



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Bestandsestimering av hjort ved bruk av jegerrapporterte data

Presentasjon av en kjønns- og stadium-strukturert dynamisk
populasjonsmodell

NIBIO RAPPORT | VOL. 8 | NR. 118 | 2022



Stig W. Omholt¹ & Erling L. Meisingset²

¹ NTNU, Centre for Biodiversity Dynamics, Institutt biologi

² NIBIO, Divisjon for skog og utmark, Tingvoll

TITTEL/TITLE

Bestandsestimering av hjort ved bruk av jegerrapporterte data - Presentasjon av en kjønns- og stadium-strukturert dynamisk populasjonsmodell

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Stig W. Omholt og Erling L. Meisingset

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
16.09.2022	8/118/2022	Åpen	655500	22/01153
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03139-0	2464-1162	34	0	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

NTNU og NIBIO

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Stig Omholt og Erling L. Meisingset

STIKKORD/KEYWORDS:

Hjort, hjortebestand, modellering, jakt
Red deer, population modelling, hunting

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Viltøkologi
Insert field of work

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I denne rapporten viser vi at jegerrapporterte data gir mulighet for robust bestandsestimering av hjort basert på modellgenererte populasjonsforløp og derved mulighet for framskriving av bestandsutvikling som funksjon av jaktuttak. Tidsseriedataene, populasjonsmodellen og metoden for sammenstilling definerer til sammen en estimeringsmodell. Med utgangspunkt i data fra kommunene Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal i Møre og Romsdal viser vi hvordan en slik estimeringsmodell kan brukes til å få robuste anslag for størrelse og sammensetning av hjortebestandene på lokalt nivå.

In this report, we show that hunter-reported data provide the opportunity for robust population estimation of red deer based on model-generated population trends and thereby the opportunity for projection of population development as a function of hunting catches. The time series data, the projection model and the method of compilation together define an estimation model. Based on data from the municipalities of Averøy, Tingvoll, Surnadal and Sunndal in Møre og Romsdal in Norway, we show how such an estimation model can be used to obtain robust estimates for the size and composition of red deer populations at the local level.

LAND/COUNTRY:

Norge/Norway

FYLKE/COUNTY:

Møre og Romsdal

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Averøy, Tingvoll, Surnadal, Sunndal

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

GODKJENT / APPROVED

Bjørn Håvard Evjen

BJØRN HÅVARD EVJEN

PROSJEKTLEDER / PROJECT LEADER

Erling L. Meisingset

ERLING L. MEISINGSET



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

En viktig forutsetning for å kunne forvalte hjorteviltbestander gjennom jakt er å kunne ha gode estimater på bestandens størrelse og tilvekst. Selv om det i dag finnes flere metoder for å overvåke våre hjorte- og elgbestander, så har disse verktøyene klare svakheter. Dette gjør at estimatene blir usikre og tolkningen av resultatene vanskelige. Dette bidrar etter vår mening til å forvanske etableringen av en etterrettelig målstyrt forvaltning av bestandene, både for kommunene og for rettighetshaverne. Det å kunne fastsette riktige årlige kvoter, enten det skjer gjennom kommunale tildelinger eller gjennom rettighetshavernes bestandsplaner krever nøyaktig og oppdatert kunnskap om bestandenes størrelse og utvikling. Utviklingen av verktøy som bidrar til en langt sikrere bestandsestimering, og som ikke krever mere data enn de som allerede er tilgjengelige, vil derfor kunne legge grunnlag for en langt bedre målstyrt og bærekraftig forvaltning.

I denne rapporten presenterer vi et modellrammeverk som gir robuste estimater av en hjortebestands størrelse og sammensetning innen en kommune med utgangspunkt i jegerrapporterte data. Vi har lagt vekt på å bruke tilgjengelige data fra fellingsstatistikk, sett hjort og vårtellinger som grunnlag, i tillegg til forskningsdata om kalveproduksjon og dødelighet utenom jakt.

Arbeidet og utviklingen av modellen er finansiert av NTNU og NIBIO og betyr at denne rapporten ikke har en oppdragsgiver. Resultatene har likevel etter vår mening såpass stor praktisk verdi for den norske hjorteforvaltningen at de fortjener å bli presentert samlet i denne NIBIO-rapporten. Dette sikrer også at de forblir lett tilgjengelige for dem som måtte være interessert. Med noe tilrettelegging vil rammeverket kunne benyttes bredt i den løpende forvaltningen.

Averøy og Tingvoll, 16.09.22

Stig W. Omholt og Erling L. Meisingset

Innhold

1	Sammendrag.....	6
2	Innledning.....	7
2.1	Metoder for overvåkning av viltbestander.....	7
2.2	Hva bestemmer en hjortebestands utvikling?.....	7
2.3	Jegerrapporterte data i Norge.....	8
2.4	Modellering av hjorteviltbestander.....	8
2.5	Formålet med rapporten.....	9
3	Metode.....	10
3.1	Studiekommunene.....	10
3.2	Datagrunnlaget brukt i estimeringsmodellen.....	10
3.3	Oppbygging av estimeringsmodellen.....	12
4	Resultater.....	14
4.1	Sammenstilling av syntetiske data mot sett-hjort-data.....	14
4.2	Sammenstilling av syntetiske data opp mot sett-kolle-per-bukk data.....	18
4.3	Sammenstilling av syntetiske data opp mot vårtellingsdata.....	19
4.4	Tilpasning av avskytingen - reduksjon av bestanden.....	20
4.5	Tilpasning av avskytingen - stabilisering av bestanden.....	23
5	Diskusjon.....	25
5.1	Presisjonen til estimeringsmodellen.....	25
5.2	Usikkerhet vedrørende predikert bukkeemigrasjon.....	25
5.3	Usikkerhet vedrørende parameterverdier og deres spredning.....	27
5.4	Kvalitetssikring av sett-hjort data.....	27
5.5	Hvordan heve kvaliteten til vårtellingsdata?.....	28
6	Konklusjoner.....	29
7	Referanser.....	30

1 Sammendrag

Gode estimater for størrelsen til og sammensetningen av en hjortepopulasjon er nøkkelen til god bestandsforvaltning. Uten denne informasjonen er det krevende å formulere faglig godt begrunnede avskytingsplaner, det være seg om en ønsker populasjonen skal vokse, forbli stabil eller reduseres. Innsamling og analyse av jegerrapporterte data som Sett hjort og vårtelling på innmark er ment å gi grunnlag for å produsere disse estimatene. Dette har vist seg krevende, og flere har derfor stilt spørsmål ved den forvaltningsmessige nytteverdien av å fortsatt innhente disse dataene.

