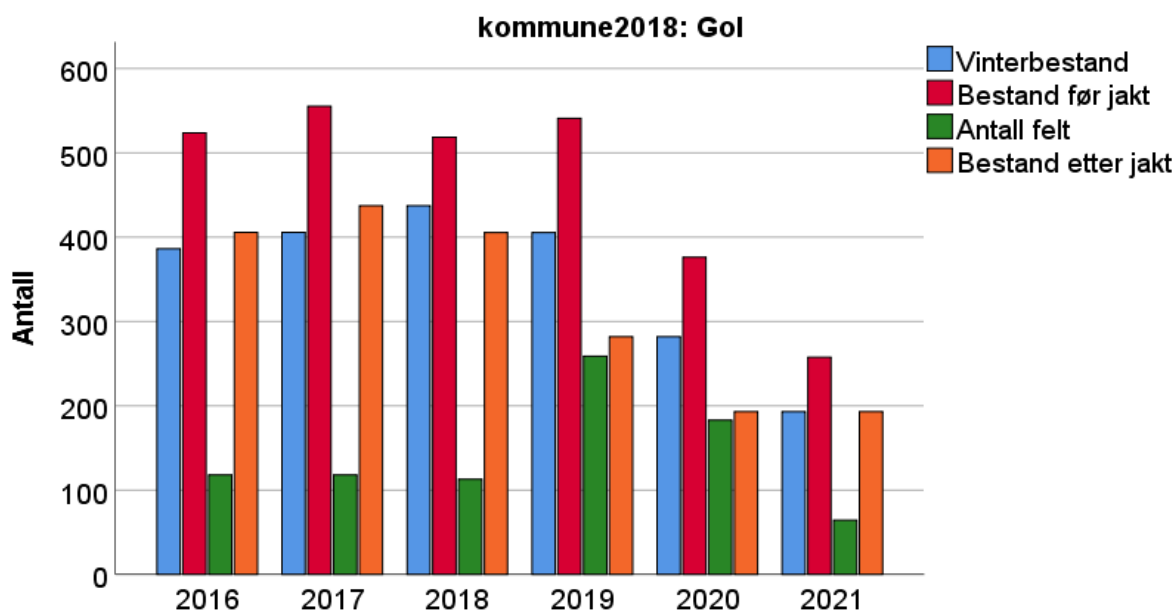
## 6.2 Bestandsutvikling og avskyting av elg pr. kommune



**Figur 6.2.1.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Gol** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



**Figur 6.2.2.** Antall elg felt i **Gol** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori. Antall elg felt i 2017 og 2018 er senere korrigert til henholdsvis 118 og 113 (en økning med 1 okse, 1 ku, 1 åringsku og 2 oksekalv i 2017, og med 6 okser, 2 kyr, 5 åringsokser, 1 åringsku, 1 hannkalv og 5 hunnkalv i 2018, se kap. 4.6).

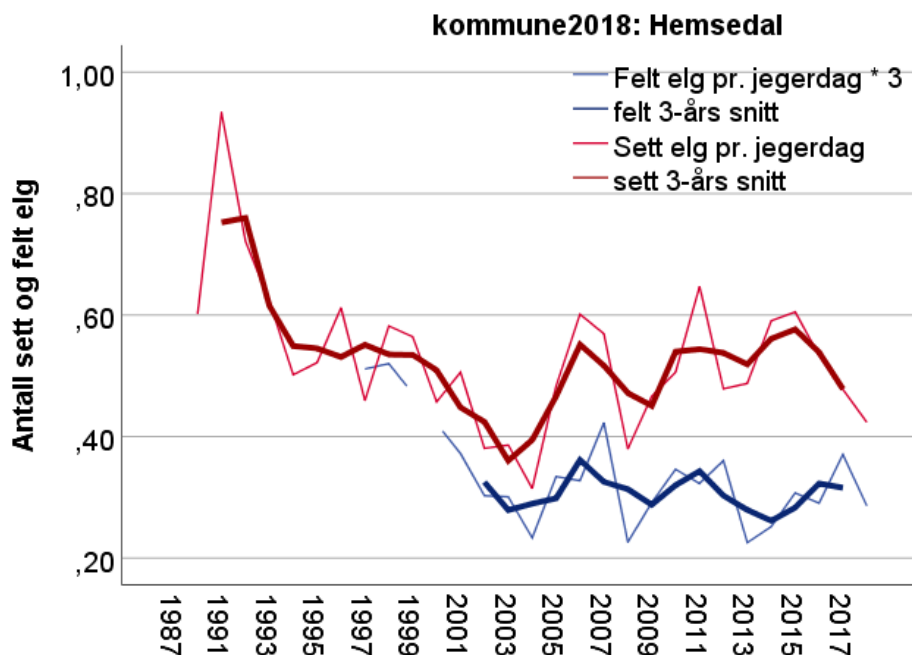


**Figur 6.2.3.** Bestandstørrelse og jaktuttak av elg i Gol i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til Statistisk sentralbyrå (SSB). Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

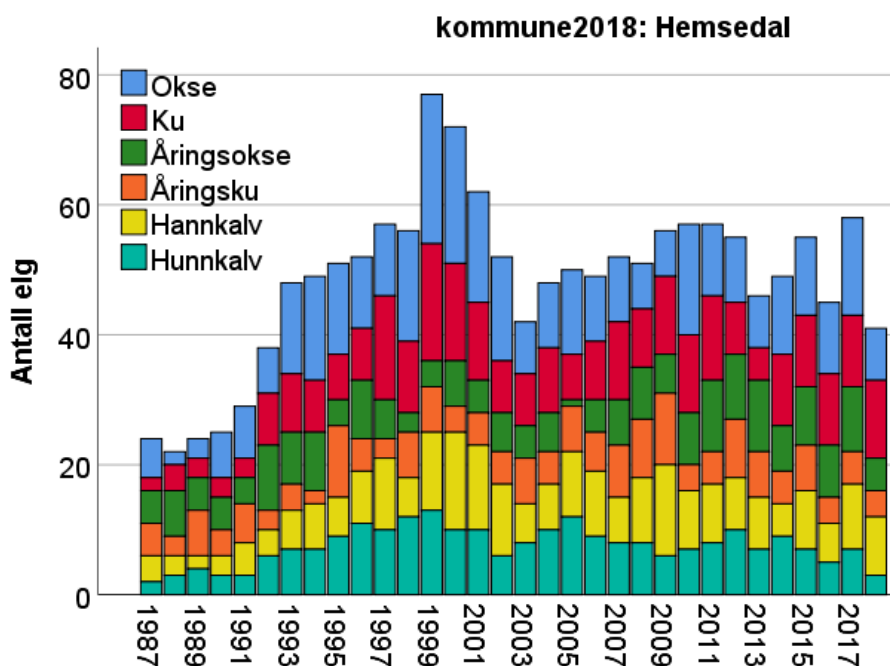
**Tabell 6.2.1.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for elg i Gol kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,29	0,45	0,26	386	17*	524	118	0,23
2017	0,04	0,30	0,47	0,23	406	33	555	118	0,21
2018	0,10	0,24	0,51	0,25	437	34	518	113	0,22
2019	0,06	0,30	0,46	0,25	405		541	259	0,48
2020	0,06	0,30	0,46	0,25	282		376	183	0,49
2021	0,06	0,30	0,46	0,25	193		258	64	0,25

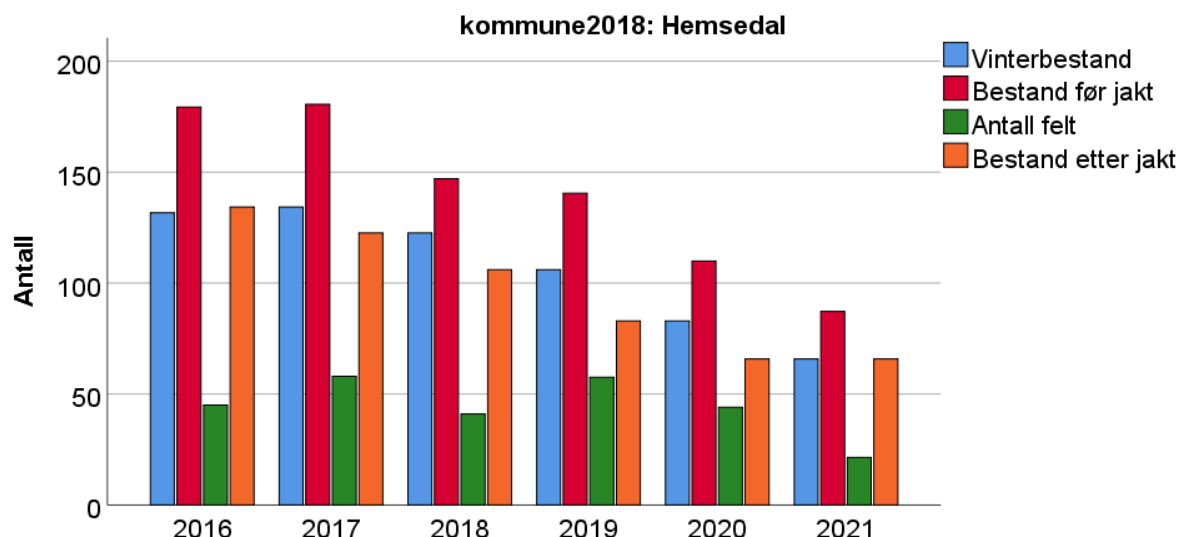
\*Etter gjennomgang av Gol kommune er det antydnet at antallet fallvilt i SSB sin database er feil og at riktig antall fallvilt i 2016 skal være 19.



**Figur 6.2.4.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Hemsedal** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



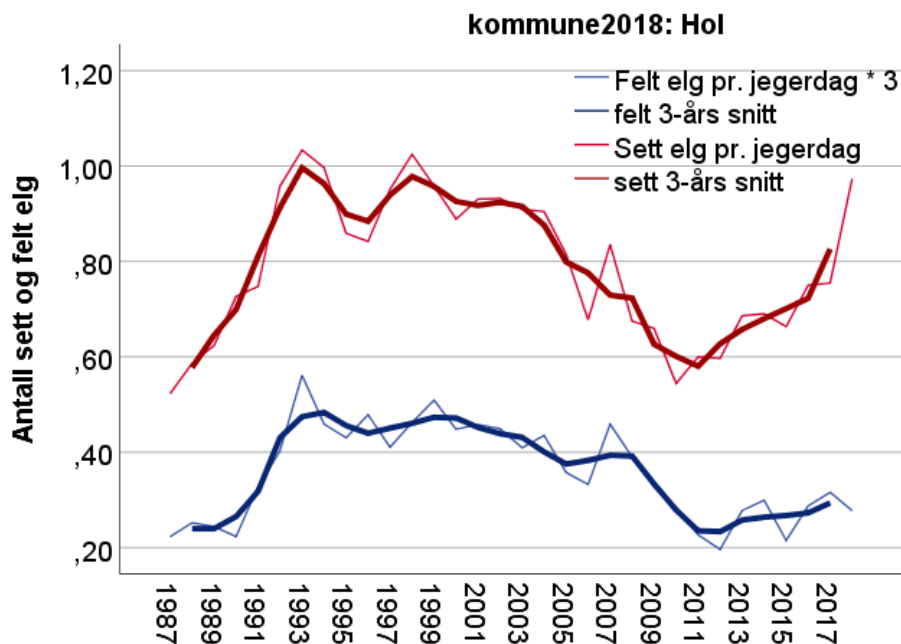
**Figur 6.2.5.** Antall elg felt i **Hemsedal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



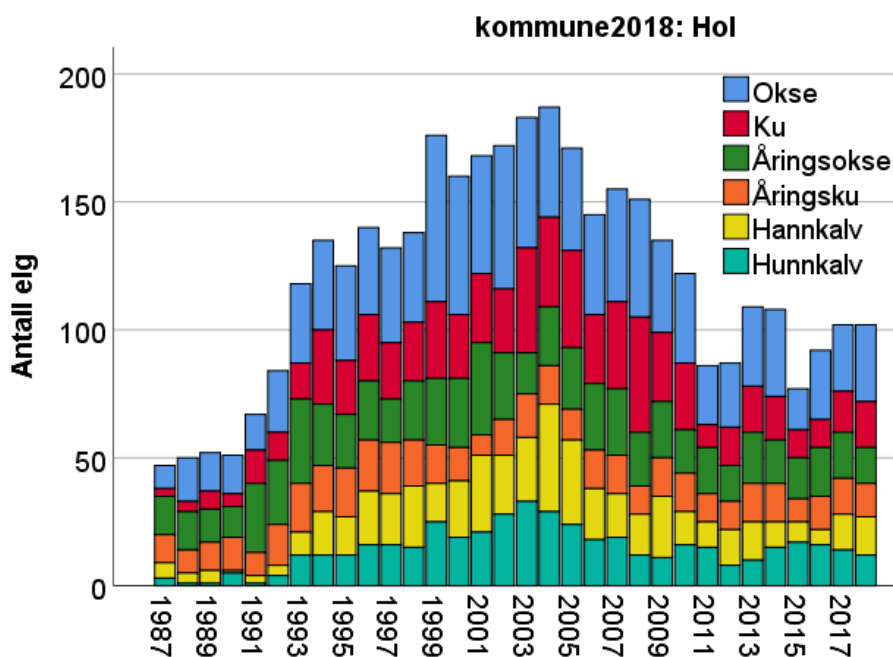
**Figur 6.2.6.** Bestandstørrelse og jaktuttak av elg i **Hemsedal** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.2.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for elg i **Hemsedal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,02**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

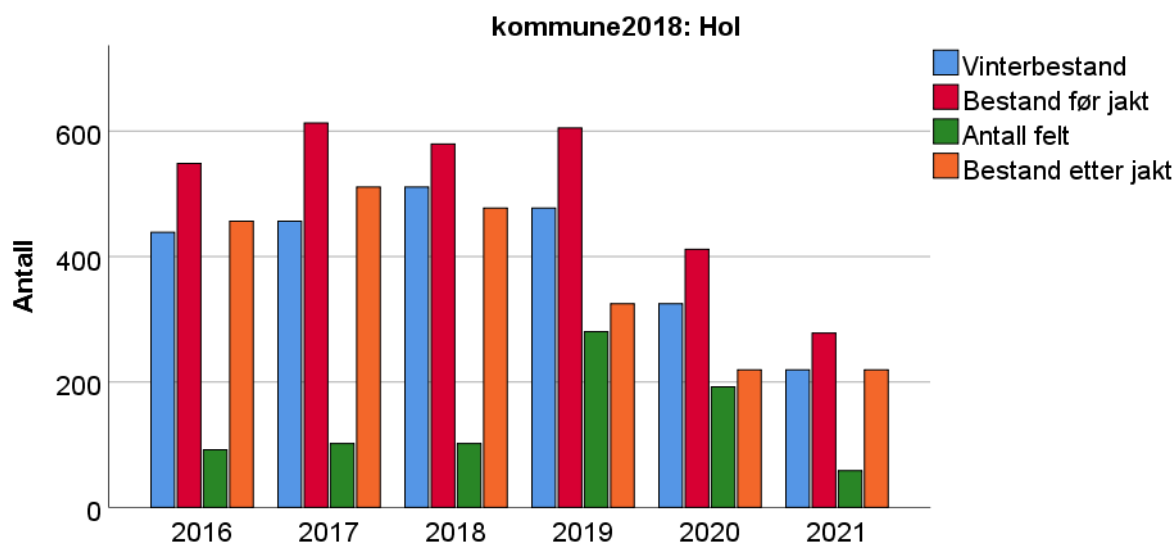
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,30	0,43	0,27	132	0	179	45	0,25
2017	0,04	0,29	0,43	0,29	134	7	181	58	0,32
2018	0,10	0,25	0,39	0,36	123	1	147	41	0,28
2019	0,06	0,29	0,43	0,28	106		141	58	0,41
2020	0,06	0,29	0,43	0,28	83		110	44	0,40
2021	0,06	0,29	0,43	0,28	66		87	21	0,25



**Figur 6.2.7.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Hol** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



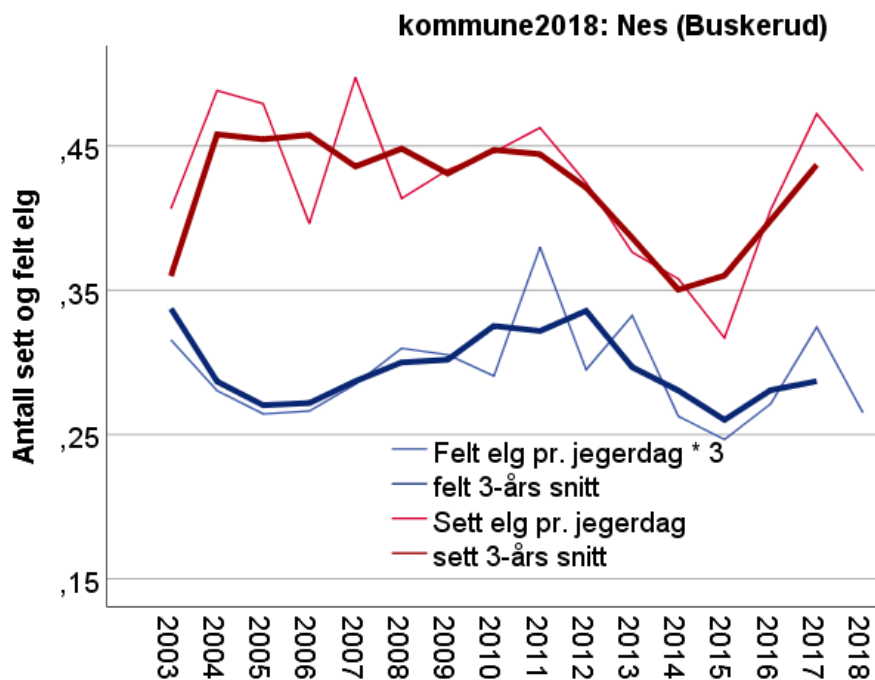
**Figur 6.2.8.** Antall elg felt i **Hol** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



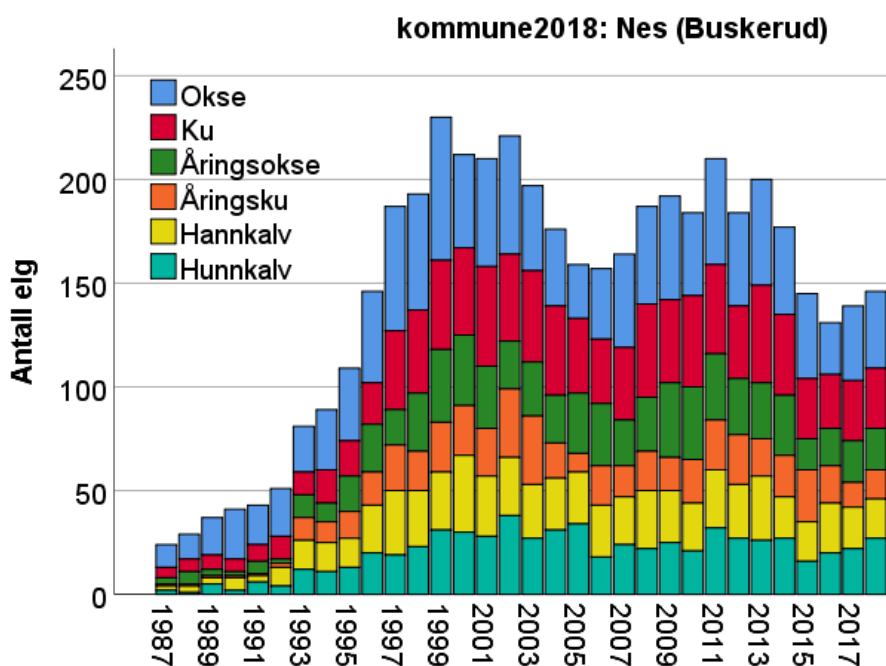
**Figur 6.2.9.** Bestandstørrelse og jaktuttak av elg i **Hol** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.3.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for elg i **Hol** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,04**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,23	0,44	0,32	439	7	548	92	0,17
2017	0,04	0,29	0,43	0,29	456	31	613	102	0,17
2018	0,10	0,21	0,47	0,33	511	14	579	102	0,18
2019	0,06	0,26	0,43	0,31	477		605	280	0,46
2020	0,06	0,26	0,43	0,31	325		412	192	0,47
2021	0,06	0,26	0,43	0,31	219		278	59	0,21

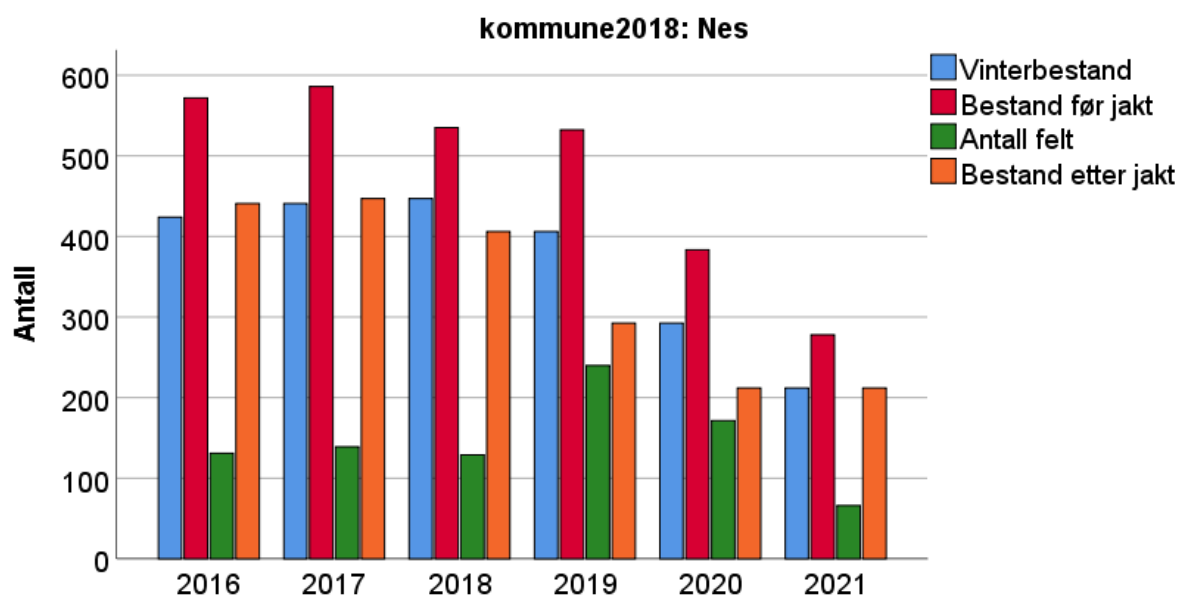


**Figur 6.2.10.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i Nes kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



**Figur 6.2.11.** Antall elg felt i Nes kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori. Antall elg felt i 2018 er senere korrigert til 129 (en reduksjon med 5 okser, 2 kyr, 3 åringsokser, 1 åringsku, 1 hannkalv og 5 hunnkalv, se kap. 4.6).