Vi viser her at de jegerrapporterte dataene kan brukes til det de var ment for om de kobles opp mot en kjønns- og stadium-strukturert dynamisk populasjonsmodell som beregner bestandsutviklingen fra ett år til det neste som funksjon av naturlig dødelighet, fødselsrater og jaktuttak, og hvor det tas høyde for naturlig biologisk variasjon i fødselsrater og naturlig dødelighet. Denne koblingen skjer ved at data innsamlet over mange år (tidsserier) sammenstilles med et stort antall biologisk mulige populasjonsforløp generert av populasjonsmodellen. De modellgenererte populasjonsforløpene som er i best overensstemmelse med de rapporterte dataene for hele tidsserieperioden samlet kan så brukes til å predikere bestandsstørrelse og bestandsstruktur for hvert år gjennom hele tidsserien. Tidsseriedataene, framskrivingsmodellen og metoden for sammenstilling definerer derfor til sammen en estimeringsmodell.

Med utgangspunkt i innsamlede data fra kommunene Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal i Møre og Romsdal viser vi hvordan en slik estimeringsmodell kan brukes til å anslå størrelse og sammensetning av hjortebestandene på lokalt nivå. Estimeringsmodellen baserer seg på tidsseriedata for indeksene sett-hjort-per-time og sett-kolle-per-bukk beregnet fra sett hjort-materialet innsamlet i de fire kommunene i perioden 2007 til 2020, og det rapporterte jaktuttaket i samme periode. For Tingvoll, Surnadal og Sunndal har vi også benyttet tall fra vårtellinger på innmark utført i den samme perioden. De to datasettene, sett-hjort-per-time og vårtelling, gir svært overensstemmende estimater.

Sunndal og Surnadal har hvert år i hele tidsperioden hatt et omtrentlig likt uttak av hann- og hunndyr, men Averøy og Tingvoll har hvert år hatt et høyere uttak av hunndyr enn hanndyr. Estimeringsmodellen predikerer at dette har resultert i en betydelig emigrasjon av bukker fra Tingvoll og Averøy, mens emigrasjonen fra de andre to kommunene er predikert å være svært lav. Resultatene er såpass entydige at de gir grunn til å hevde at kommuner som systematisk over flere år skyter langt flere hunner enn hanner vil risikere å bidra til økt bukkeemigrasjon.

I lys av det økende behovet for å redusere hjortebestandene i flere kommuner illustrerer vi i tillegg, med Averøy som eksempel, hvordan estimeringsmodellens resultater gir mulighet for å bruke en framskrivingsmodell (beskatningsmodell) til å lage en avskytingsplan som gir den bestandsreduksjonen en ønsker. Resultatene våre tilsier at en kombinert bruk av en estimeringsmodell og en beskatningsmodell vil gjøre det mulig for en kommune å opprettholde en kontinuerlig modellbasert forvaltning beheftet med langt færre usikkerheter enn dagens forvaltningspraksis.

Modellene vi har utviklet vil kunne brukes av kommuner som har egnede tidsseriedata, men en allmenn anvendelse vil være avhengig av tilrettelagte dataprogram for både bestandsestimering og bestandsframskrivning. Vi mener at resultatene som presenteres i denne rapporten tilsier at tiden er kommet for å tilrettelegge slike verktøy for forvaltningen. Men uansett hvor polerte disse verktøyene blir, så står og faller nytteverdien deres med kvaliteten på de jegerrapporterte dataene. Nå som vi med betydelig sikkerhet kan hevde at disse dataene er svært nyttige for forvaltningen, er et viktig formål med rapporten å motivere kommunene som forvalter en hjortebestand til å tenke gjennom om datakvaliteten kan ytterligere kvalitetssikres.

2 Innledning

2.1 Metoder for overvåkning av viltbestander

En vellykket forvaltning av villlevende bestander krever at en har informasjon om bestandenes størrelse eller tetthet (antall dyr innen et visst geografisk område), utvikling og svingninger over tid. Men å innhente denne informasjonen er ofte en krevende øvelse, og særlig gjelder dette populasjoner som har tilhold i skog eller uoversiktlige habitater og er spredt over større arealer. Det har derfor over lengre tid vært et betydelig fokus på å utvikle metoder for å registrere eller overvåke bestander på best mulig måte. Flere ulike metoder benyttes i dag aktivt for å overvåke eller registrere viltbestander (Morellet mfl. 2011, Forsyth mfl. 2022). Metodene for å følge utviklingen til viltbestander kan gjerne rubriseres i to kategorier, hvor en henholdsvis forsøker: 1) å estimere absolutt antall eller tettheten i bestanden, eller 2) å fremskaffe pålitelige relative indekser for årlig variasjon i antall dyr eller tetthet. Begge kategoriene er i dag brukt i forvaltningen av forskjellige arter både i Europa og i verden ellers (Forsyth mfl. 2022).

I forbindelse med overvåkning av hjortedyr skiller man mellom direkte eller indirekte metoder for overvåking. Direkte metoder inkluderer for eksempel jegerobservasjoner, fly/drone tellinger, telling fra bakken/bil og fangst-gjenfangst metoder, mens indirekte metoder kan være registrering av ekskrementer (pellets), sporing i snø, kamerafeller og kohort (årsklasse) analyser av data fra aldersbestemte felte dyr. Både direkte og indirekte metoder kan benyttes til å lage relative indekser for bestandsutviklingen (Morellet mfl. 2011).

Uavhengig av hvilken metode man benytter er det viktig å ha kunnskap om både fordeler og ulemper med den (de) metoden(e) man anvender, og ikke minst bør en vite noe om presisjonen (variasjonen) og nøyaktigheten (hvor godt den treffer) deres i ulike situasjoner. Men av tekniske årsaker er nøyaktigheten til mange metoder ikke særlig godt utredet, selv om dette ofte er avgjørende for bruken (Forsyth mfl. 2022).

2.2 Hva bestemmer en hjortebestands utvikling?

Et stadig tilbakevendende spørsmål er hvor mange hjort skal felles i en kommune eller et vald og hvilken fordeling fordelt etter kjønn og alder skal det være i uttaket. En hjortebestands utvikling (eller vekstrate) fra et år til det neste i et gitt område bestemmes enkelt fortalt av antall dyr som blir født, antall dyr som dør, og antall dyr som innvandrer (immigrerer) og utvandrer (emigrerer). For at en bestand skal være i balanse over tid, må tilveksten være like stor som avgangen. I våre hjorteviltbestander er det vist at jakta den viktigste bestandsregulatoren, da de aller fleste hjorter og elger dør av ei kule. For hjort som overlever sitt første leveår er det vist at om lag 80-90 % av dyra før eller senere blir skutt (Loison og Langvatn 1998, Langvatn og Loison 1999), mens tilsvarende tall for elg er over 90% (Solberg mfl. 2021). Gjennom avskytingen bestemmes dermed sammensetningen til en bestand i forhold til både alder og kjønn for gjenlevende dyr etter jakta. Det betyr at jaktuttaket i stor grad er avgjørende for en bestands vekstrate og demografiske sammensetning (Langvatn og Loison 1999), og derved dens produksjons- og utviklingspotensial på kort og lengre sikt. En ønsket bestandsutvikling vil derfor i de fleste tilfeller kunne oppnås ved å tilpasse formen/sammensetningen og størrelsen på det årlige jaktuttaket. Men for å kunne bestemme den riktige størrelsen og formen på dette uttaket må en ha tilgang til informasjon om bestandens størrelse og sammensetning, uavhengig av om man ønsker at en bestand skal vokse, forbli som den er, eller reduseres.

2.3 Jegerrapporterte data i Norge

I Norge har bestandsinformasjon om elgbestandene vært basert på jegerobservasjoner og organisert gjennom ordningen Sett elg, noe som har vært en innarbeidet del av elgforvaltningen over mange tiår (Solberg mfl. 2006). De første erfaringene med bruk av den tilsvarende ordningen for hjort ble gjort allerede på slutten av 1960- og i starten på 1970-tallet. Hovedkonklusjonen den gang var imidlertid at på grunn av få observasjoner og en liten bestand var det produserte tallmaterialet såpass magert og usikkert at det var av liten verdi for forvaltningen (Veiberg mfl. 2004). I forbindelse med at ansvaret for hjorteviltforvaltningen ble endret på 1990-tallet, og at forvaltningen i større grad skulle styrkes gjennom valdsvise bestandsplaner ble det større behov for tilgang til data for å følge utviklingen i bestandene. I samband med Driftsplanprosjektet (1998-2000) til Norges Bondelag og Norges Skogeierforbund, ble det satt i gang et prøveprosjekt med Sett hjort for systematisk registrering av jakt- og bestandsdata (Veiberg mfl. 2004). Sett hjort ordningen kom derfor for alvor først i gang ved årtusenskiftet, og etableringen av Hjorteviltregisteret i 2002 forenklet behandlingen og bruken av dataene markant. Etter hvert ble ordningen en etablert praksis for alle kommuner, og er i dag en obligatorisk del av hjorteforvaltningen. Datatilfanget er etter hvert blitt såpass stort i mange kommuner at det gir grunnlag for å utnytte dem i den praktiske forvaltninga.

Sett hjort dataene registreres ned til jaktfelt og datonivå, det vil si på samme nivå som de rapporteres. På samme nivå rapporteres også kjønn, alder og slaktevekt på felte dyr. Bestandsindeksene som avledes fra de rapporterte sett hjort dataene fra hele eller deler av jaktseongen kan beregnes på ulike geografiske nivå (jaktfelt, vald, bestandsplan, kommune eller fylkesnivå). For å øke oppslutningen om sett dyr-registreringen blant jegerne og forenkle innrapporteringen har det blitt åpnet for at de enkelte jaktfeltene selv skal rapportere sine registreringer direkte til Hjorteviltregisteret gjennom rapporteringsordningen Sett og skutt (www.settogskutt.no). Denne ordningen har i dag stort sett betydelig oppslutning blant jegerne.

Bestandsindeksene som utledes og benyttes i forvaltningen er blant annet sett antall hjort per jegerdag/jegertime og sett antall koller per bukk. Den første indeksen brukes som et mål på bestandstettheten og utviklingen av denne innen eksempelvis et vald eller en kommune, og den andre er ment å gi et bilde på kjønns sammensetningen til bestanden og eventuelle endringer i denne over tid (Solberg mfl. 2014). I tillegg er det en rekke kommuner som teller antall hjort observert samtidig på innmark for ett gitt tidspunkt på våren som et ytterligere mål på bestandstettheten, såkalt vårtelling. Selv om disse indeksene fra sett hjort er anerkjent å kunne gi grove og forholdsvis greie indikasjoner på hvordan en bestand utvikler seg over år (Mysterud mfl. 2007, Solberg mfl. 2014), er erfaringen at variasjonen kan være såpass stor fra år til år at det skaper usikkerhet i forvaltningen. Enkelte har derfor stilt spørsmål ved den forvaltningsmessige nytteverdien av å bruke tid på å innhente og registrere disse dataene.

2.4 Modellering av hjorteviltbestander

Ulike modelleringsverktøy har vært brukt som redskap i forskning og forvaltning av hjortedyra i Norge. Mest kjent er kanskje programmet CERSIM som tidligere ble brukt i elgforvaltningen i Nord-Trøndelag og Hedmark (Pedersen 1991, 2009). Flere andre modeller har blitt brukt for å vise utfallet av ulike avskytingsstrategier for hjort og elg (Aarhus og Meisingset 2006, Veiberg mfl. 2010, Solberg mfl. 2021) og hvilken avskyting som bør gjennomføres for elg ved påvirkning av rovdyr (Nilsen mfl. 2005). Felles for disse modellene er at de er deterministiske modeller som fra et gitt utgangspunkt, og med konstante verdier for naturlig dødelighet og fødselsrater, framskriver en bestandsutvikling som funksjon av beskatning. De er svært nyttige som pedagogiske verktøy for å synliggjøre effekten av ulike avskytingsstrategier på lokalt nivå, og for å kunne se retningen på utviklingen under gitte forutsetninger. Men for at en slik framskrivingsmodell (beskatningsmodell) skal kunne brukes aktivt i bestandsforvaltning må en vite antallet dyr en starter med og hvordan de er fordelt over alder og

kjønn. Mangelen på en robust metode for bestandsestimering er sannsynligvis en vesentlig årsak til at framskrivingsmodeller ikke er i aktiv bruk i den løpende hjorteviltforvaltningen.