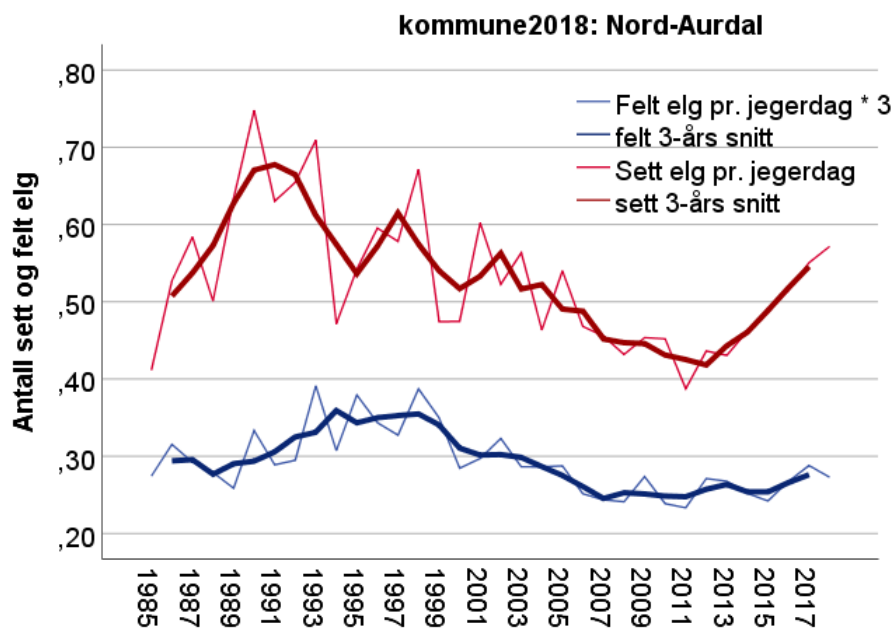




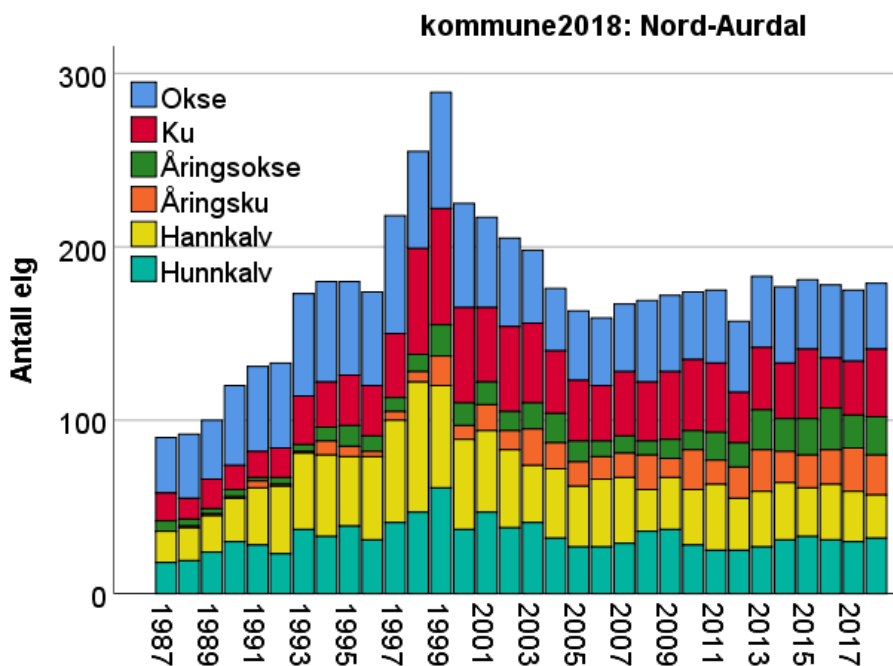
**Figur 6.2.12.** Bestandstørrelse og jaktuttak av elg i Nes i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarende bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.4.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for elg i Nes kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,04**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

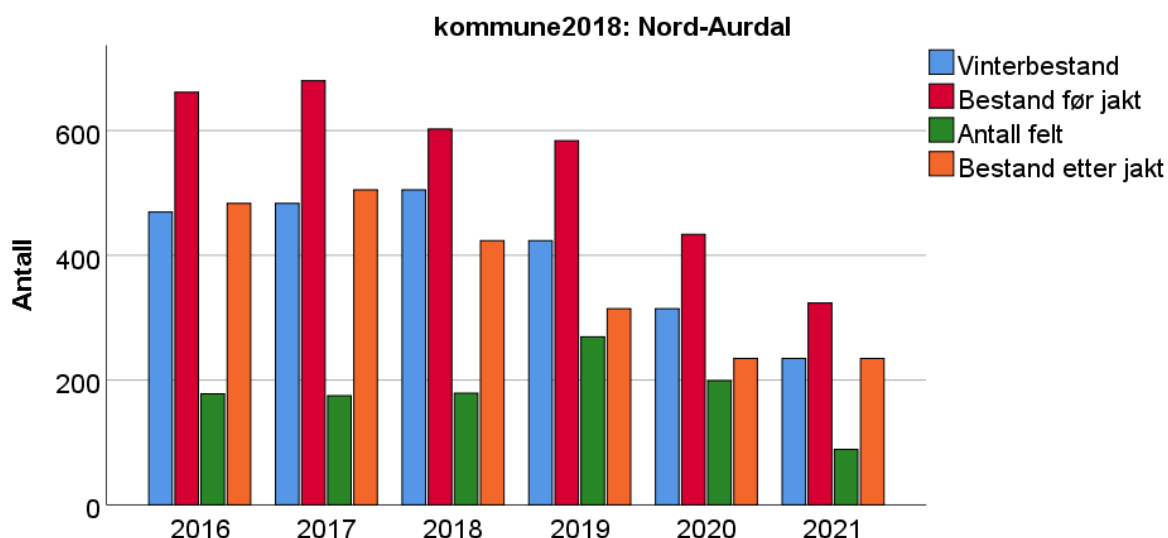
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,29	0,48	0,23	424	4	572	131	0,23
2017	0,04	0,28	0,45	0,27	441	37	586	139	0,24
2018	0,10	0,25	0,50	0,26	447	7	535	129	0,24
2019	0,06	0,28	0,47	0,25	406		532	240	0,45
2020	0,06	0,28	0,47	0,25	292		384	172	0,45
2021	0,06	0,28	0,47	0,25	212		278	66	0,24



**Figur 6.2.13.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Nord-Aurdal** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



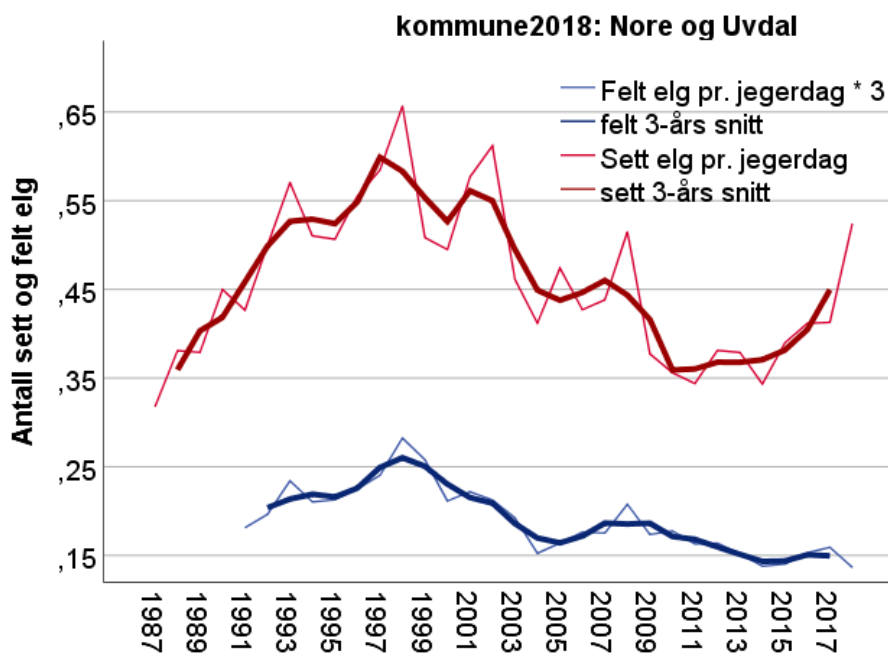
**Figur 6.2.14.** Antall elg felt i **Nord-Aurdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



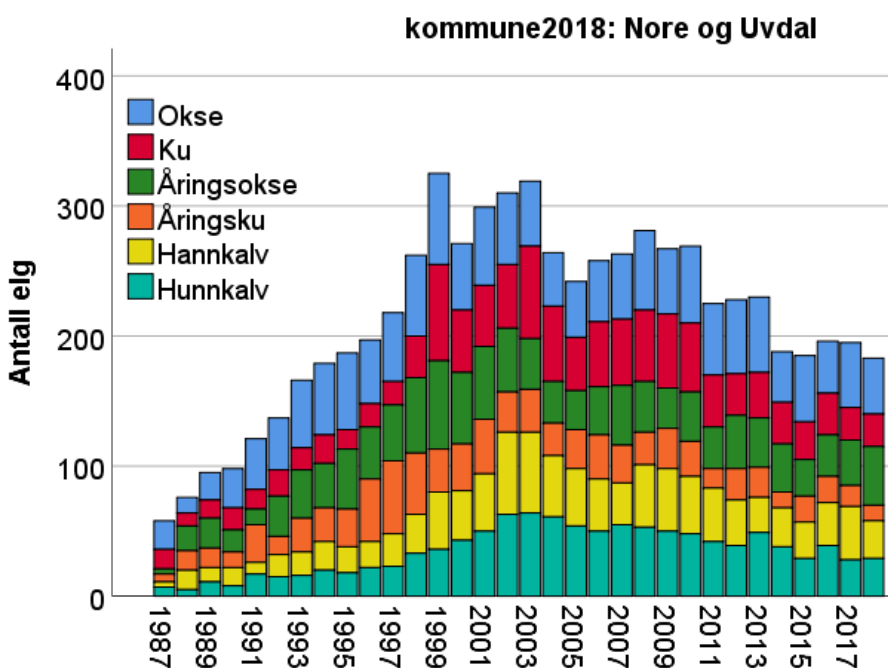
**Figur 6.2.15.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av elg i **Nord-Aurdal** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.5.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for elg i **Nord-Aurdal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,03**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

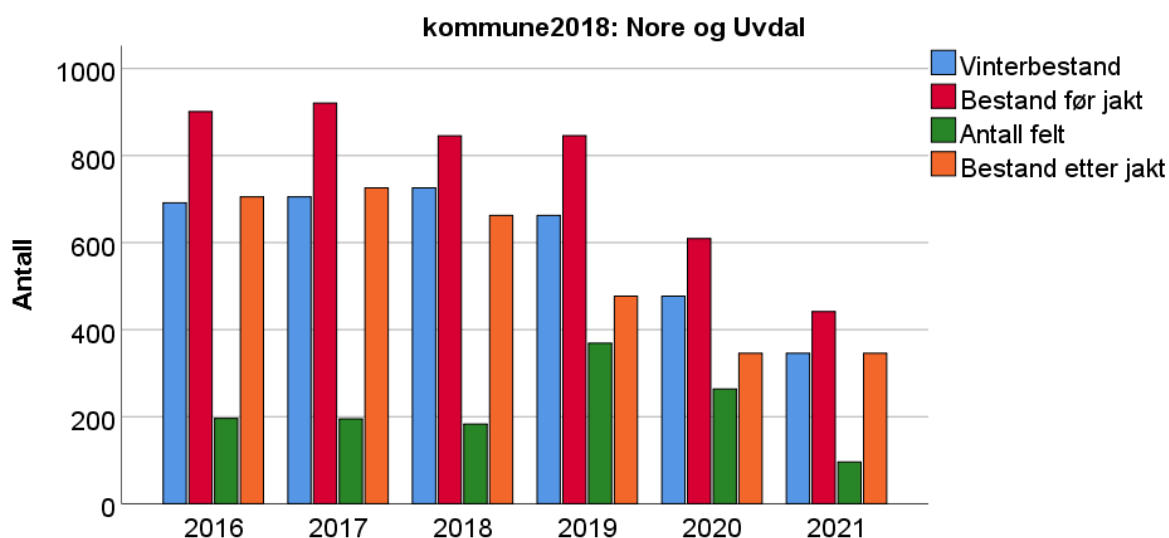
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,32	0,45	0,23	469	14	661	178	0,27
2017	0,04	0,32	0,45	0,23	483	24	680	175	0,26
2018	0,10	0,25	0,52	0,24	505	28	602	179	0,30
2019	0,06	0,32	0,45	0,23	423		584	269	0,46
2020	0,06	0,32	0,45	0,23	314		433	199	0,46
2021	0,06	0,32	0,45	0,23	235		323	89	0,27



**Figur 6.2.16.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Nore og Uvdal** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



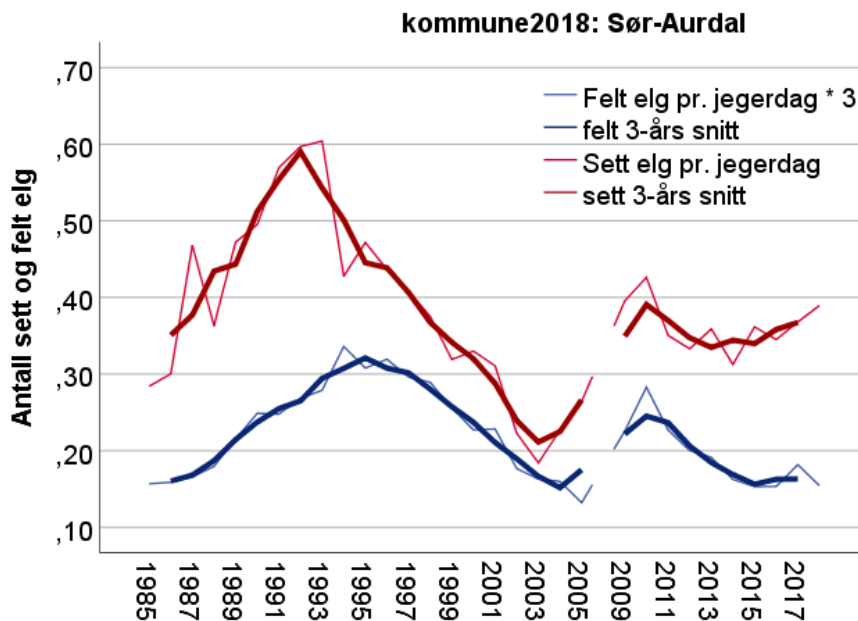
**Figur 6.2.17.** Antall elg felt i **Nore og Uvdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



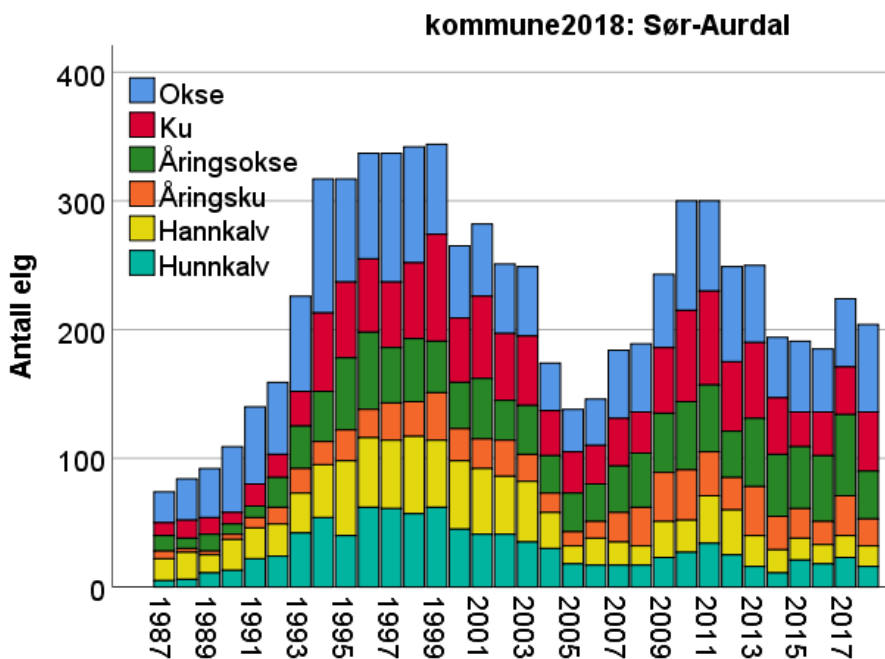
**Figur 6.2.18.** Bestandstørrelse og jaktuttak av elg i **Nore og Uvdal** i perioden 2016–2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016–2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.6.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for elg i **Nore og Uvdal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,02**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