2.5 Formålet med rapporten

Hovedformålet med denne rapporten er å vise at eksisterende jegerrapporterte data gir mulighet for robust bestandsestimering og derved mulighet for framskriving av bestandsutvikling som funksjon av jaktuttak, og at de derfor har stor forvaltningsmessig verdi. Mer spesifikt viser vi at denne verdien lar seg forløse om dataene innsamlet over mange år (tidsserier) sammenstilles med et stort antall biologisk mulige populasjonsforløp generert av en kjønns- og stadium-strukturert dynamisk populasjonsmodell som beregner bestandsutviklingen fra ett år til det neste som funksjon av naturlig dødelighet, fødselsrater og jaktuttak, og hvor det tas høyde for naturlig biologisk variasjon i fødselsrater og naturlig dødelighet. De modellgenererte populasjonsforløpene som er i best overensstemmelse med de rapporterte dataene for hele tidsserieperioden samlet kan så brukes til å avlese bestandsstørrelse og bestandsstruktur. Tidsseriedataene, framskrivingsmodellen og metoden for sammenstilling definerer til sammen en estimeringsmodell.

Med utgangspunkt i innsamlede data fra kommunene Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal i Møre og Romsdal viser vi hvordan en slik estimeringsmodell kan brukes til å få robuste anslag for størrelse og sammensetning av hjortebestandene på lokalt nivå. Estimeringsmodellen baserer seg på tidsseriedata for indeksene sett-hjort-per-time og sett-kolle-per-bukk beregnet fra sett hjort-materialet innsamlet i de fire kommunene i perioden 2007 til 2020, og det rapporterte jaktuttaket i samme periode. For Tingvoll, Surnadal og Sunndal har vi også benyttet tall fra vårtellinger på innmark utført i den samme perioden.

I lys av det økende behovet for å redusere hjortebestandene i flere kommuner ønsker vi også å vise hvordan estimeringsmodellens estimerer gir mulighet for å bruke en framskrivingsmodell (beskatningsmodell) til å lage en konkret avskytingsplan som gir den bestandsreduksjonen en ønsker. Det vil si at med en kombinert bruk av estimeringsmodellen og beskatningsmodellen vil en kommune kunne opprettholde en kontinuerlig modellbasert forvaltning beheftet med langt færre usikkerheter enn dagens forvaltningspraksis.

3 Metode

3.1 Studiekommunene

Vi har brukt fire kommuner i Møre og Romsdal som eksempler for våre modellberegninger. Alle kommunene har en solid og lang historie som hjortekommuner. Selv om disse kommunene ligger i samme fylke og er geografisk sett i nærheten av hverandre, så er de også veldig forskjellige både med hensyn til landskap, topografi og størrelse. Averøy er som navnet tilsier ei øy med et totalt areal på om lag 175 km², mens Tingvoll er ei halvøy på om lag 337 km². Sunndal og Surnadal er klart større kommuner med et vesentlig innslag av høyereliggende områder og fjell (Tabell 1). Begge disse kommunene er preget av større dalfører som går fra fjordlandskapet til mer innlandspregede områder. Godkjent tellende areal varierer fra om lag 142 km² i Averøy til 617 km² i Surnadal (Tabell 1). Tellende areal er det arealet innenfor et jaktvald som legges til grunn ved tildeling av fellingstillatelser, og som på kommunenivå summeres til et totalt tellende areal for en kommune.

Tabell 1. Totalt landareal (km²), areal uten bart fjell og ferskvann (km²), arealet av jordbruk, skog og våtmark (km²), godkjent tellende areal, felte hjort i 2007 og i 2020, og felte hjort pr 1 km² tellende areal i 2007 og i 2020 for kommunene Averøy, Tingvoll, Sunndal og Surnadal (Kilde: www.ssb.no).

Kommune	Totalt areal	Areal uten bart fjell og vann	Areal jordbruk, skog og våtmark	Tellende areal	Felte hjort i 2007	Felte hjort i 2020	Felte pr 1 km ² tellende areal i 2007	Felte pr 1 km ² tellende areal i 2020
Averøy	175,3	161,3	100,6	141,7	198	418	1,40	2,95
Tingvoll	336,7	310,6	259,8	307,4	457	685	1,49	2,23
Sunndal	1713,4	1197,6	375,2	506,4	442	504	0,87	1,00
Surnadal	1365,3	1234,2	574,3	617,3	369	507	0,60	0,82

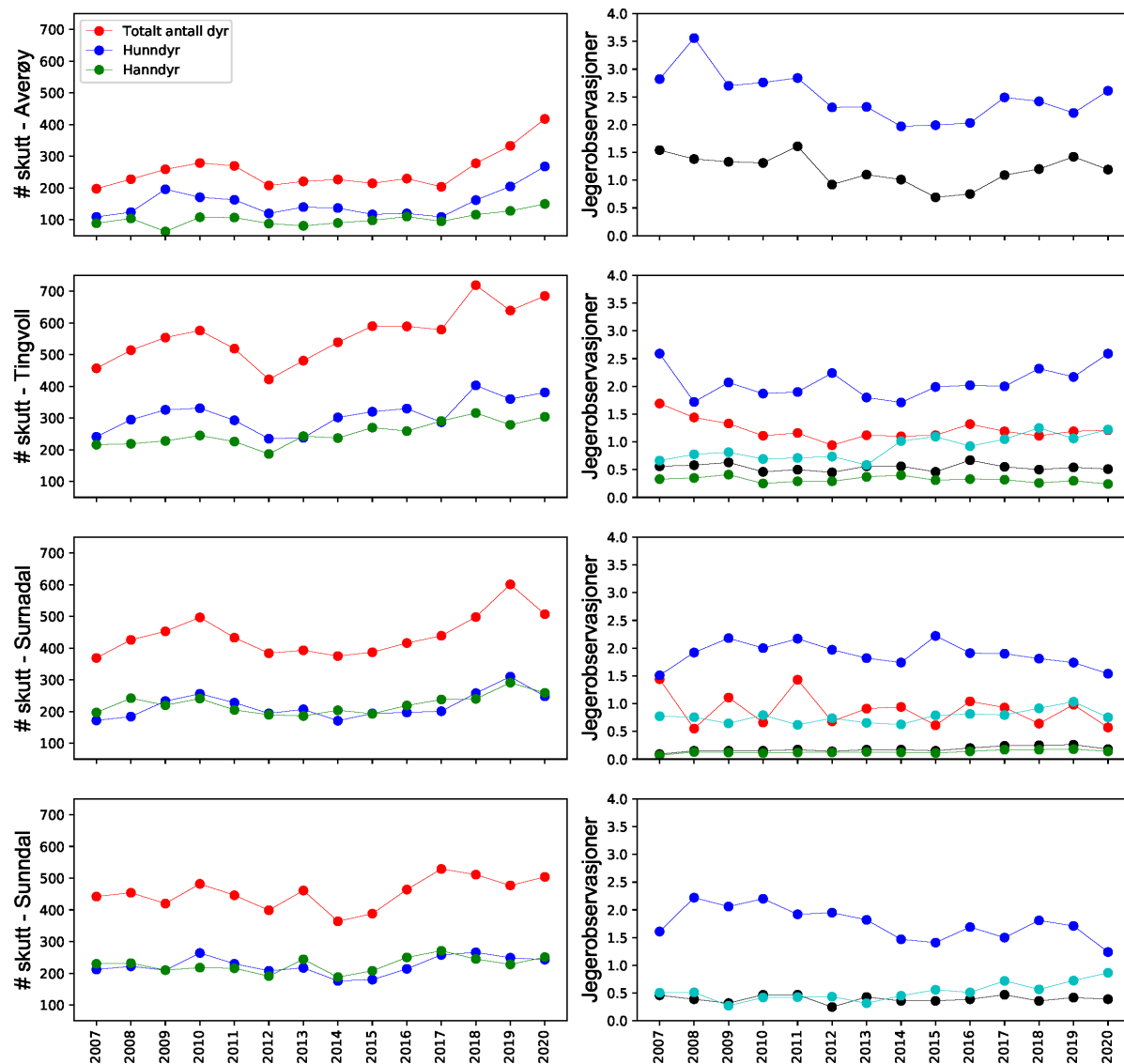
3.2 Datagrunnlaget brukt i estimeringsmodellen

Vi har hentet årlige fellingstall fra Statistisk sentralbyrås statistikkbank over felte hjort i perioden 2007 til 2020 (www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/jakt/statistikk/hjortejakt). I denne perioden varierte fellingene i alle kommunene (Figur 1). I Averøy har tallene variert fra 198 (2007) til 418 (2020), i Tingvoll fra 422 (2012) til 719 (2018), i Sunndal fra 364 (2014) til 529 (2017), mens den i Surnadal varierte fra 369 (2007) til 601 (2019). Antallet felte hjort viste en foreløpig topp rundt 2010 for alle kommunene før fellingene ble noe redusert. I løpet av de siste 4-8 årene har det igjen blitt felte flere hjort i alle fire kommunene, selv om tidspunktet for en ny topp har variert litt (Figur 1). Felte dyr pr tellende areal er vesentlig høyere i Averøy og Tingvoll, noe som indikerer en høyere bestandstetthet totalt sett i de to kommunene (Tabell 1). Vi har ikke brukt data fra fallviltregisteret i SSB i dette arbeidet, men inkludert annen avgang fra hjortebestandene gjennom «naturlig dødelighet» basert på tall fra forskningskilder. Sett hjort dataene er hentet fra hjorteviltregisteret (www.hjorteviltregisteret.no). Siden sett hjort tallene ikke dekker hele tidsperioden for kommunene, har vi også fått sett hjort data direkte fra kommunene for de årene som mangler i hjorteviltregisteret. Vi har brukt summerte data for den enkelte kommune per år i modell-simuleringene for å illustrere utviklingen av bestanden på kommunenivå.

Vi har også mottatt tall fra vårtellingene fra Tingvoll, Surnadal og Sunndal. Vårtellingene har blitt foretatt på innmark i perioden fra mars til mai hvert år i perioden. Tellingene har blitt organisert kommunevis, og etter fastsatte kjøreruter som dekker relevante deler av kommunene. Vi har brukt

summerte tall for hver kommune per år i modellen. Siden hver kommune har hatt fra en til tre tellinger pr år har vi benyttet tellingen med høyeste summerte resultat det enkelte året.

I figur 1 viser vi deler av datagrunnlaget for de fire kommunene Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal vi har tatt utgangspunkt i. Vi ser at Averøy og Tingvoll skiller seg fra Surnadal og Sunndal ved at antall skutte hunndyr har vært gjennomgående betydelig høyere enn antall skutte hanndyr i hele tidsperioden. Til tross for denne forskjellen ser vi at sett-kolle-per-bukk indeksene (innmarks- og utmarksregistreringer samlet) ikke er særlig forskjellige. Vårtellingstallene viser en økende tendens de siste 5-6 årene for de tre kommunene vi har data for (Tingvoll, Surnadal og Sunndal). Denne økningen er dog ikke reflektert i sett-hjort-per-time indeksene.



Figur 1. Empiriske nøkkeldata brukt i analysen. Venstre panelkolonne: Rapporterte data for antall hunndyr og hanndyr skutt i kommunene Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal i perioden 2007-2020. Informasjon om antall skutte kalv, ungdyr og eldre dyr innen hver kjønnskategori ble også nyttiggjort, men disse dataene er ikke vist her. Høyre panelkolonne: Rapporterte data for sett-hjort-per-time og sett-kolle-per-bukk for de samme kommunene og i samme tidsperiode. Sett-kolle-per-bukk dataene (blått) representerer de samlede innmarks- og utmarksregistreringene i alle kommunene. For Tingvoll og Surnadal er det plottet sett-hjort-per-time på innmark (rødt), sett-hjort-per-time i utmark (grønt) og sett-hjort-per-time samlet (sort). For de to andre var kun data for sett-hjort-per-time samlet tilgjengelig. I tillegg er det vist vårtellingsdata (turkis) for de tre kommunene som har gjennomført slike tellinger i hele perioden (Tingvoll, Surnadal og Sunndal).