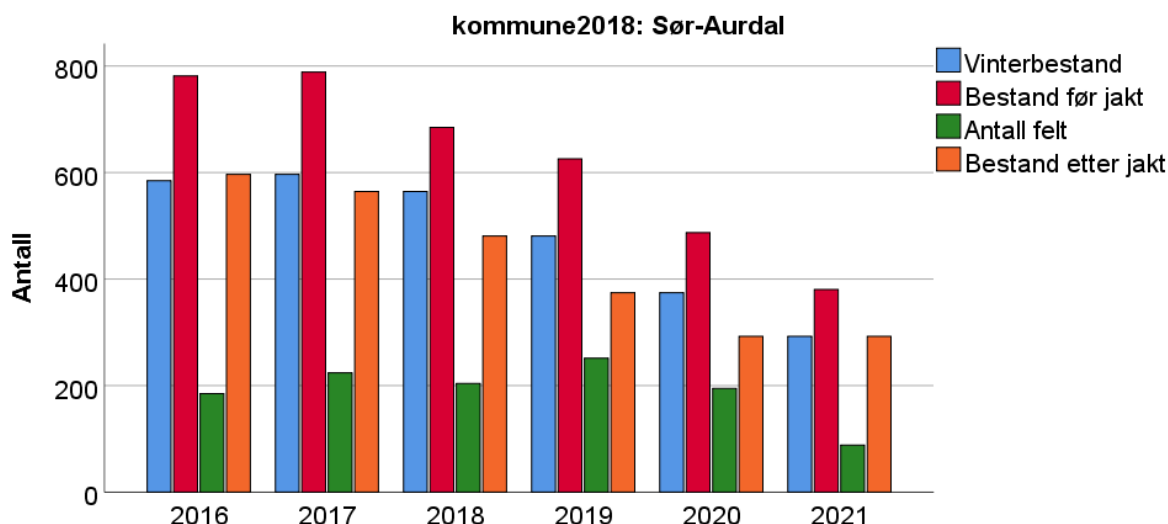
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,26	0,44	0,29	691	2	901	196	0,22
2017	0,04	0,26	0,44	0,29	705	24	921	195	0,21
2018	0,10	0,23	0,46	0,31	726	11	845	183	0,22
2019	0,06	0,26	0,44	0,29	662		846	369	0,44
2020	0,06	0,26	0,44	0,29	477		609	264	0,43
2021	0,06	0,26	0,44	0,29	346		442	96	0,22



**Figur 6.2.19.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Sør-Aurdal** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



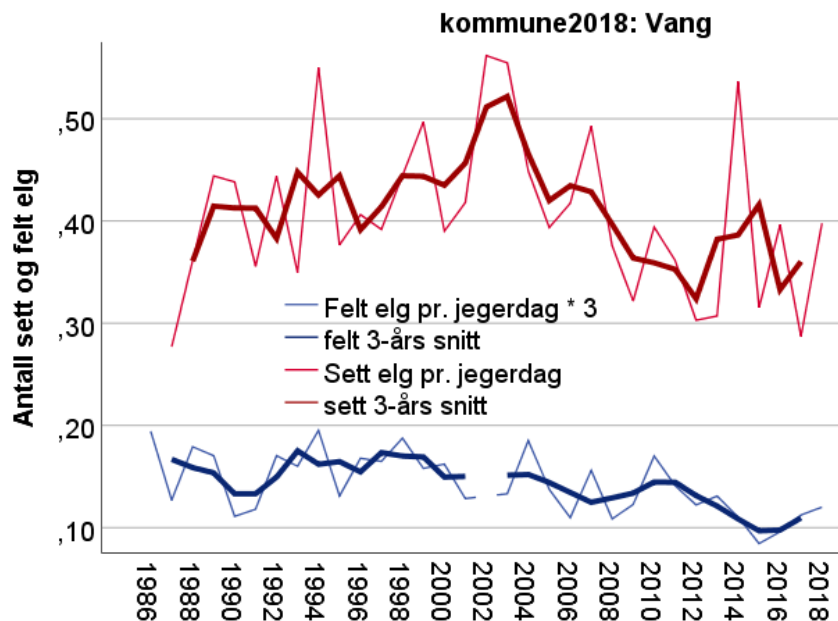
**Figur 6.2.20.** Antall elg felt i **Sør-Aurdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



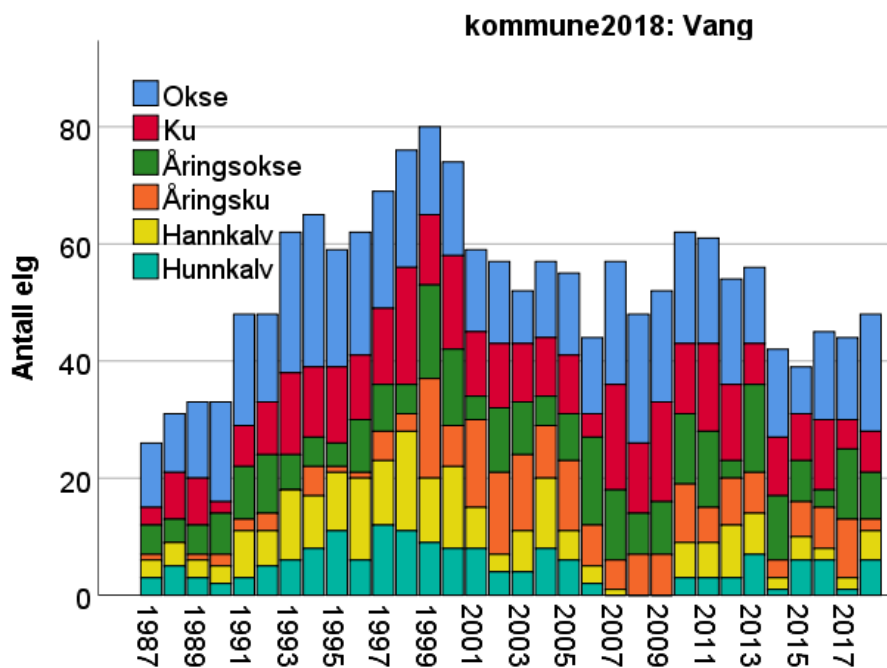
**Figur 6.2.21.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av elg i **Sør-Aurdal** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.7.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for elg i **Sør-Aurdal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,02**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,28	0,45	0,27	585	3	781	185	0,24
2017	0,04	0,27	0,46	0,26	596	0	788	224	0,28
2018	0,10	0,26	0,46	0,28	564	5	685	204	0,30
2019	0,06	0,28	0,46	0,26	481		626	251	0,40
2020	0,06	0,28	0,46	0,26	374		487	195	0,40
2021	0,06	0,28	0,46	0,26	292		380	88	0,23

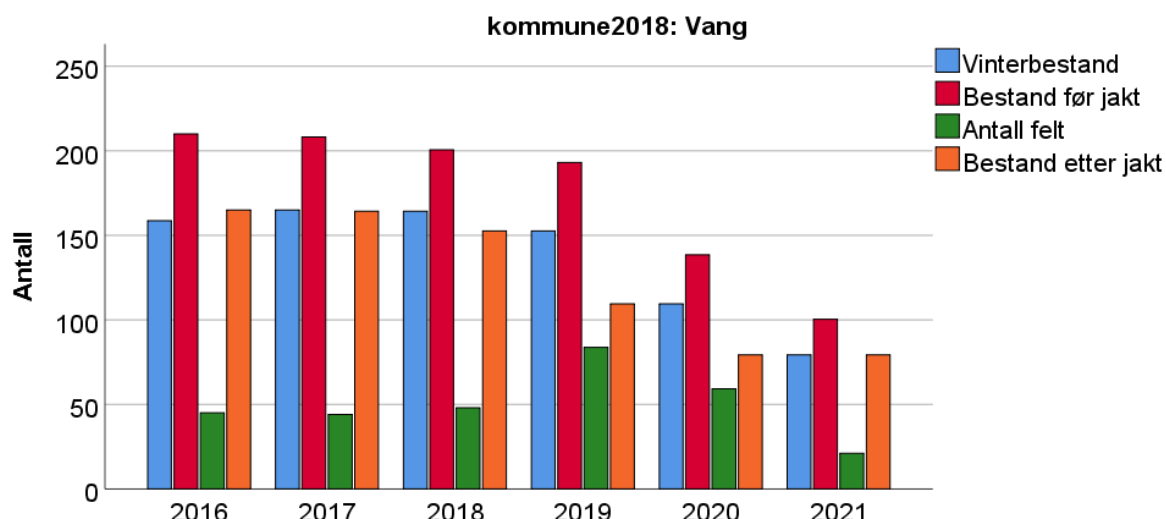


**Figur 6.2.22.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Vang** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



**Figur 6.2.23.** Antall elg felt i **Vang** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.

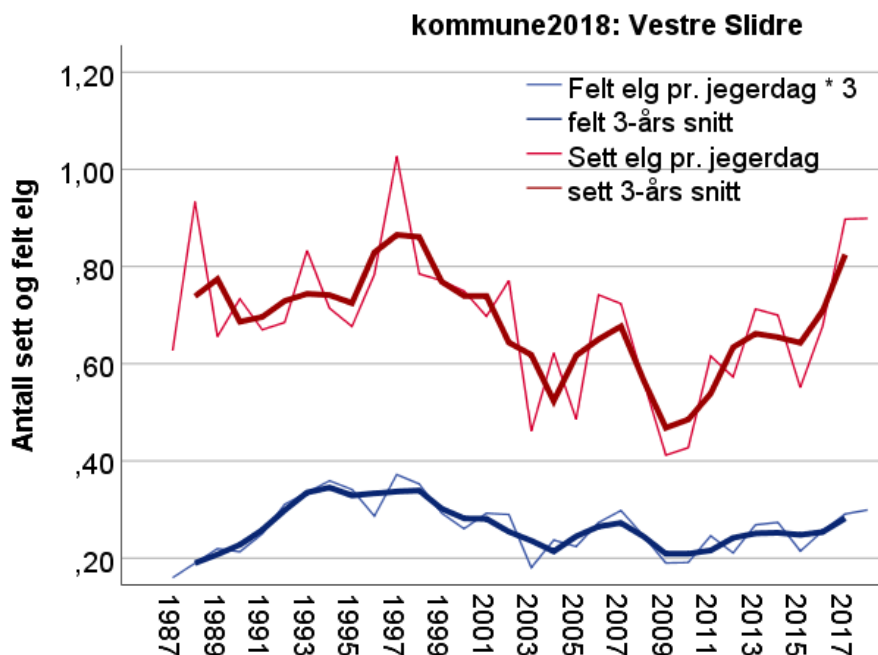




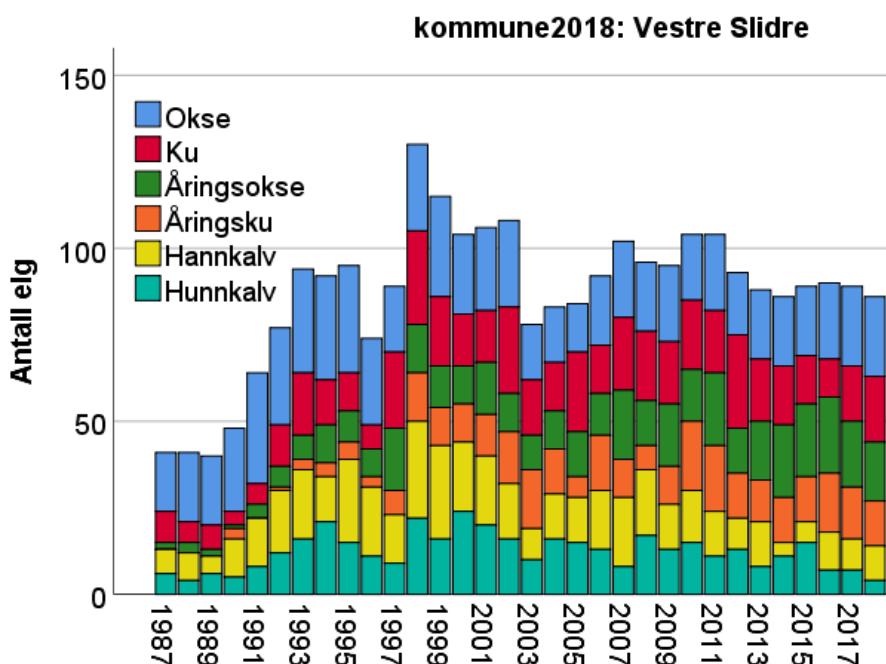
**Figur 6.2.24.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av elg i **Vang** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarende bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.8.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for elg i **Vang** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,04**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

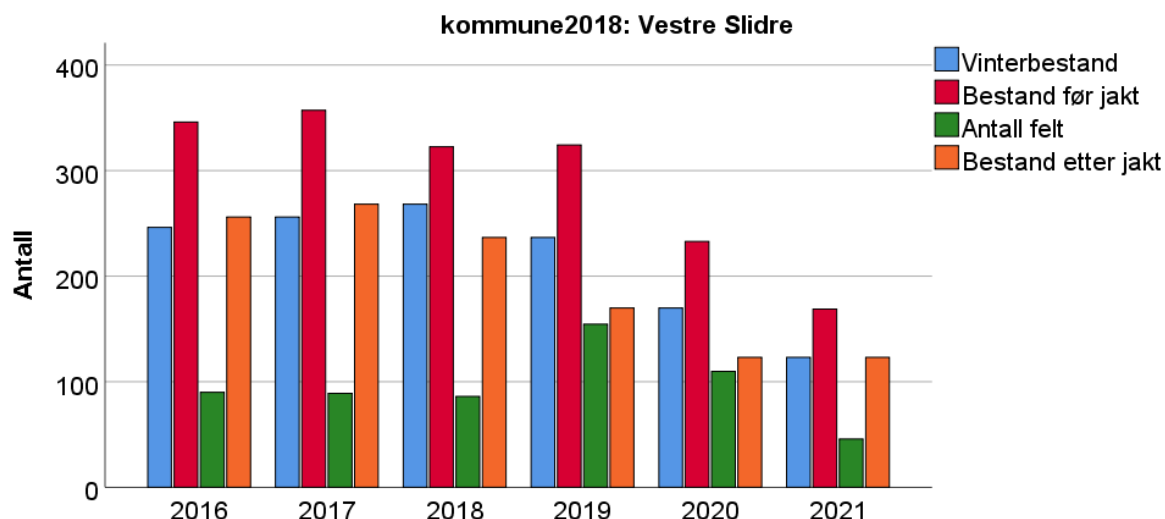
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,27	0,40	0,33	159	4	210	45	0,21
2017	0,04	0,24	0,40	0,36	165	7	208	44	0,21
2018	0,10	0,26	0,36	0,38	164	3	201	48	0,24
2019	0,06	0,26	0,40	0,34	153		193	84	0,43
2020	0,06	0,26	0,40	0,34	109		138	59	0,43
2021	0,06	0,26	0,40	0,34	79		100	21	0,21



**Figur 6.2.25.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i **Vestre Slidre** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



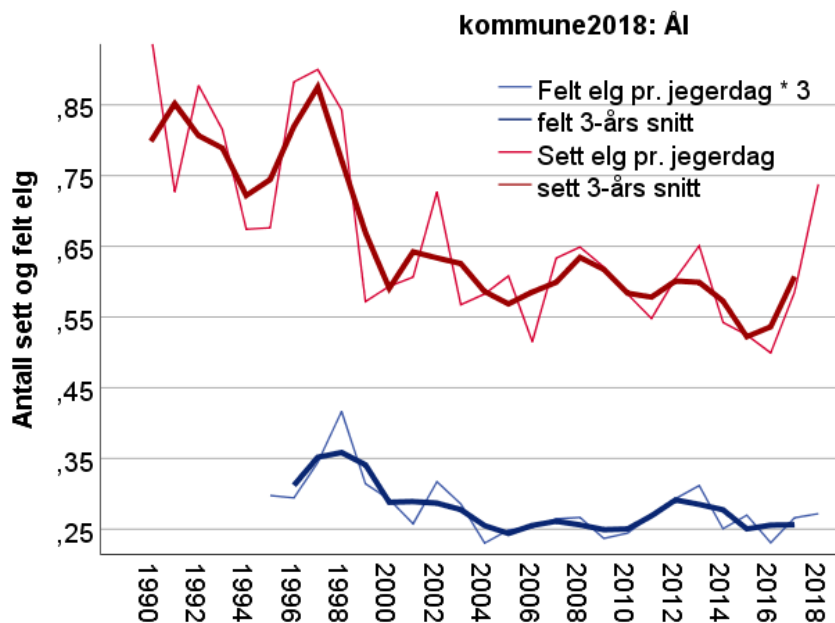
**Figur 6.2.26.** Antall elg felt i **Vestre Slidre** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



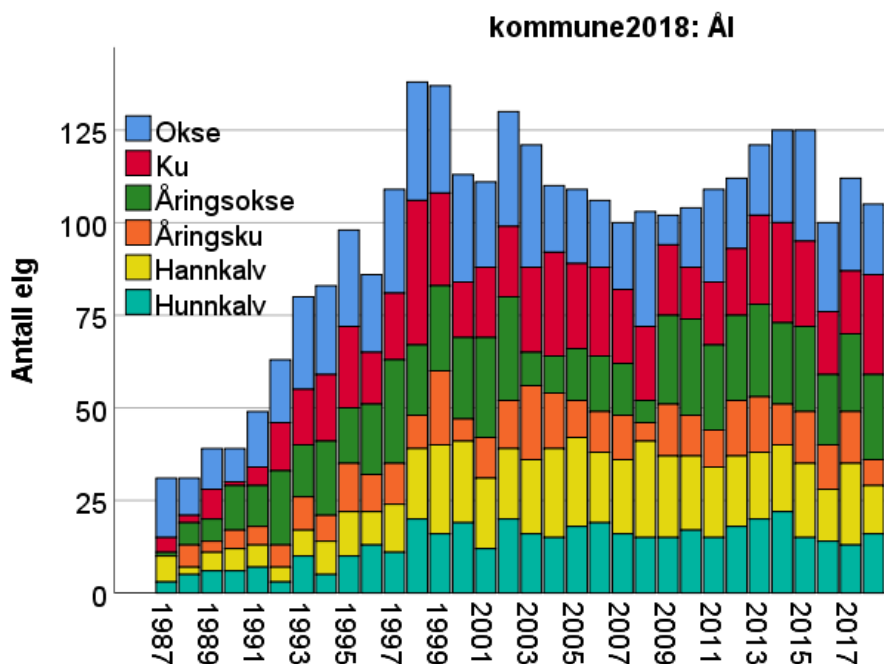
**Figur 6.2.27.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av elg i **Vestre Slidre** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.2.9.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for elg i **Vestre Slidre** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,04**. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

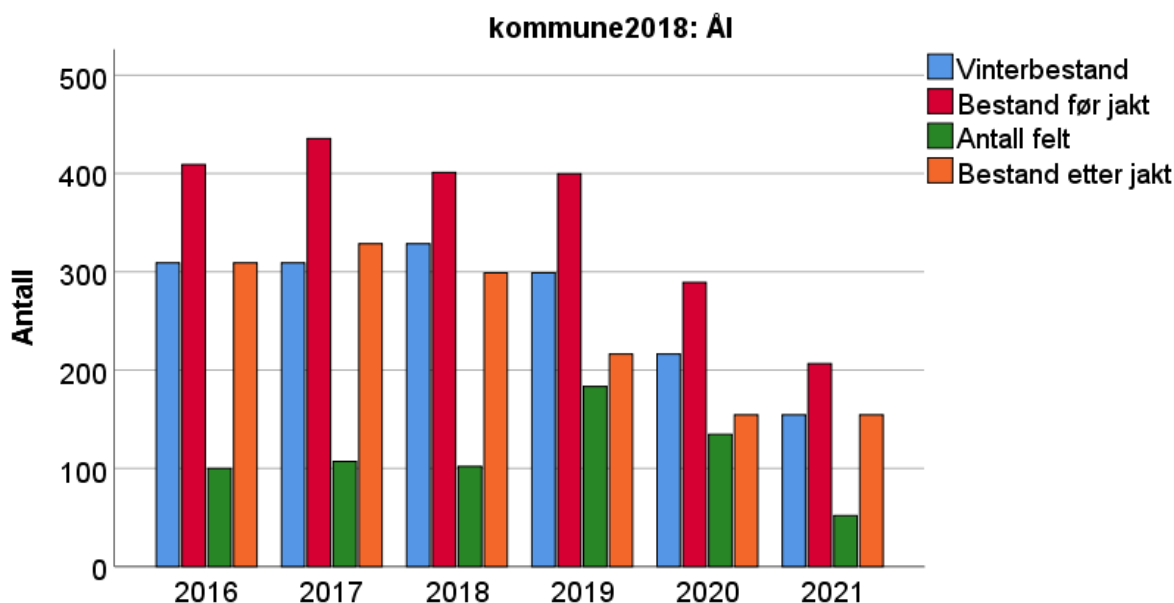
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,32	0,42	0,26	246	3	346	90	0,26
2017	0,04	0,31	0,43	0,26	256	23	357	89	0,25
2018	0,10	0,25	0,46	0,29	268	16	323	86	0,27
2019	0,06	0,31	0,42	0,26	237		324	154	0,48
2020	0,06	0,31	0,42	0,26	170		233	110	0,47
2021	0,06	0,31	0,42	0,26	123		169	46	0,27



**Figur 6.2.28.** Antall elg sett og felt pr. jegerdag i ÅI kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle elg pr. jegerdag er multiplisert med 3.