3.3 Oppbygging av estimeringsmodellen

Populasjonsmodellen underliggende denne studien er en kjønns- og stadium-strukturert modell som fremskriver den årlige populasjonsutviklingen i perioden 31. desember 2006 til 31. desember 2020 for hver populasjonskategori (hunnkalver, ungvokler (1 år), eldre vokler (2 år og eldre), hannkalver, spissbukker (1 år) og eldre bukker (2 år og eldre)) som funksjon av antall dyr i hver kategori en starter med, antall dyr rapportert skutt i hver kategori for hvert år, og i tillegg data for vinteroverlevelse innen hver kategori (Loison og Langvatn 1998, Langvatn og Loison 1999) og data for drektighetsprosentene til unge (1,5 år) og eldre vokler (2,5 år og eldre) (Langvatn mfl. 2004, Veiberg mfl. 2010). I modellen blir kalver til ungvokler når de fyller ett år, og ungvokler blir til eldre dyr når de fyller 2 år.

Både den naturlige dødeligheten og kalveproduksjonen (til unge vokler spesielt) avhenger av vekta. For eksempel har lettere kalver mindre sjanse til å overleve en hard vinter enn tyngre (Loison mfl. 1999), og færre unge vokler blir drektige når gjennomsnittsvektene går ned (Langvatn mfl. 2004). Vektene hos hjorten i Norge har gått ned med økende populasjonstetthet (Mysterud mfl. 2001) og de kan variere en del fra år til år avhengig av beiteforholdene (ofte klimainduserte). I tillegg varierer vinterforholdene som sådan fra år til år. Slike årlige variasjoner er bygd inn i modellen ved at sannsynligheten for vinteroverlevelse for hver kategori, drektighetsprosentene for unge og eldre vokler og prosentfordelingen av unge versus eldre dyr i startpopulasjonen er antatt å være normalfordelt. Det vil si at det trekkes tilfeldig verdier fra en normalfordeling (Gauss-kurve) med en gitt middelvei og standardavvik. Standardavviket uttrykker hvor langt normalfordelingen strekker seg ut på hver side av middelveien. Vi brukte følgende normalfordelte verdier for vinteroverlevelse (middelvei \pm standardavvik): hunnkalv (0.8 ± 0.02); ungvokle (0.92 ± 0.02); eldre kolle (0.93 ± 0.02); hannkalv (0.8 ± 0.02); ungbukk (0.87 ± 0.02); eldre bukk (0.93 ± 0.02). Middelveiene er hentet fra Loison & Langvatn (1998), mens standardavviksverdiene er basert på skjønn. De normalfordelte verdiene for andel drektige vokler var henholdsvis 0.4 ± 0.03 for unge vokler (2 år) og 0.975 ± 0.08 for alle eldre vokler (>2 år). Vi antok at disse drektighetstallene reflekterer faktisk antall kalver født og som blir rekruttert inn i bestanden hvert år. Disse middelveiene er i sammenlignbare med tall/data som er brukt i Norge for hjorten i andre modellberegninger (eks Veiberg mfl. 2010), mens standardavviksverdiene er basert på skjønn. Vi brukte de samme middelveiene og standardavviksverdiene for alle fire kommunene.

Den betydelige større avskytingen av vokler enn bukker i perioden 2007-2020 i både Averøy og Tingvoll er ikke reflektert i sett-kolle-per-bukk dataene på slutten av perioden (Figur 1). Ut fra det vi vet om vinterdødelighet hos bukker versus vokler (Loison og Langvatn 1998) og forholdstallet mellom fødte hunn- og hannkalver under normale vilkår (Kruuk mfl. 1999, Mysterud mfl. 2000), ga dette grunn til å anta at det kunne ha skjedd en betydelig utvandring (emigrasjon) av bukker fra disse kommunene gjennom perioden. For å ta høyde for denne muligheten la vi inn en emigrasjonskoeffisient i modellen. Den uttrykker at når forholdstallet mellom antall eldre bukker og antall eldre vokler overstiger verdien til emigrasjonskoeffisienten, så utvandrer den overskytende andelen bukker. Vi understreker at vi med dette ikke la inn et premiss om at det måtte være en netto utvandring av bukk fra noen av kommunene. Vi kun åpnet for muligheten til å la dataene fortelle oss om sannsynligheten for dette.

For å generere et stort antall mulige (syntetiske) 14-årige populasjonsforløp som vi senere kunne lete blant for å finne de som var i best overensstemmelse med sett hjort- og vårtellingsdataene, brukte vi alle kombinasjoner av følgende verdier for initiell bestandsstørrelse (start bestand i 2006: 900-4000 dyr for alle kommunene, $\Delta=50$), initiell kolle-per-bukk ratio (fra 1.3 til k_b^{max} , $\Delta=0.1$) og emigrasjonskoeffisient (0, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, 1.0). Verdien 0 uttrykker at det er ingen emigrasjon av bukker uansett hvor stort forholdstallet mellom bukker og vokler måtte være. De øvrige verdiene er basert på antakelsen om at dersom det er en emigrasjon vil det ikke være sannsynlig at dette forholdstallet (emigrasjonskoeffisienten) har en lavere verdi enn 0.5 eller en høyere verdi enn 1.0 (slik den er definert i modellen). Den maksimale verdien for antall vokler per bukk i startpopulasjonen,

k_b^{max} , ble for hver kommune satt til middelverdien av rapportert kolle-per-bukk verdi for 2007 og 2008. Mange observasjoner blir gjort på innmark tidlig på høsten hvor bukkene ofte er underrepresentert, og bukkene er i tillegg jevnt over vanskeligere å oppdage i utmarka utenfor brunsttida. Det er derfor ikke grunn til å anta at den sanne verdien i desember 2006 var høyere enn den verdien vi satte som øvre grense. Det er heller ingen grunn til å tro at kolle-per-bukk-ratioen i desember 2006 var lavere enn 1,3 i noen av kommunene.