**Figur 6.2.29.** Antall elg felt i ÅI kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori. Antall elg felt i 2017 og 2018 er senere korrigert til henholdsvis 107 og 102 (en nedgang på 1 okse, 1 ku, 1 åringsku og 2 oksekalv i 2017, og 1 okse og 2 åringsokser i 2018, se kap. 4.6).

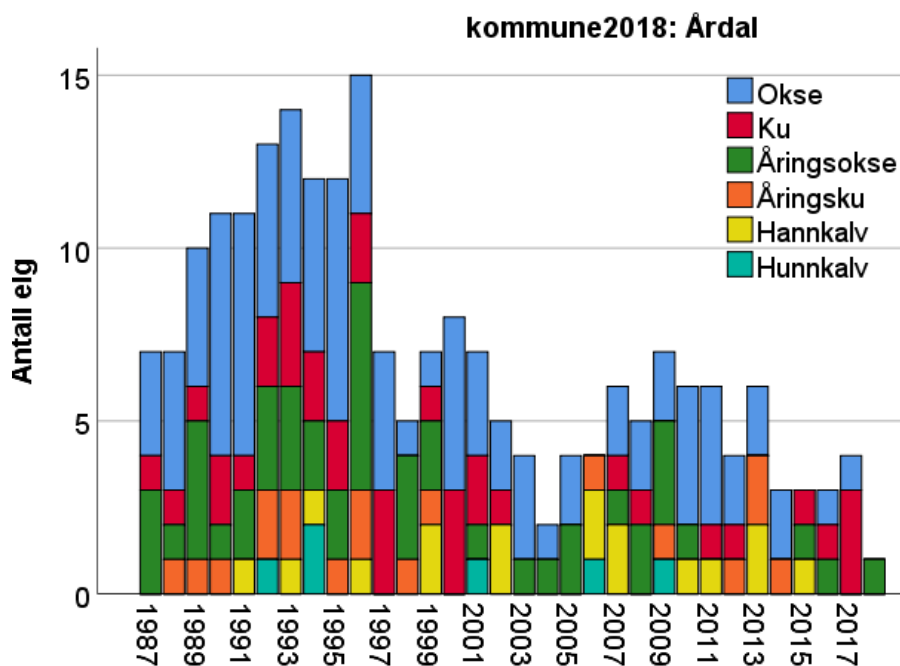


**Figur 6.2.30.** Bestandstørrelse og jaktuttak av elg i ÅI i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall elg felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet elg som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall elg som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

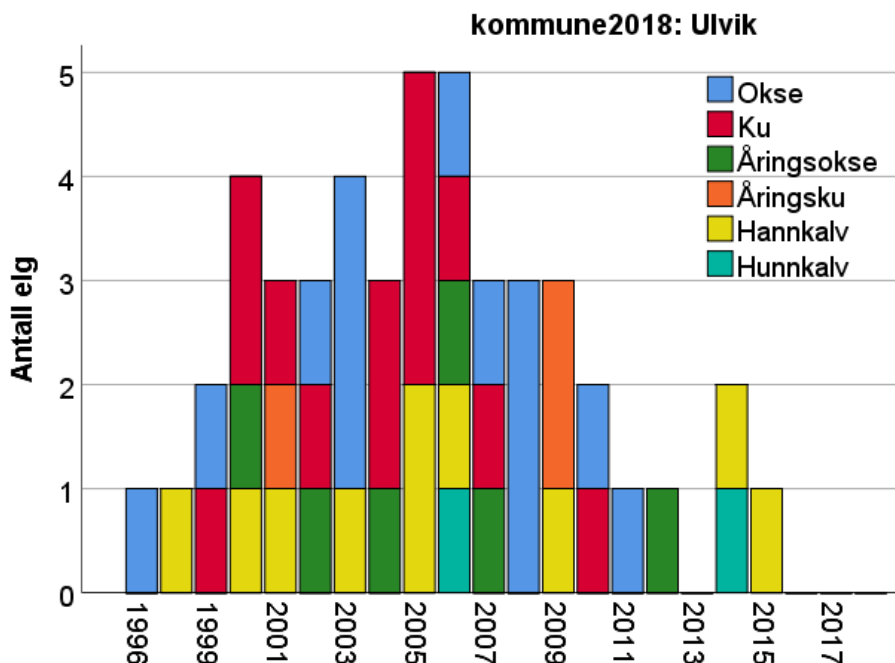
**Tabell 6.2.10.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for elg i ÅI kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var 0. Andel kalv, ku og okse viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel ku	Andel okse	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,04	0,27	0,47	0,26	309	5	409	100	0,24
2017	0,04	0,32	0,44	0,24	309	44	435	107	0,25
2018	0,10	0,26	0,49	0,25	328	13	401	102	0,25
2019	0,06	0,30	0,46	0,25	299		400	183	0,46
2020	0,06	0,30	0,46	0,25	216		289	135	0,47
2021	0,06	0,30	0,46	0,25	155		207	52	0,25

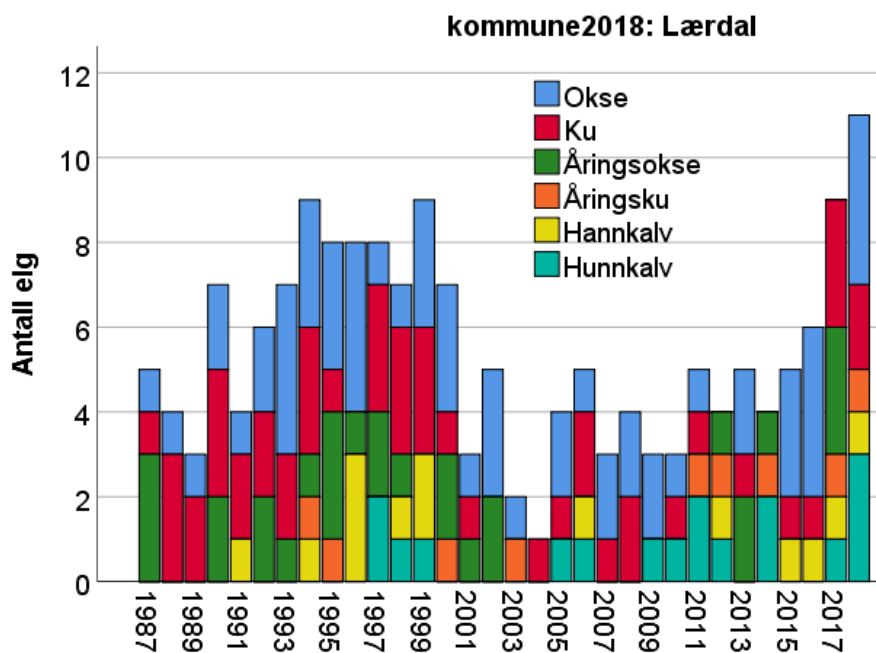
For kommunene under eksisterer det få år med sett elg-data og følgelig har vi valgt å ikke vise utviklingen i indeksverdiene grafisk. På grunn av lave bestandstettheter og få elg felt har vi heller ikke beregnet bestandsstørrelser og framtidig avskyting av elg i disse kommunene.



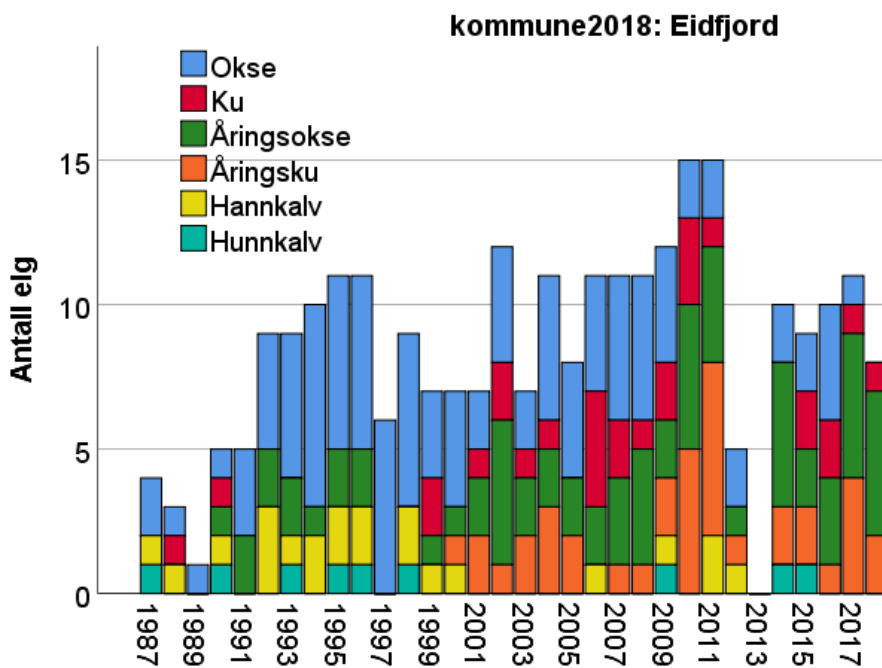
**Figur 6.2.31.** Antall elg felt i **Årdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



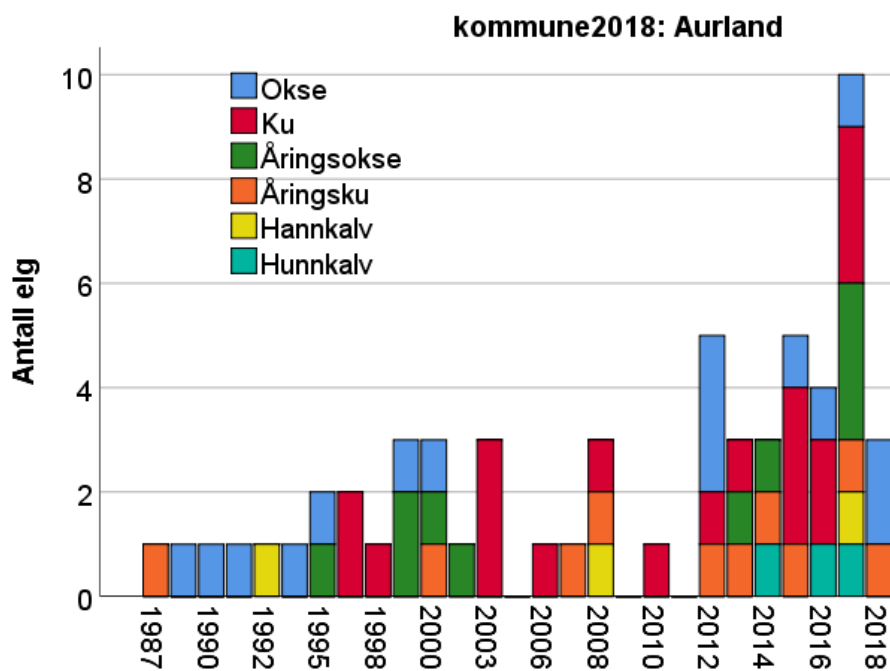
**Figur 6.2.32.** Antall elg felt i **Ulvik** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



**Figur 6.2.33.** Antall elg felt i **Lærdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



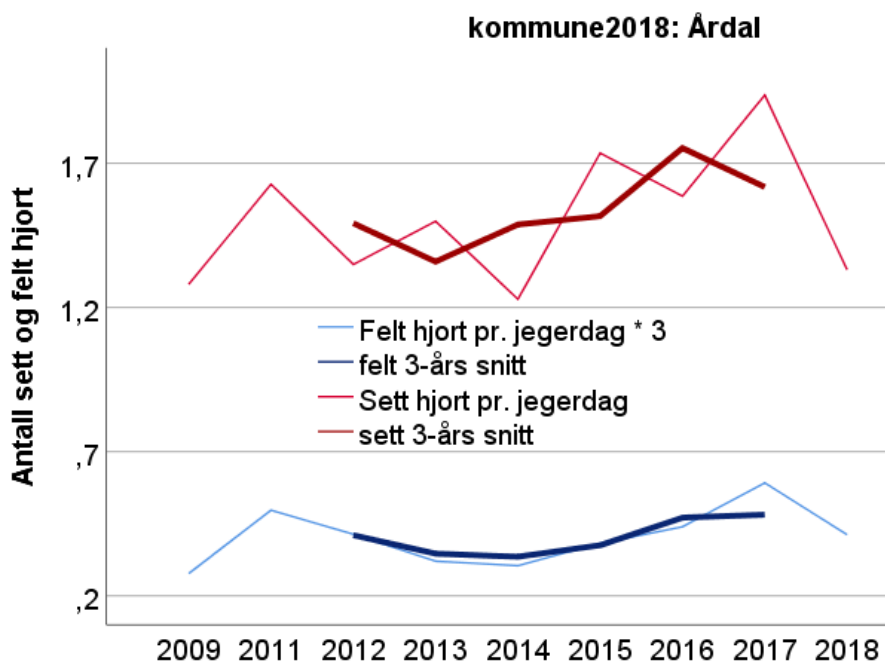
**Figur 6.2.34.** Antall elg felt i **Eidfjord** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



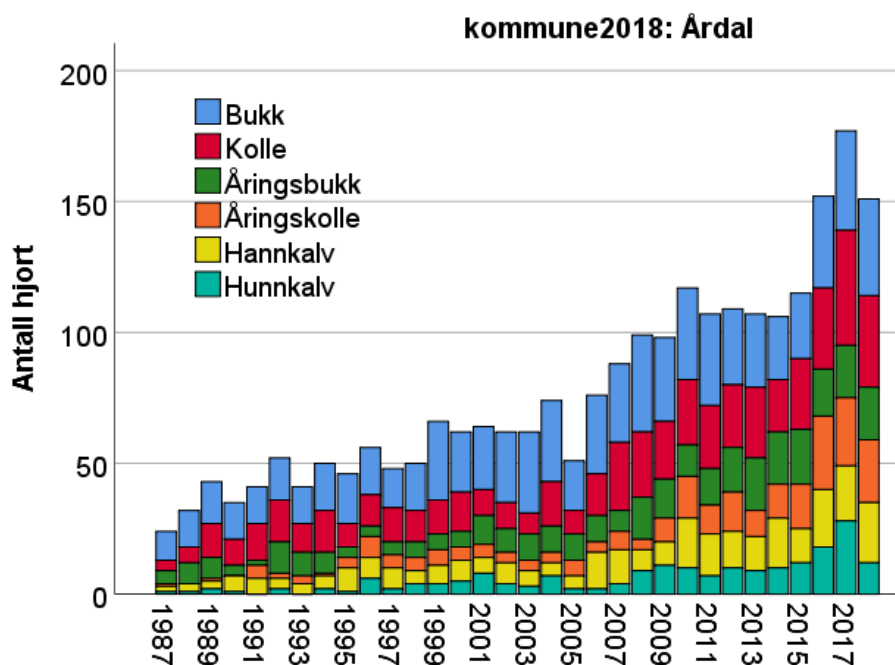
**Figur 6.2.35.** Antall elg felt i **Aurland** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



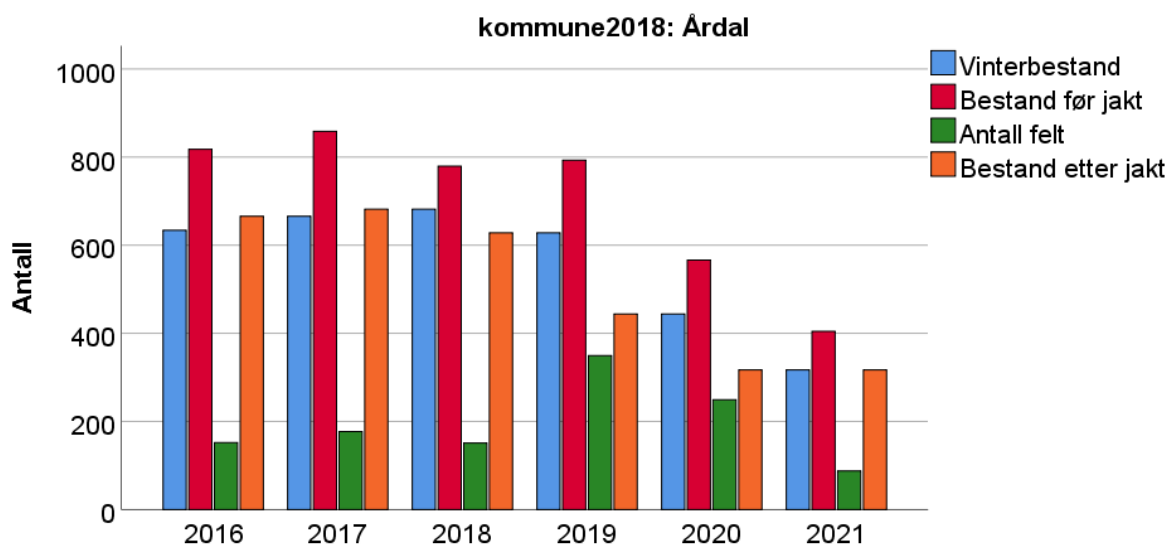
### 6.3 Bestandsutvikling og avskyting av hjort pr. kommune



**Figur 6.3.1.** Antall hjort sett og felt pr. jegerdag i Årdal kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte hjort pr. jegerdag er multiplisert med 3. Data mangler i 2010.