Modellen ble kjørt 1000 ganger for hver kombinasjon av initiell bestandsstørrelse, initiell kolle-per-bukk-ratio og emigrasjonskoeffisient. For hver enkelt kjøring av modellen varierte vi initiell bestandssammensetning ved at vi antok andel kalver av totalpopulasjonen, andel ungfokker av kollepopulasjonen og andel spissbukker av bukkepopulasjonen var normalfordelte tilfeldige variabler med middelverdi og standardavvik på henholdsvis $0,275 \pm 0,025$, $0,18 \pm 0,03$ og $0,36 \pm 0,06$. Ved at kolle-per-bukk ratioen og totalbestanden var gitt ble initielt antall eldre koller og eldre bukker bestemt fra de tre andelsverdiene. Dette ga oss et mål på variasjonen i populasjonsutviklingen som følge av den innlagte normalfordelte variasjonen i initiell fordeling av unge versus eldre dyr, vinteroverlevelse og drektighet. Totalt fremskrev datamaskinprogrammet, som vi brukte til å simulere den matematiske populasjonsmodellen, flere millioner 14-årige mulige populasjonsforløp for de fire kommunene. Vi beregnet så middelverdien av de 1000 gjentakene for hver kombinasjon av initiell bestandsstørrelse, initiell kolle-per-bukk-ratio og emigrasjonskoeffisient. Dette syntetiske datasettet bestående av flere tusen mulige middelverdiforløp ble så brukt til å estimere bestandsstørrelser ved hjelp av data for sett-hjort-per-time, sett-kolle-per-bukk og vårtellinger (totalt antall registrerte dyr).

Det ble ikke satt noen øvre grense i modellen for hvor gamle kollene og bukkene kunne bli. Men vi beregnet en egen «*overlevingsgraf*» basert på vinterdødeligheten og sannsynligheten for å bli skutt under jakta hvert år. En slik overlevingsgraf viser hvor stor andel av en gitt startkohort av unge dyr som er igjen etter 1 år, 2 år, 3 år, osv. For dyr som overlever det første leveåret viste analysen at sannsynligheten for å bli 15 år og 20 år er på henholdsvis om lag 2% og 0,7%. Dette viser at det er ingen akkumulering av urealistisk gamle dyr i modellen. Dette er i overensstemmelse med aldersregisteringene som er innsamlet i forbindelse med det nasjonale overvåkningsprogrammet for hjortevilt (Solberg mfl. 2017).

Datamaskinprogrammet er skrevet i programmeringsspråket Python i et Jupyter Lab miljø, som er en web-applikasjon hvor en i tillegg til å skrive kode som kan kjøres og oppdateres med en gang, kan ta med forklarende tekst, figurer og ligninger. All programvare som er brukt til å lage datamaskinprogrammet kan lastes gratis fra nettet.

4 Resultater

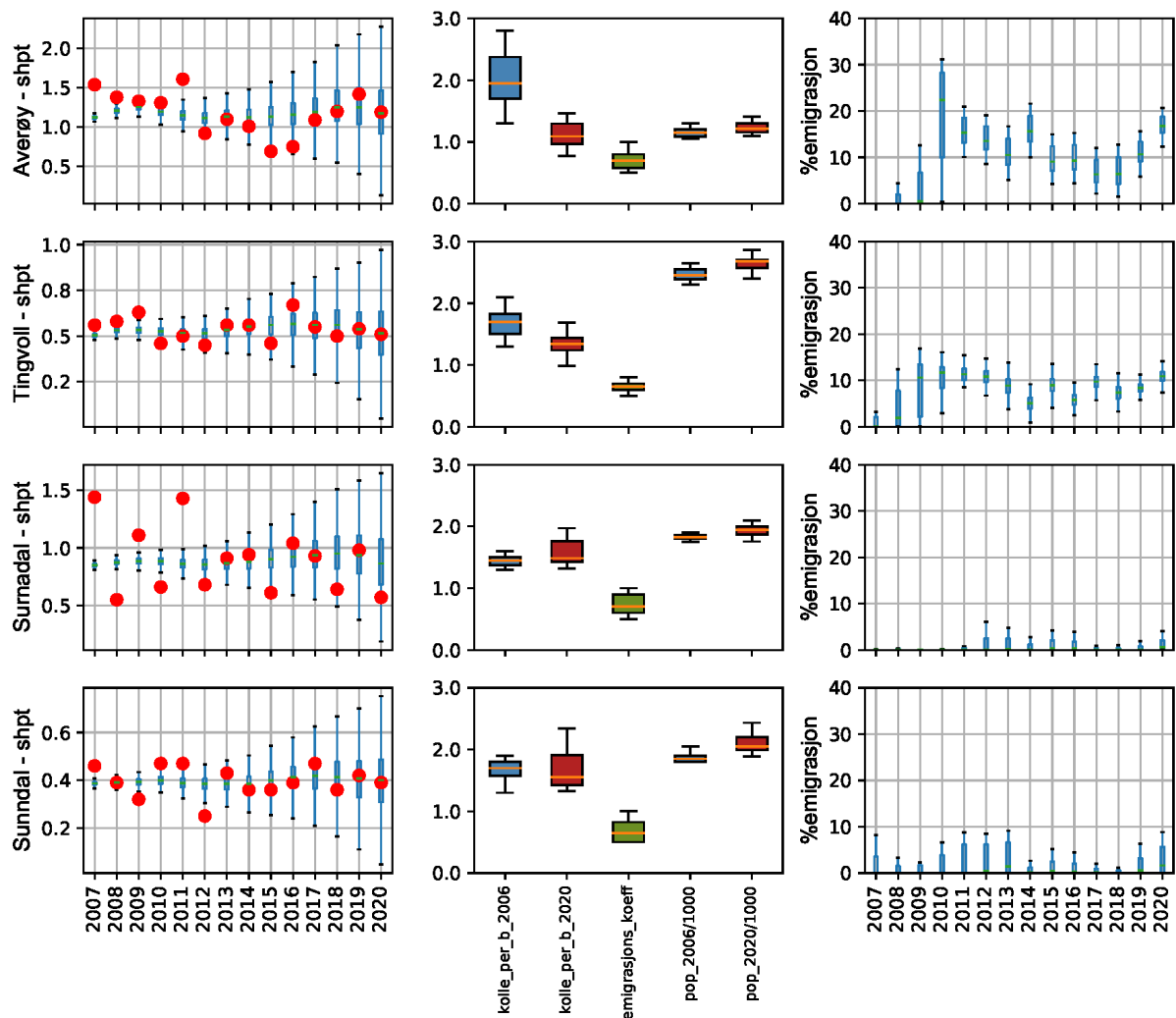
4.1 Sammenstilling av syntetiske data mot sett-hjort-data