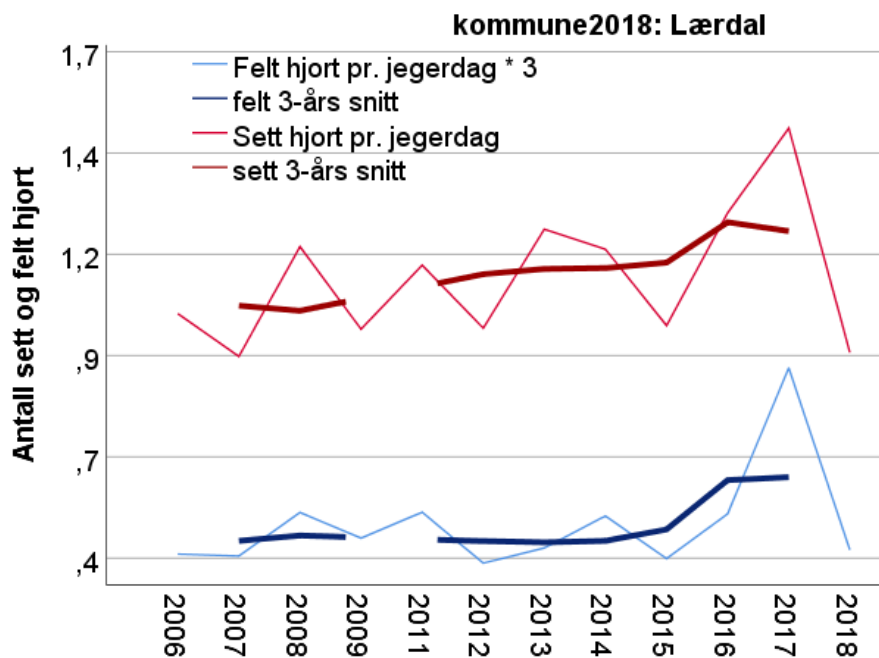
**Figur 6.3.2.** Antall hjort felt i Årdal kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



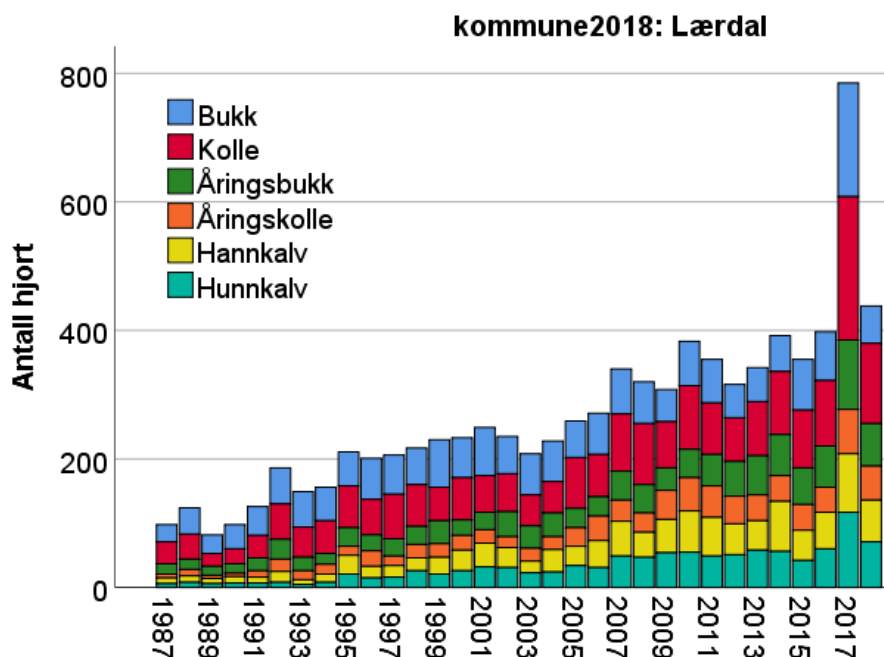
**Figur 6.3.3.** Bestandstørrelse og jaktuttak av hjort i Årdal i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til Statistisk sentralbyrå (SSB). Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.1.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for hjort i Årdal kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

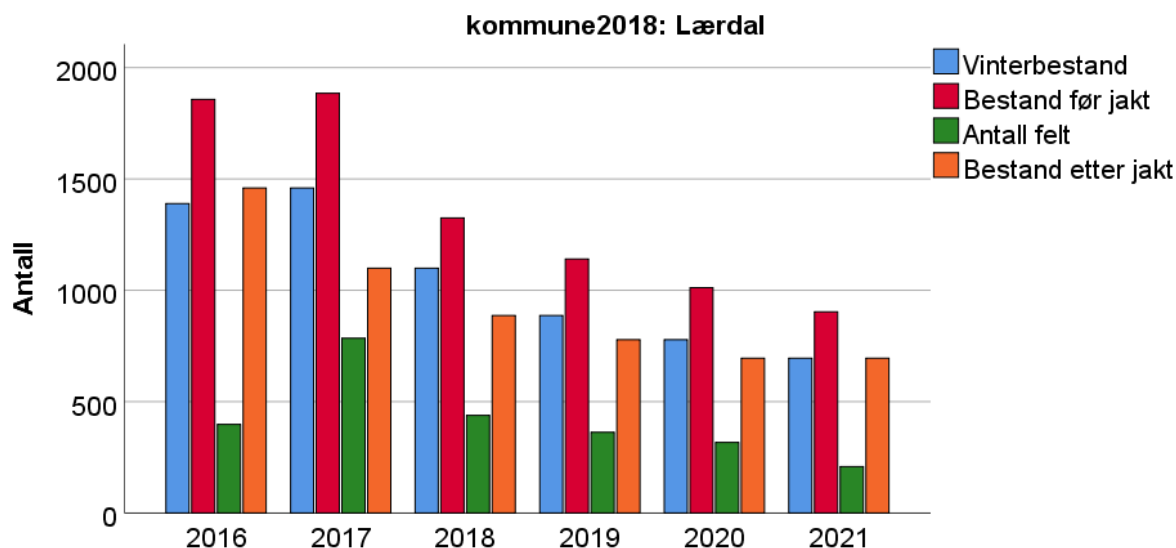
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,26	0,42	0,32	634	8	818	152	0,19
2017	0,07	0,28	0,45	0,27	666	10	859	177	0,21
2018	0,12	0,23	0,46	0,31	682	12	779	151	0,19
2019	0,08	0,27	0,44	0,29	628		793	349	0,44
2020	0,07	0,27	0,44	0,29	444		566	249	0,44
2021	0,07	0,27	0,44	0,29	317		405	88	0,22



**Figur 6.3.4.** Antall hjort sett og felt pr. jegerdag i **Lærdal** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle hjort pr. jegerdag er multiplisert med 3. Data mangler i 2010.



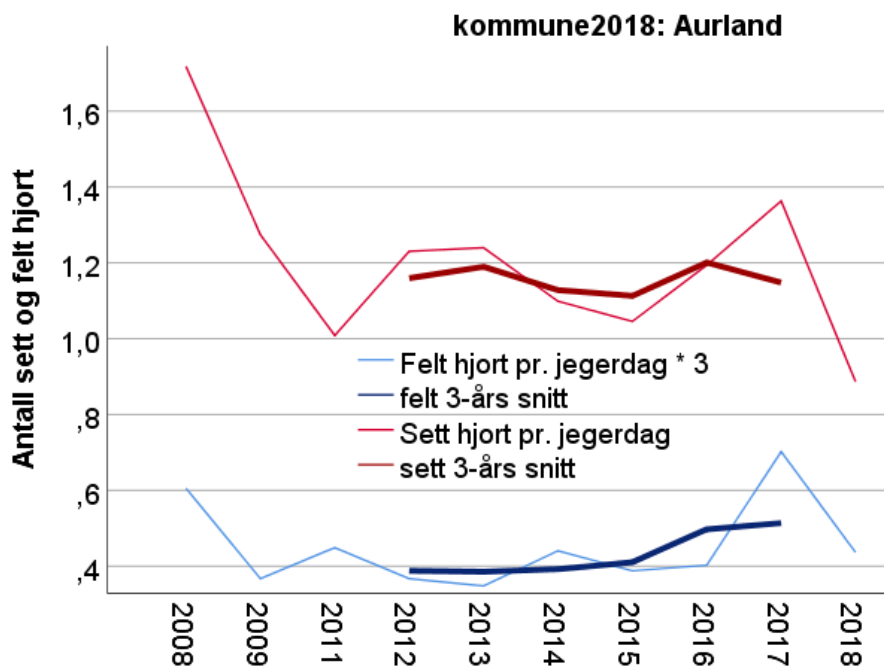
**Figur 6.3.5.** Antall hjort felt i **Lærdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



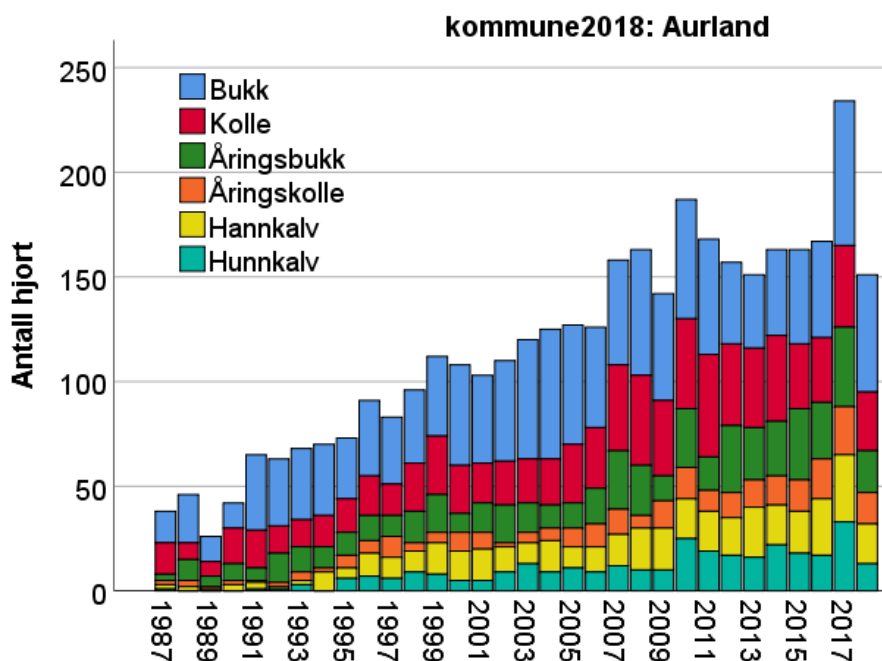
**Figur 6.3.6.** Bestandstørrelse og jaktuttak av hjort i Lærdal i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.2.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for hjort i Lærdal kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

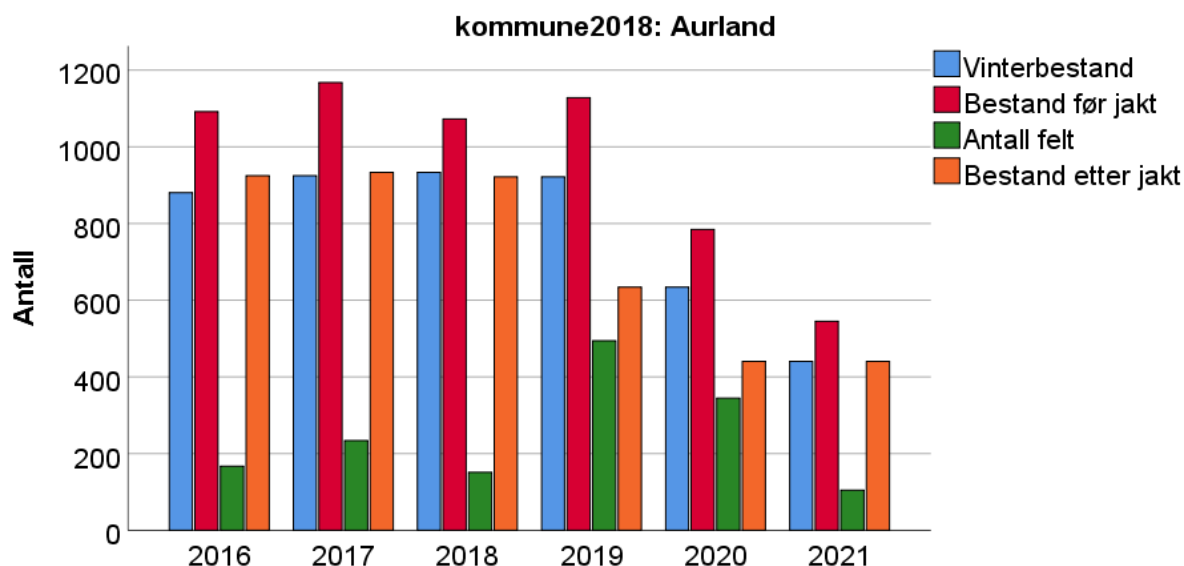
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,29	0,45	0,26	1390	57	1857	398	0,21
2017	0,07	0,28	0,45	0,27	1459	97	1884	785	0,42
2018	0,12	0,27	0,47	0,26	1099	78	1325	438	0,33
2019	0,08	0,28	0,45	0,27	887		1140	362	0,32
2020	0,07	0,28	0,45	0,27	778		1012	317	0,31
2021	0,07	0,28	0,45	0,27	695		903	208	0,23



**Figur 6.3.7.** Antall hjort sett og felt pr. jegerdag i **Aurland** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte hjort pr. jegerdag er multiplisert med 3. Data mangler i 2010.



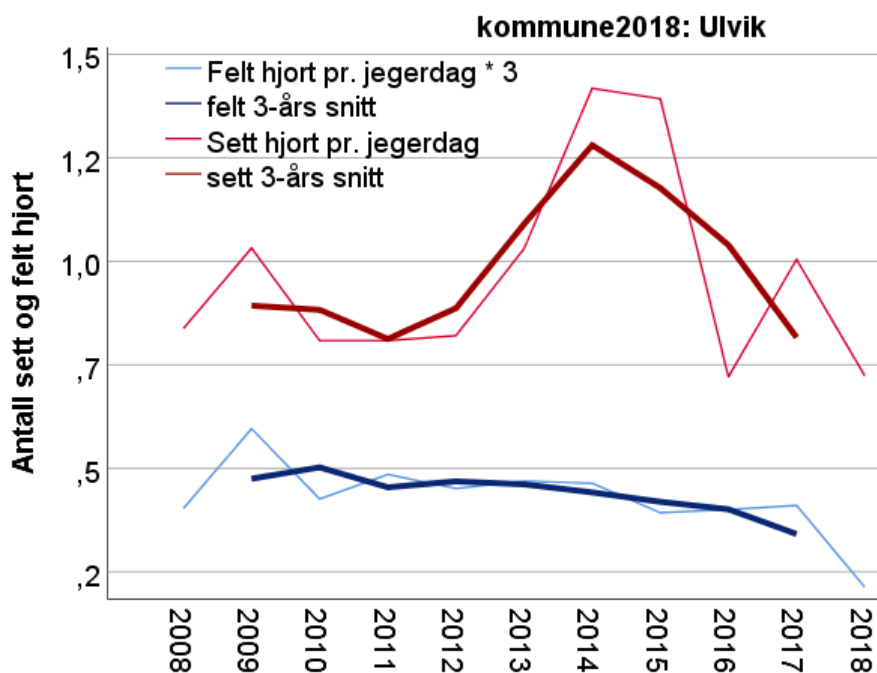
**Figur 6.3.8.** Antall hjort felt i **Aurland** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



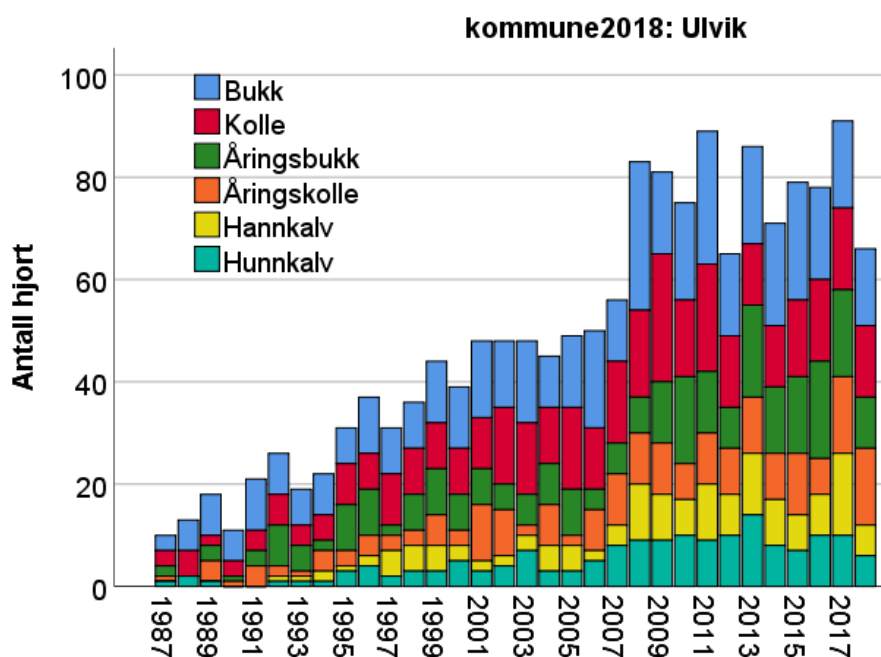
**Figur 6.3.9.** Bestandstørrelse og jaktuttak av hjort i **Aurland** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.3.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for hjort i **Aurland** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

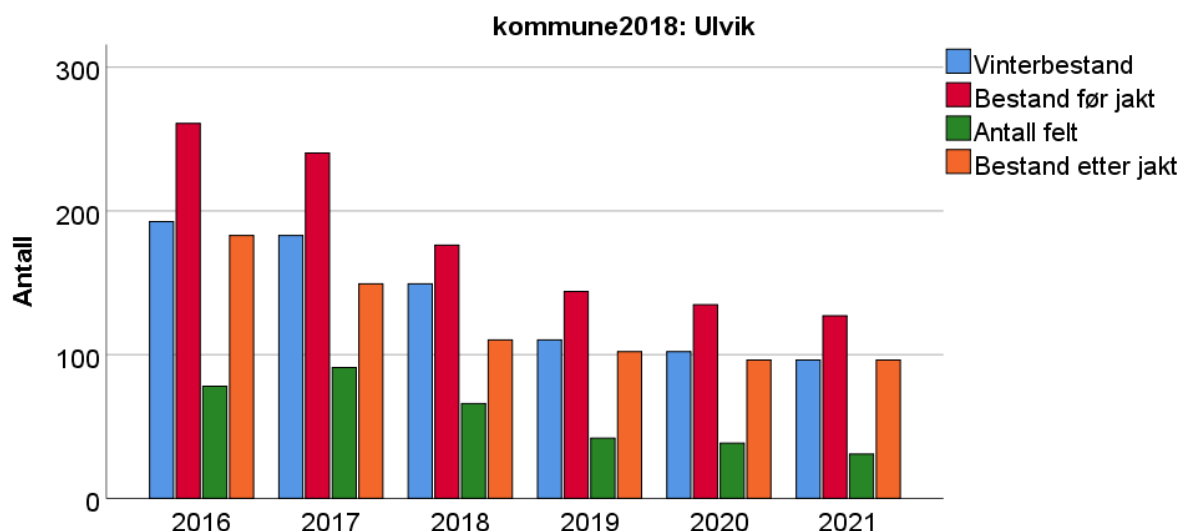
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,23	0,35	0,42	881	8	1092	167	0,15
2017	0,07	0,26	0,38	0,36	925	30	1167	234	0,20
2018	0,12	0,23	0,41	0,36	933	35	1073	151	0,14
2019	0,08	0,25	0,36	0,39	922		1128	494	0,44
2020	0,07	0,25	0,36	0,39	634		785	344	0,44
2021	0,07	0,25	0,36	0,39	440		545	105	0,19



**Figur 6.3.10.** Antall hjort sett og felt pr. jegerdag i **Ulvik** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felle hjort pr. jegerdag er multiplisert med 3.



**Figur 6.3.11.** Antall hjort felt i **Ulvik** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.

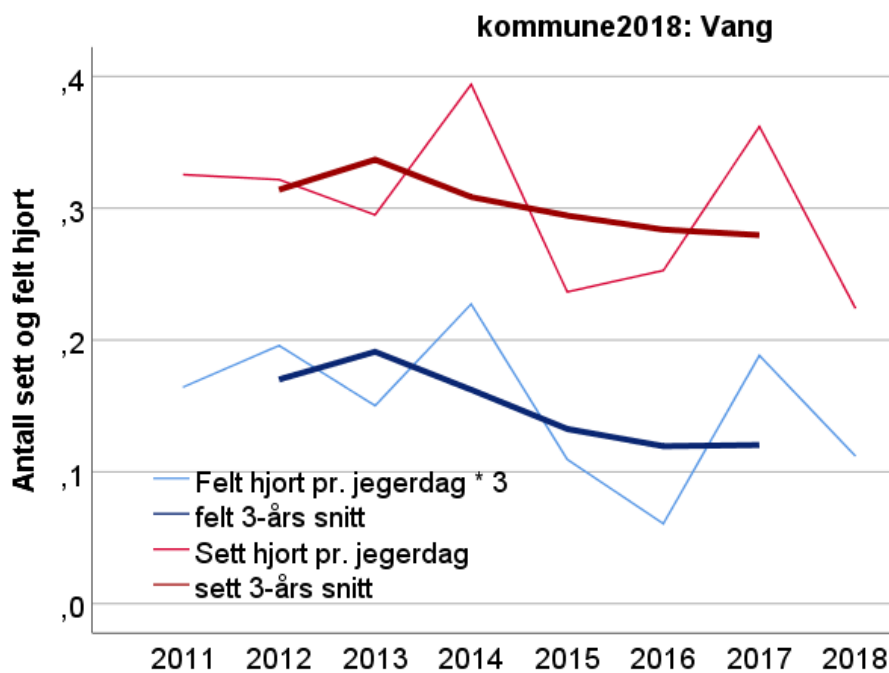


**Figur 6.3.12.** Bestandstørrelse og jaktuttak av hjort i **Ulvik** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

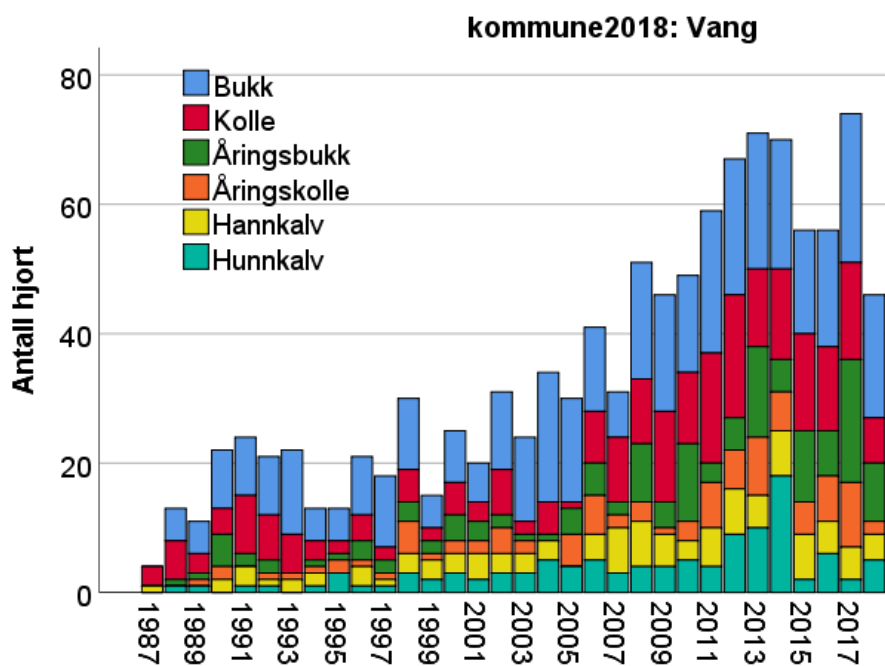
**Tabell 6.3.4.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for hjort i **Ulvik** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **-0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,30	0,40	0,30	193	1	261	78	0,30
2017	0,07	0,29	0,41	0,30	183	2	240	91	0,38
2018	0,12	0,25	0,44	0,30	149	3	176	66	0,37
2019	0,08	0,30	0,41	0,30	110		144	42	0,29
2020	0,07	0,30	0,41	0,30	102		135	38	0,29
2021	0,07	0,30	0,41	0,30	96		127	31	0,24

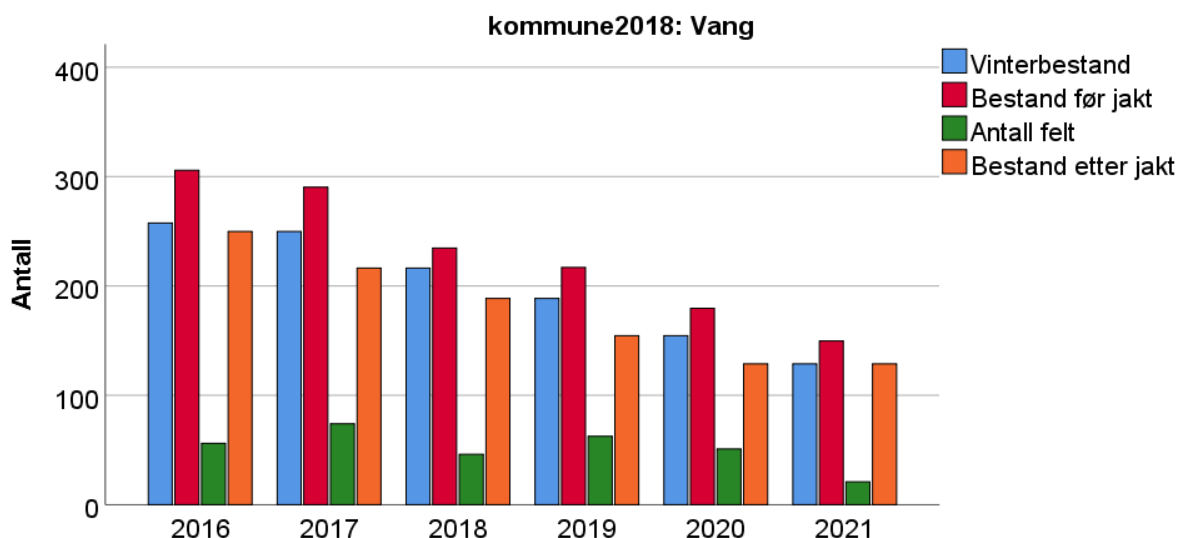




**Figur 6.3.13.** Antall hjort sett og felt pr. jegerdag i **Vang** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte hjort pr. jegerdag er multiplisert med 3.



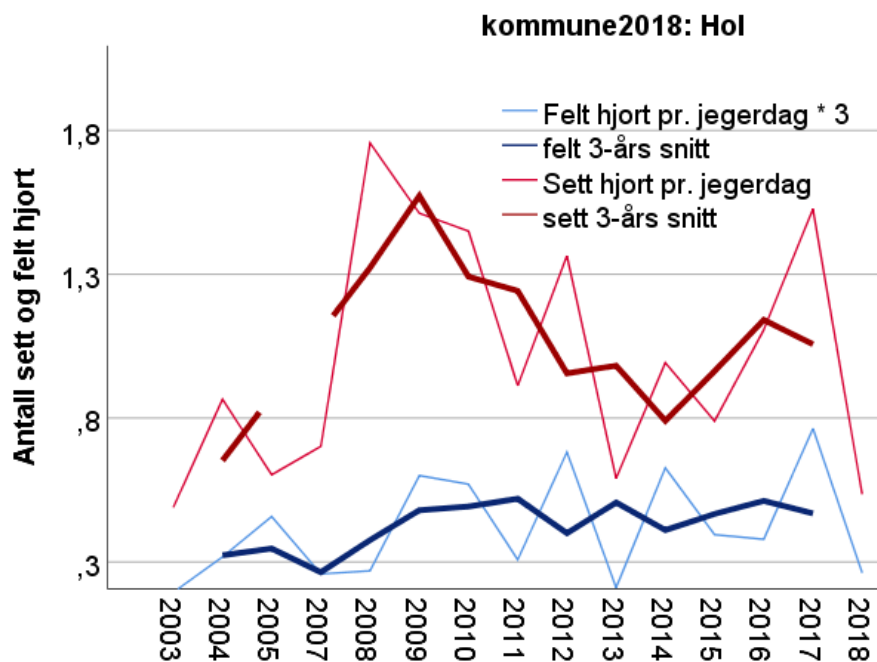
**Figur 6.3.14.** Antall hjort felt i **Vang** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



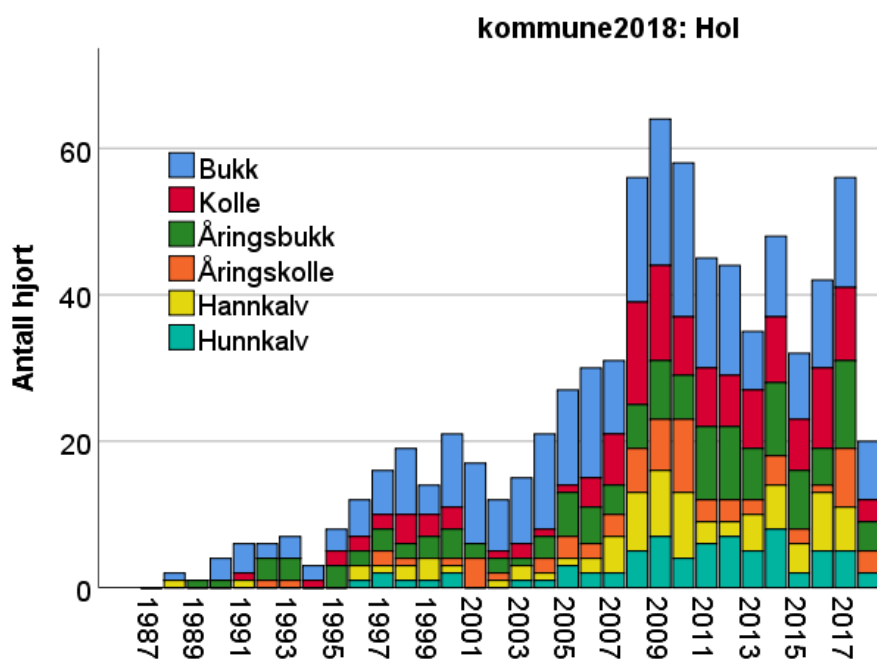
**Figur 6.3.15.** Bestandstørrelse og jaktuttak av hjort i **Vang** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall hjort felt i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.5.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for hjort i **Vang** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **-0,03**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

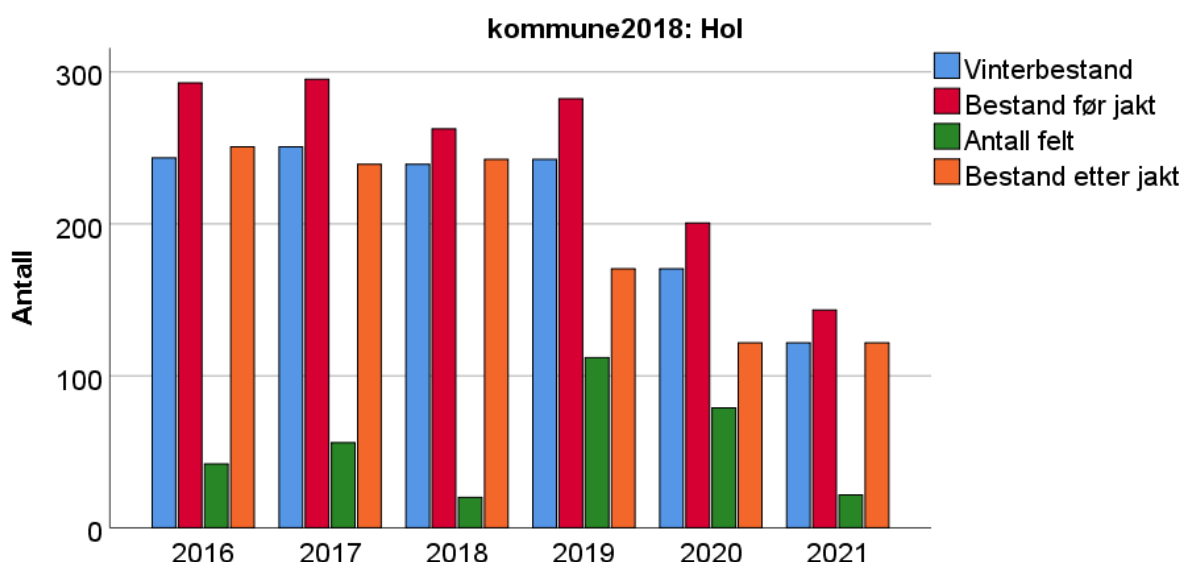
År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,20	0,40	0,40	257	1	306	56	0,18
2017	0,07	0,20	0,40	0,40	250	8	290	74	0,25
2018	0,12	0,19	0,41	0,41	216	8	235	46	0,20
2019	0,08	0,20	0,40	0,40	189		217	62	0,29
2020	0,07	0,20	0,40	0,40	154		180	51	0,28
2021	0,07	0,20	0,40	0,40	129		150	21	0,14



**Figur 6.3.16.** Antall hjort sett og felt pr. jegerdag i **Hol** kommune i perioden 1987-2018. Tykke linjer viser løpende gjennomsnitt over tre år. Antallet og det løpende gjennomsnittet av felte hjort pr. jegerdag er multiplisert med 3. Data mangler i 2006.



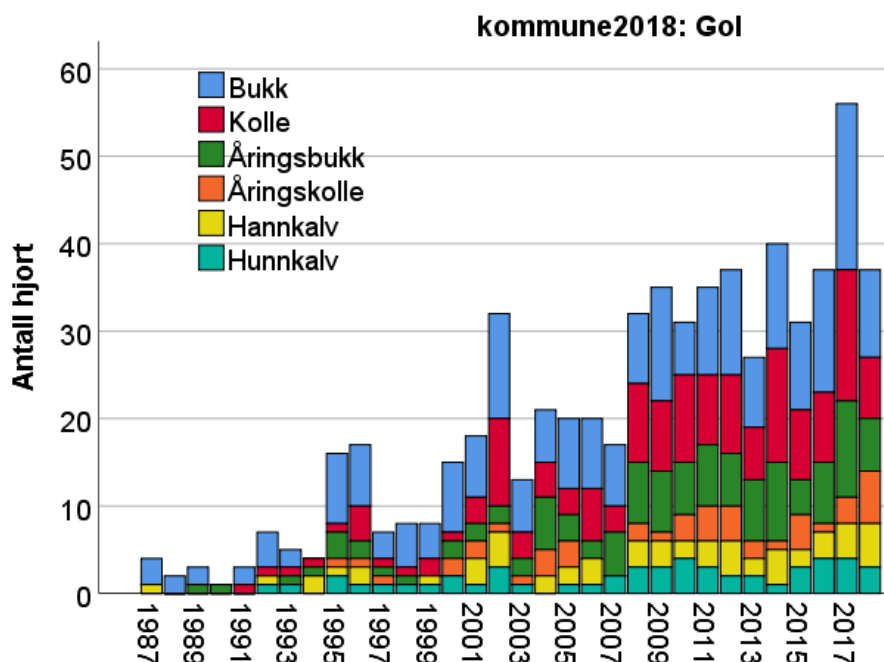
**Figur 6.3.17.** Antall hjort felt i **Hol** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



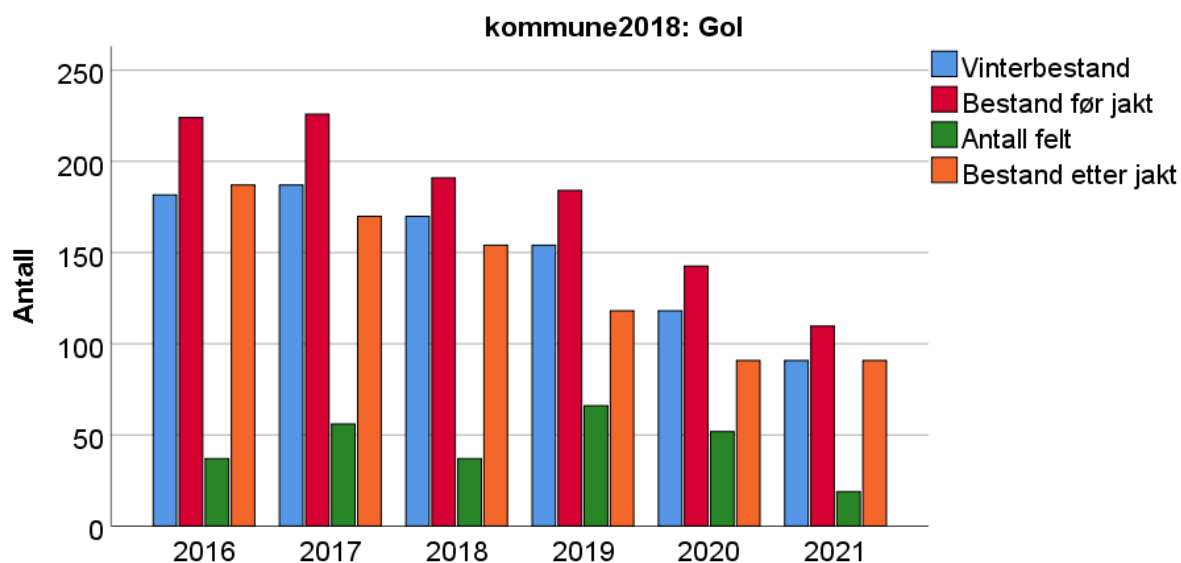
**Figur 6.3.18.** Bestandstørrelse og jaktuttak av hjort i **Hol** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.6.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandstørrelse og -utvikling for hjort i **Hol** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,03**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,21	0,31	0,48	243	3	293	42	0,14
2017	0,07	0,21	0,31	0,48	251	43	295	56	0,19
2018	0,12	0,20	0,31	0,49	239	16	263	20	0,08
2019	0,08	0,21	0,31	0,48	243		282	112	0,40
2020	0,07	0,21	0,31	0,48	170		201	79	0,39
2021	0,07	0,21	0,31	0,48	122		143	22	0,15



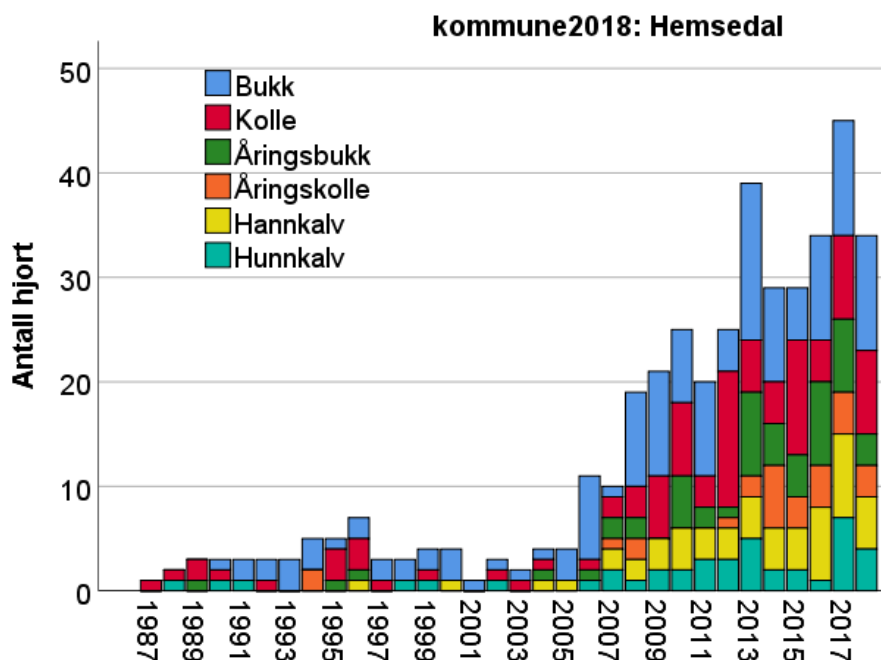
**Figur 6.3.19.** Antall hjort felt i **Gol** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



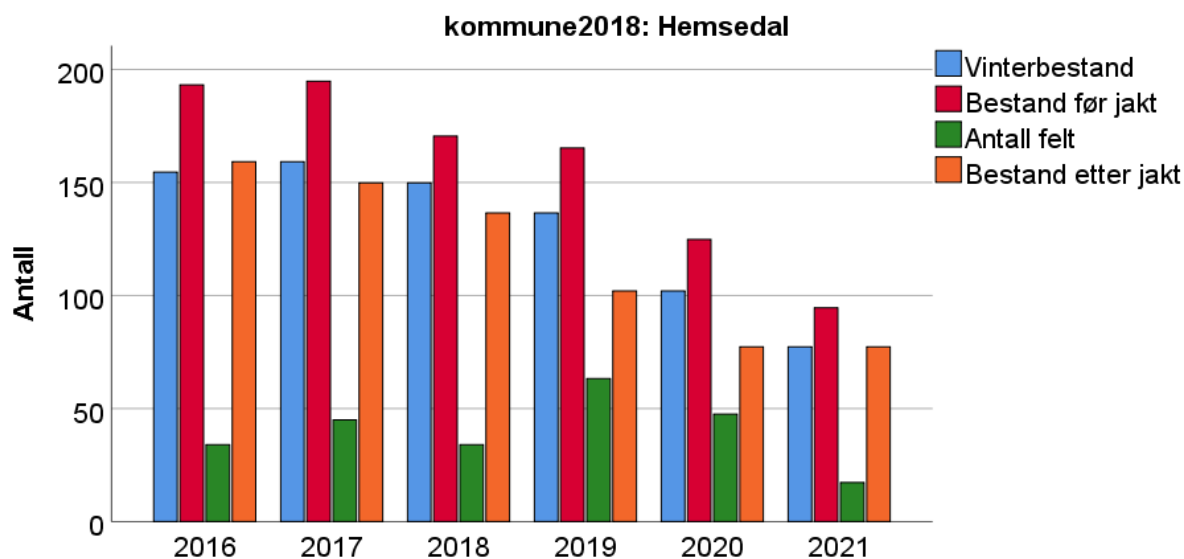
**Figur 6.3.20.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i **Gol** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.7.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Gol** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,03**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,23	0,42	0,35	182	1	224	37	0,17
2017	0,07	0,23	0,42	0,35	187	5	226	56	0,25
2018	0,12	0,22	0,43	0,36	170	6	191	37	0,19
2019	0,08	0,23	0,42	0,35	154		184	66	0,36
2020	0,07	0,23	0,42	0,35	118		143	52	0,36
2021	0,07	0,23	0,42	0,35	91		110	19	0,17



**Figur 6.3.21.** Antall hjort felt i **Hemsedal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.

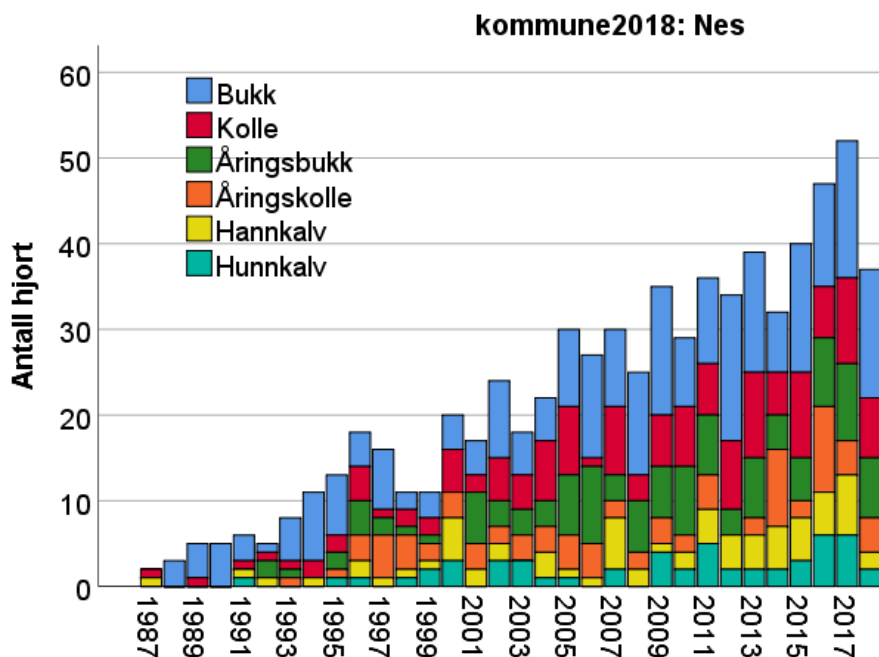


**Figur 6.3.22.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i **Hemsedal** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

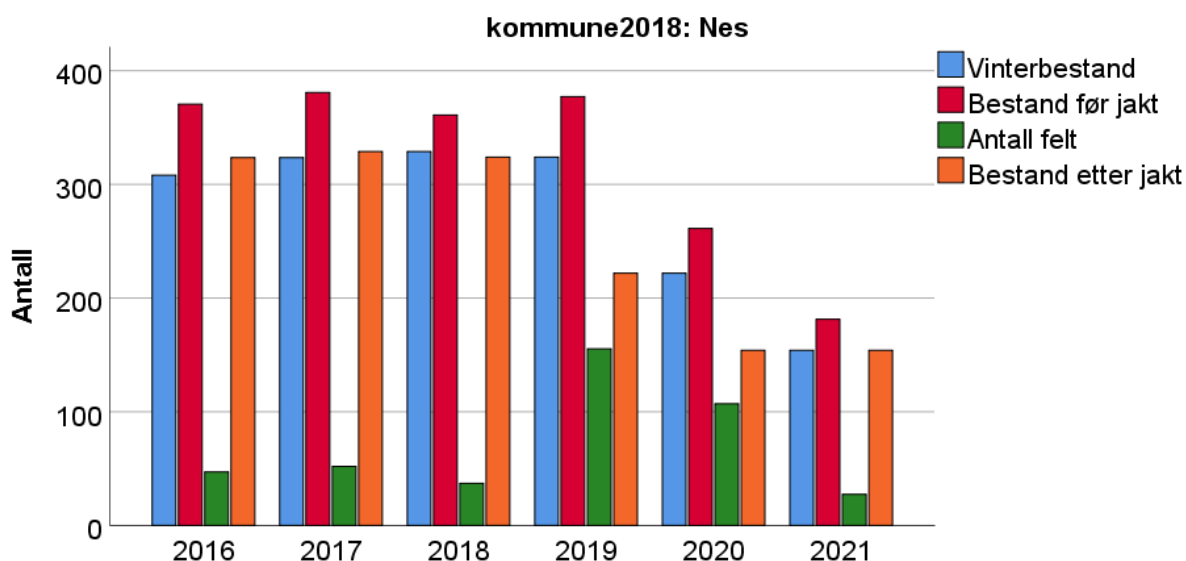
**Tabell 6.3.8.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Hemsedal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,03**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,24	0,37	0,39	155	0	193	34	0,18
2017	0,07	0,24	0,37	0,39	159	2	195	45	0,23
2018	0,12	0,23	0,38	0,40	150	3	171	34	0,20
2019	0,08	0,24	0,37	0,39	137		165	63	0,38
2020	0,07	0,24	0,37	0,39	102		125	48	0,38
2021	0,07	0,24	0,37	0,39	77		95	17	0,18





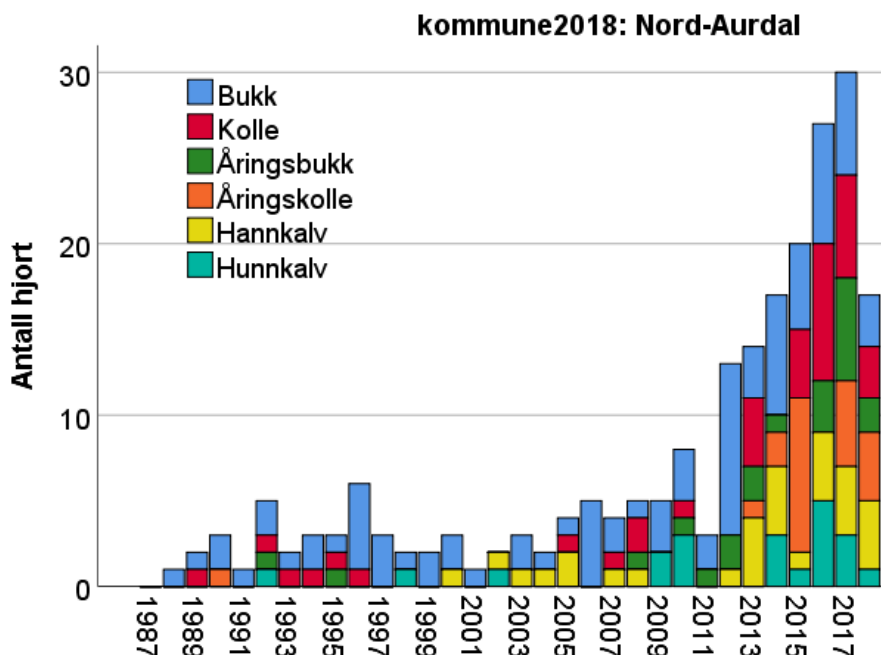
**Figur 6.3.23.** Antall hjort felt i Nes kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



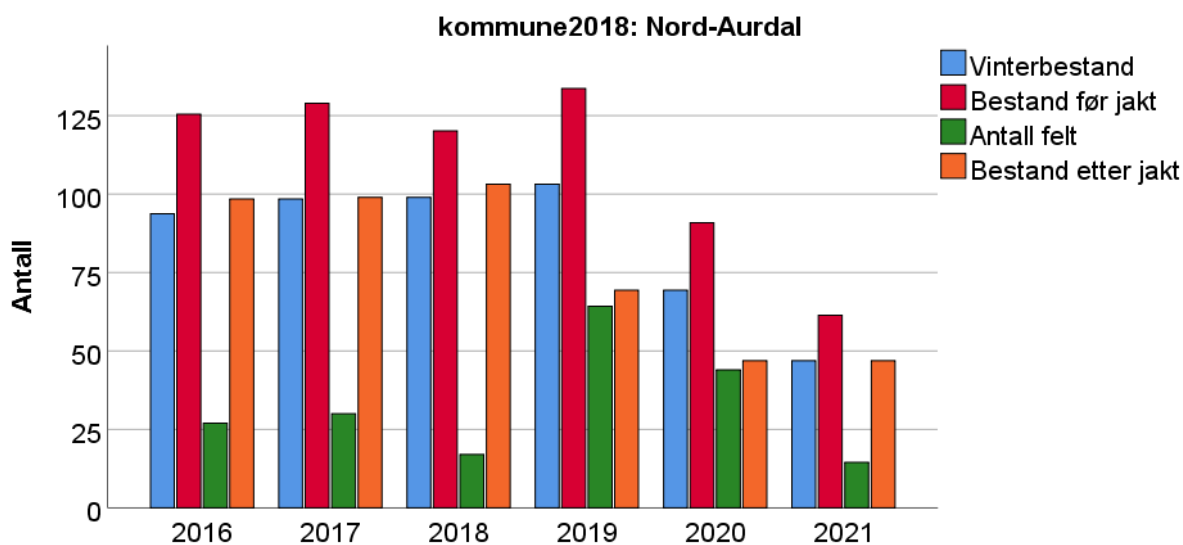
**Figur 6.3.24.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i Nes i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.9.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Nes** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,21	0,37	0,42	308	2	371	47	0,13
2017	0,07	0,21	0,37	0,42	324	5	381	52	0,14
2018	0,12	0,20	0,38	0,43	329	0	361	37	0,10
2019	0,08	0,21	0,37	0,42	324		377	155	0,41
2020	0,07	0,21	0,37	0,42	222		261	107	0,41
2021	0,07	0,21	0,37	0,42	154		181	27	0,15



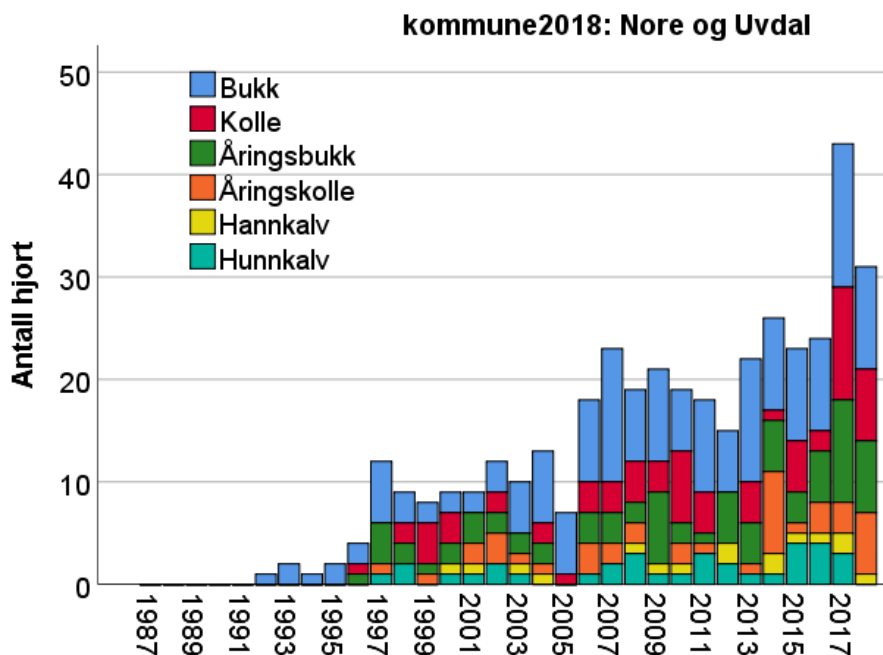
**Figur 6.3.25.** Antall hjort felt i **Nord-Aurdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



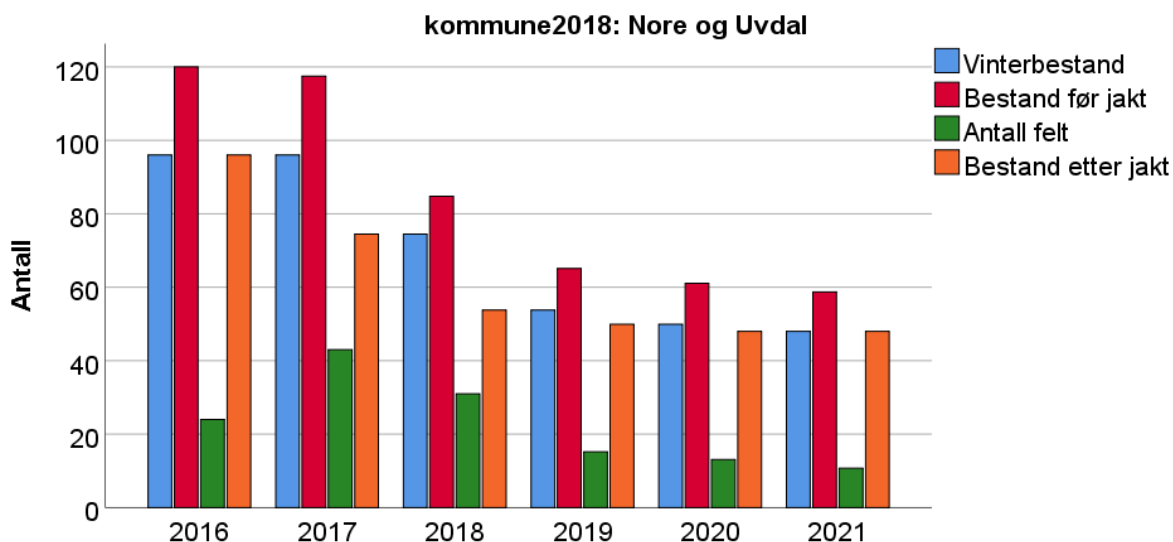
**Figur 6.3.26.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i **Nord-Aurdal** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarende bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.10.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Nord-Aurdal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,29	0,42	0,29	94	3	125	27	0,22
2017	0,07	0,29	0,42	0,29	98	4	129	30	0,23
2018	0,12	0,28	0,43	0,30	99	5	120	17	0,14
2019	0,08	0,29	0,42	0,29	103		134	64	0,48
2020	0,07	0,29	0,42	0,29	69		91	44	0,48
2021	0,07	0,29	0,42	0,29	47		61	15	0,24



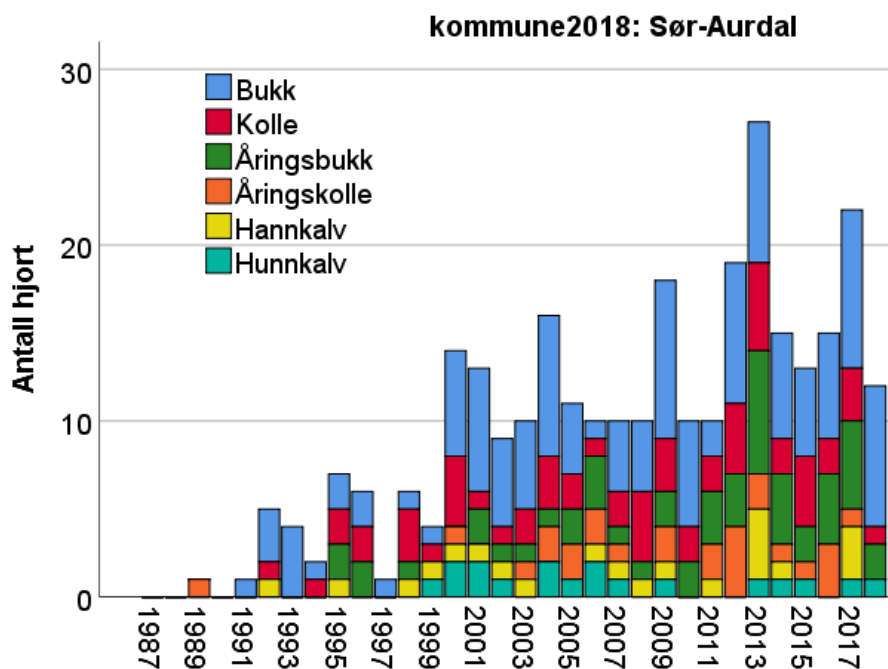
**Figur 6.3.27.** Antall hjort felt i **Nore og Uvdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



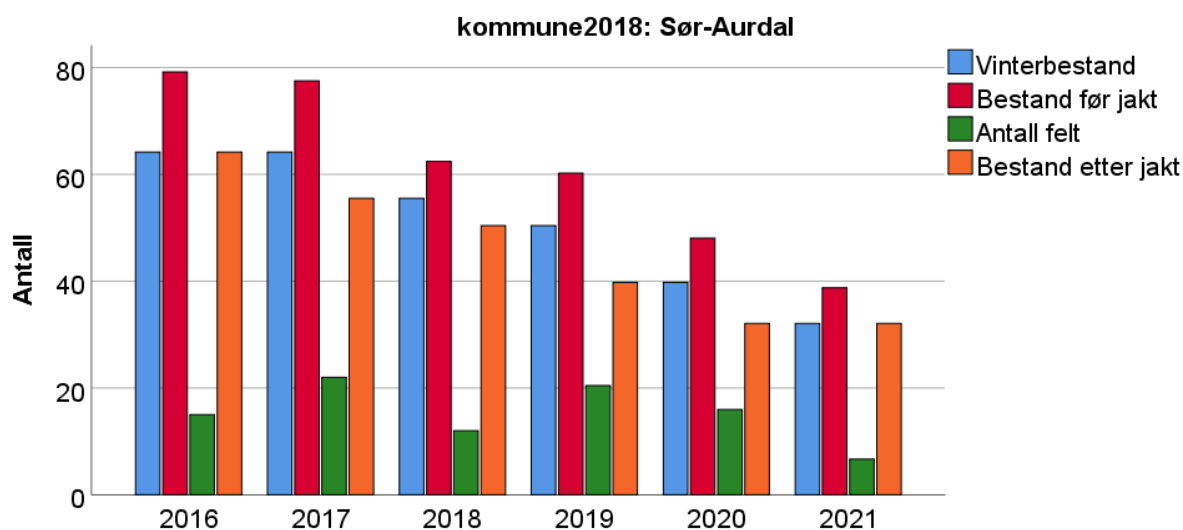
**Figur 6.3.28.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i **Nore og Uvdal** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarende bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.11.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Nore og Uvdal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var 0. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,24	0,39	0,37	96	2	120	24	0,20
2017	0,07	0,24	0,39	0,37	96	1	117	43	0,37
2018	0,12	0,23	0,40	0,38	74	6	85	31	0,37
2019	0,08	0,24	0,39	0,37	54		65	15	0,23
2020	0,07	0,24	0,39	0,37	50		61	13	0,21
2021	0,07	0,24	0,39	0,37	48		59	11	0,18



**Figur 6.3.29.** Antall hjort felt i **Sør-Aurdal** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.

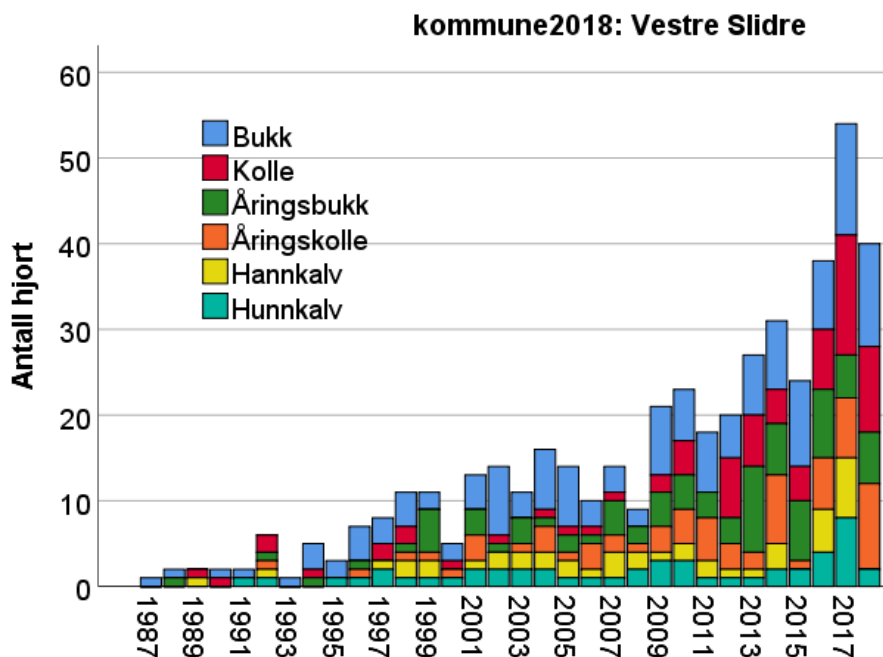


**Figur 6.3.30.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i **Sør-Aurdal** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

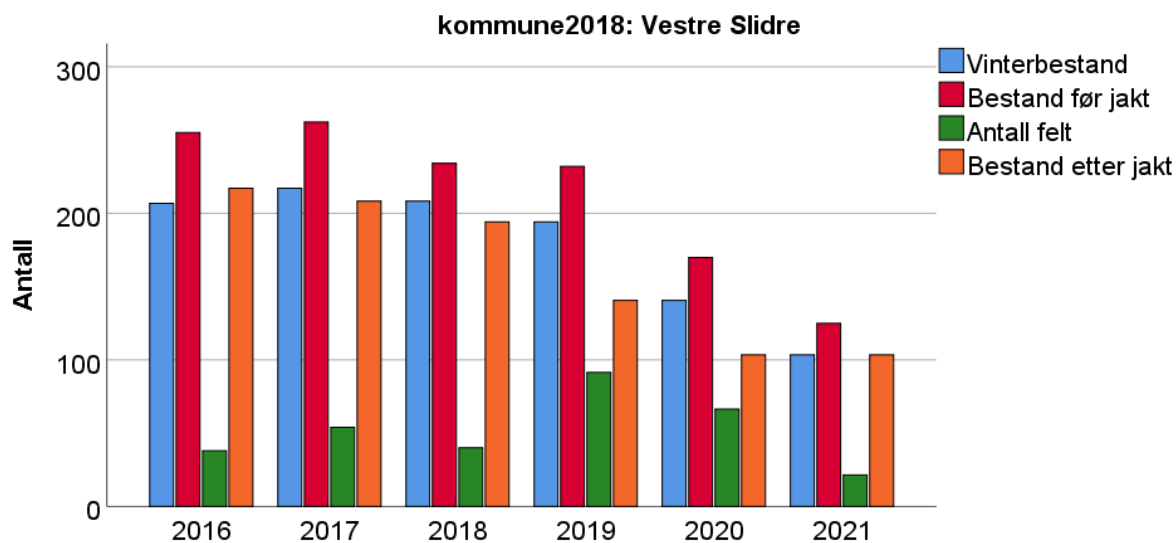
**Tabell 6.3.12.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Sør-Aurdal** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var 0. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,23	0,38	0,39	64	0	79	15	0,19
2017	0,07	0,23	0,38	0,39	64	0	78	22	0,28
2018	0,12	0,22	0,39	0,40	56	2	62	12	0,19
2019	0,08	0,23	0,38	0,39	50		60	20	0,34
2020	0,07	0,23	0,38	0,39	40		48	16	0,33
2021	0,07	0,23	0,38	0,39	32		39	7	0,17





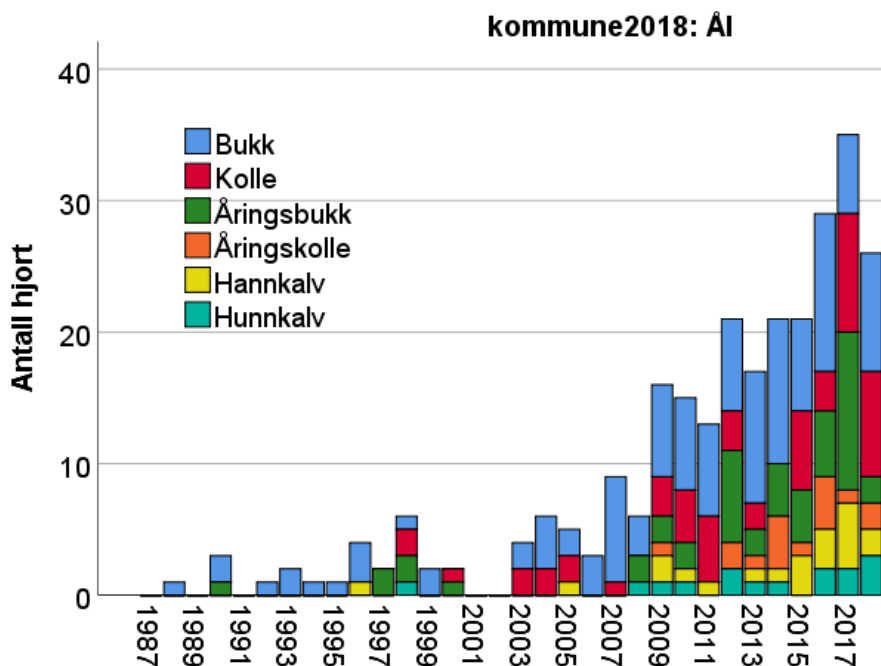
**Figur 6.3.31.** Antall hjort felt i **Vestre Slidre** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



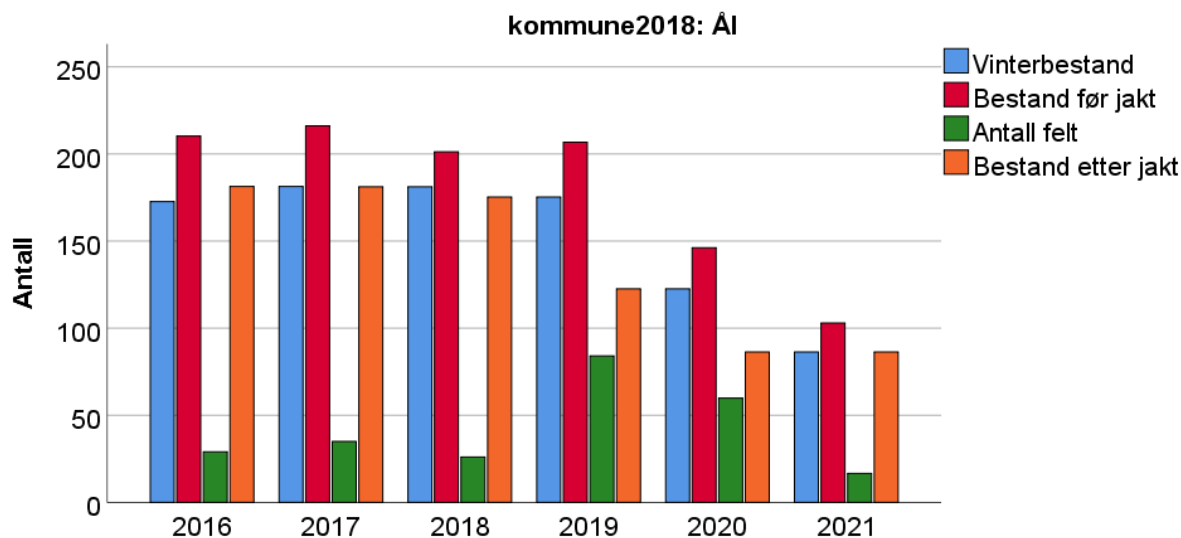
**Figur 6.3.32.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i **Vestre Slidre** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.13.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Vestre Slidre** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,23	0,40	0,37	207	0	255	38	0,15
2017	0,07	0,23	0,40	0,37	217	4	262	54	0,21
2018	0,12	0,22	0,41	0,38	208	1	234	40	0,17
2019	0,08	0,23	0,40	0,37	194		232	91	0,39
2020	0,07	0,23	0,40	0,37	141		170	66	0,39
2021	0,07	0,23	0,40	0,37	103		125	21	0,17



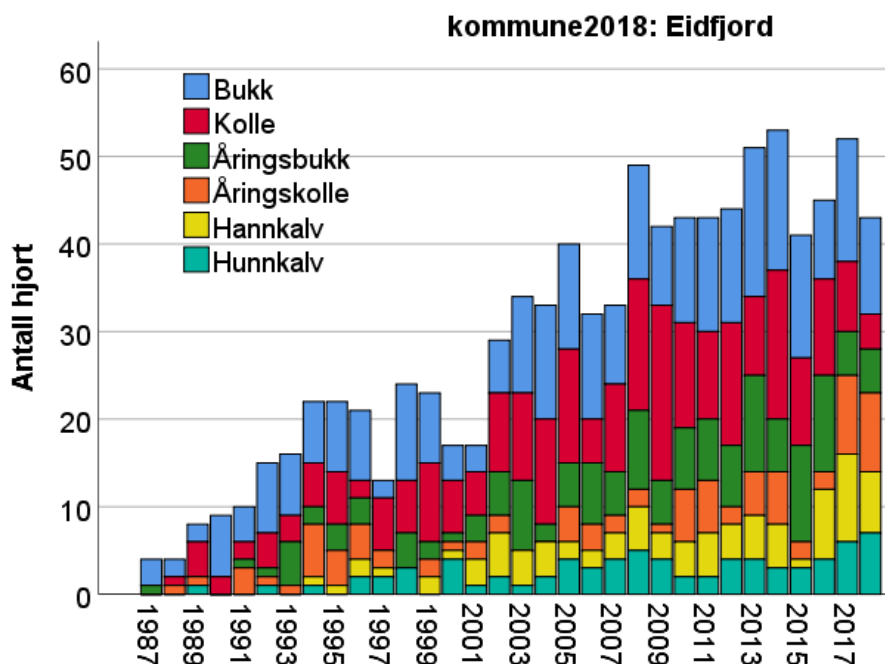
**Figur 6.3.33.** Antall hjort felt i ÅI kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



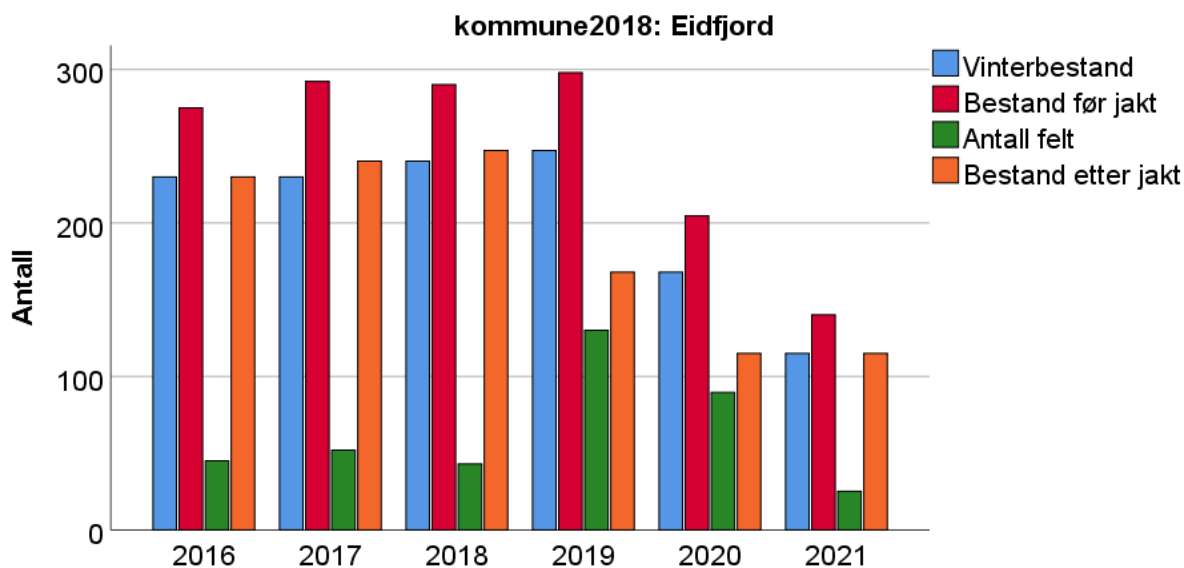
**Figur 6.3.34.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i ÅI i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.14.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **ÅI** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var **0,05**. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,22	0,39	0,39	173	0	210	29	0,14
2017	0,07	0,22	0,39	0,39	181	4	216	35	0,16
2018	0,12	0,21	0,40	0,40	181	3	201	26	0,13
2019	0,08	0,22	0,39	0,39	175		207	84	0,41
2020	0,07	0,22	0,39	0,39	123		146	60	0,41
2021	0,07	0,22	0,39	0,39	86		103	17	0,16



**Figur 6.3.35.** Antall hjort felt i **Eidfjord** kommune i perioden 1987-2018 fordelt på kjønn og alderskategori.



**Figur 6.3.36.** Bestandsstørrelse og jaktuttak av hjort i **Eidfjord** i perioden 2016-2021. Vinterbestanden (1. januar) tilsvarer bestanden etter jakt året før. Antall hjort felt i 2016-2018 er basert på data innrapportert fra kommunene til SSB. Antall felte dyr i 2019 og 2020 er det beregnede antallet hjort som må felles for å halvere vinterbestanden i kommunen i forhold til 2016-nivå. Antall felte dyr i 2021 er beregnet antall hjort som må felles for å opprettholde vinterbestanden på samme nivå.

**Tabell 6.3.15.** Tabellen gir en samlet oversikt over sentrale data brukt i forbindelse med beregning av bestandsstørrelse og -utvikling for hjort i **Eidfjord** kommune. Bestandsvekstraten pr. dyr ( $\beta$ ) benyttet for beregning av bestandsnivået i 2016 var 0. Andel kalv, kolle og bukk viser til bestandsstruktur før jakt. Bestand før jakt minus antall dyr felt gir vinterbestanden året etter. Antall fallvilt i 2016 og 2017 er fra SSB, mens antall fallvilt i 2018 er basert på antall dyr registrert i Hjorteviltregisteret pr. 10. april 2019. Dette kan avvike fra det endelige tallet som til slutt rapporteres til SSB.

År	Dødelighetsrate (M)	Andel kalv (R)	Andel kolle	Andel bukk	Vinterbestand (antall)	Fallvilt (antall)	Bestand før jakt (antall)	Antall felt (H)	Høstingsrate
2016	0,05	0,21	0,51	0,29	230	1	275	45	0,16
2017	0,07	0,27	0,42	0,31	230	8	292	52	0,18
2018	0,12	0,27	0,44	0,29	240	3	290	43	0,15
2019	0,08	0,24	0,46	0,30	247		298	130	0,44
2020	0,07	0,24	0,46	0,30	168		205	90	0,44
2021	0,07	0,24	0,46	0,30	115		140	25	0,18

## 6.4 Antall dyr som må felles i 2019 og 2020 fordelt på kjønn og alder

**Tabell 6.4.1.** Beregnet antall elg og hjort som må felles i 2019 og 2020 i ulike kommuner for å nå forvaltningsmålet. Antallet er fordelt på kalv, voksne hanndyr (1 år og eldre) og voksne hunndyr (1 år og eldre). Summen av dyr felt pr. år kan avvike litt ( $\pm 1$ ) fra antall felt angitt i vedlegg 6.2 og 6.3 på grunn av avrundingsfeil.

Kommune	Art	Kalv-2019	Hann- dyr-2019	Hunn- dyr-2019	Kalv-2020	Hann- dyr-2020	Hunn- dyr-2020
<b>Gol</b>	Elg	76	76	106	54	54	75
<b>Hemsedal</b>	Elg	17	19	22	13	14	17
<b>Hol</b>	Elg	72	93	115	50	64	79
<b>Nes</b>	Elg	68	72	99	49	52	71
<b>Nord-Aurdal</b>	Elg	86	79	105	63	58	77
<b>Nore og Uvdal</b>	Elg	97	121	151	70	87	107
<b>Sør-Aurdal</b>	Elg	70	80	101	54	62	78
<b>Vang</b>	Elg	22	30	32	15	21	23
<b>Vestre Slidre</b>	Elg	49	47	59	35	33	42
<b>Ål</b>	Elg	54	55	74	40	40	55
<b>Aurland</b>	Hjort	123	189	183	86	132	127
<b>Eidfjord</b>	Hjort	31	43	56	21	30	39
<b>Gol</b>	Hjort	15	24	26	12	19	21
<b>Hemsedal</b>	Hjort	15	24	24	11	18	18
<b>Hol</b>	Hjort	24	50	39	17	35	27
<b>Lærdal</b>	Hjort	103	125	134	90	110	117
<b>Nes</b>	Hjort	33	64	59	22	44	41
<b>Nord-Aurdal</b>	Hjort	19	20	25	13	14	17
<b>Nore og Uvdal</b>	Hjort	4	6	6	3	5	5
<b>Sør-Aurdal</b>	Hjort	5	8	8	4	6	6
<b>Ulvik</b>	Hjort	12	15	15	11	14	13
<b>Vang</b>	Hjort	12	25	25	10	20	20
<b>Vestre Slidre</b>	Hjort	21	34	36	15	25	26
<b>Ål</b>	Hjort	19	33	33	13	23	23
<b>Årdal</b>	Hjort	95	114	140	68	82	100

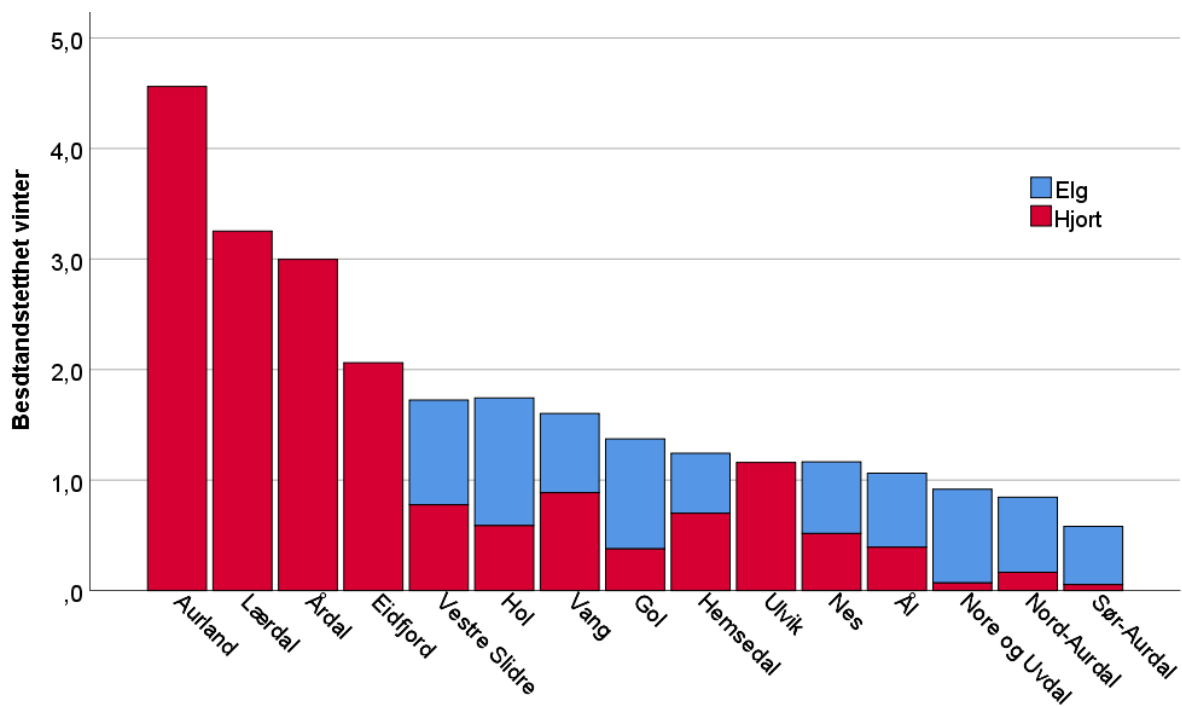
## 6.5 Bestandsstørrelse og areal pr. kommune

**Tabell 6.5.1.** Sammenstilling av ulike arealgrunnlag for de 15 kommunene i Nordfjellregionen. Alle areal er gitt som antall km<sup>2</sup>. Informasjon om totalareal er hentet fra SSB og inkluderer ferskvann. Tellende areal for hjort og elg er basert på arealgrunnlaget rapportert til SSB fra hver kommune for 2018. Skog- og myrareal er basert på N 50 Kartdata (Rettigheter gjennom Norge Digitalt) og avgrenset til areal under klimatisk tregrense (Moen 1999). Kolonnene Elg 2021 og Hjort 2021 viser beregnet vinterbestand 1. januar 2021.

Kommune	Total-areal	Tellende areal hjort	Tellende areal elg	Areal skog og myr	Elg 2021	Hjort 2021
Sør-Aurdal	1109	898	903	915	292	32
Nord-Aurdal	907	605	646	623	235	47
Vestre Slidre	463	387	387	250	123	103
Vang	1505	286	286	213	79	129
Nes (Buskerud)	810	814	812	627	212	154
Gol	533	415	339	408	193	91
Hemsedal	753	280	280	195	66	77
Ål	1171		454	446	155	86
Hol	1858	427	427	413	219	122
Nore og Uvdal	2502	819	874	781	346	48
Eidfjord	1492	104	213	120		115
Ulvik	722	114	124	95		96
Aurland	1468	324	300	202		440
Lærdal	1342	365	263	273		695
Årdal	976	204	151	210		317



## 6.6 Bestandstetthet vinter 2019 pr. kommune



**Figur 6.6.1.** Beregnet vintertetthet av elg og hjort i ulike kommuner i Nordfjellaregionen i 2019. Bestandstettheten er målt som antall elg og hjort pr. km<sup>2</sup> skog og myr (basert på N 50 Kartdata, Rettigheter gjennom Norge Digitalt). Bestandstettheten av elg i vestlandskommunene vil være lav og er ikke vist i figuren.





*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 lms 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: 978-82-426-3413-9

## 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