Resultatene fra avskytingen og vårtellingene (vist i Figur 1) ga grunn til å anta at det ikke har vært en tydelig nedgang i totalpopulasjonen i den aktuelle tidsperioden i noen av kommunene. Vi fjernet derfor alle populasjonsforløp fra det syntetiske datasettet hvor sluttpopulasjonen i desember 2020 var mindre enn startpopulasjonen i desember 2006. Blant de resterende populasjonsforløpene for hver kommune lette vi deretter etter hvilke forløp som var i best samsvar med sett-hjort per-time indeksen over alle år i perioden 2006-2020 ut fra antakelsen om at det er en omtrentlig lineær sammenheng mellom rapportert sett-hjort-per-time og bestandsstørrelsen for ett og samme år.

Til denne letingen brukte vi en enkel minste-kvadrat-sum metode. Siden det viste seg at bruk av predikert totalpopulasjon før jakt ga en lavere kvadratsum enn totalpopulasjon etter jakt, valgte vi å bruke før-jakt verdien som prediktor i fortsettelsen. Vi konverterte prediksjonsverdiene til sett-hjort-per-time verdier ved å multiplisere alle 14 prediksjonsverdiene (årene) med en og samme konstant - k . Denne ble valgt slik at kvadratet av differansen [$k \times$ predikert totalpopulasjon før jakt (år) - sett-hjort-per-time(år)] summert over alle år ble minst mulig. Denne kvadratsummen ble så tilskrevet det gitte syntetiske populasjonsforløpet, og vi sorterte så i stigende rekkefølge alle populasjonsforløpene i henhold til deres kvadratsumverdi. Figur 2a viser det maksimalt oppnådde samsvaret mellom predikert bestandsstørrelse før jakt og observerte sett-hjort-per-time data. Naturlig nok øker den predikerte variansen kraftig med årene (Figur 2a). Men det er viktig å understreke at dette ikke reflekterer størrelsen på usikkerheten i bestandsestimatene. Grunnen til det er at populasjonsforløpene som ligger langt fra middelverdiforløpet ikke er i samsvar med observasjonsdataene. Så selv om et gitt sett av startbetingelser kan gi opphav til populasjonsforløp som ligger langt fra middelforløpet basert på den normalfordelte variasjonen som er bygd inn i modellen, innebærer kvadratsum-tilpasningen at vi med trygghet kan si at disse ikke har blitt realisert.

Samsvaret mellom predikerte middelverdier og de rapporterte dataene er rimelig bra når en tar i betraktning at de observerte dataene i seg selv representerer trekninger fra en ukjent sannsynlighetsfordeling assosiert med et gitt antall dyr. Det vi si at de ikke kan betraktes å representere forventningsverdien til denne sannsynlighetsfordelingen, men er i stedet plassert et eller annet sted langs x-aksen til den ukjente sannsynlighetsfordelingen. I tillegg kommer usikkerheten knyttet til årlig variasjon i kvaliteten på selve rapporteringen. Dette innebærer at vi ikke kan se oss blinde på at det i enkelte år er en betydelig distanse mellom predikert og observert verdi. Den fremste beskjeden fra figur 2a er derfor kanskje at desto mer en kvalitetssikrer datainnsamlingen, desto mindre forskjell blir det mellom predikerte og observerte verdier, og desto større troverdighet får modellprediksjonene.

Deretter plukket vi ut de 20 populasjonsforløpene med lavest kvadratsum og studerte variasjonen til de predikerte start- og sluttverdiene assosiert med disse forløpene. En stor spredning i predikert bestandsstørrelse i desember 2006 og i desember 2020 blant de 20 beste forløpene ville innebære at svært ulike populasjonsforløp ga tilnærmet lik overenstemmelse med de rapporterte dataene. En stor spredning ville ikke nødvendigvis kunne tilskrives lav kvalitet på modellen, men kunne også skyldes kvaliteten på observasjonsdataene. Uansett ville dette innebære at tilnærmingen vår ikke ville kunne gi robuste bestandsestimater. Heldigvis er spredningen for alle kommunene svært lav (angitt «pop_2020/1000» i Figur 2b). Det samme gjelder spredningen til startpopulasjonsverdiene (angitt «pop_2006/1000» i Figur 2b), og da særlig i forhold til den spredningen (900-4000 individer) vi startet med. Under forutsetning av at sett-hjort-per-time dataene reflekterer bestandsstørrelsen rimelig bra, så antyder dette at en ved hjelp av modellen har greid å estimere øvre og nedre grenser for



Figur 2. Estimeringsresultater basert på sett-hjort-per-time data. Venstre panelkolonne: Overensstemmelse mellom sett-hjort-per-time (røde prikker) og det predikerte populasjonsforløpet (blå boksploitt) som gir det minste avviket i kvadratsum, gitt føringen om at sluttpopulasjonen i desember 2020 ikke er mindre enn startpopulasjonen i desember 2006. Se teksten for forklaring på hvordan predikert bestandsstørrelse ble konvertert til sett-hjort-per-time verdier. Midtre panelkolonne: Fordelingen av verdier for kolle-per-bukk ratioen i desember 2006 og desember 2020, emigrasjonskoeffisienten (samme verdi for alle år) og populasjonsstørrelse/1000 i desember 2006 og i desember 2020 for de 20 syntetiske populasjonsforløpene som ga best overensstemmelse med sett-hjort-per-time dataene. Høyre panelkolonne: Predikert prosentandel av bukkebestanden som årlig har emigrert i perioden 2007-2020 basert på de 20 syntetiske forløpene som gir best tilpasning til sett-hjort-per-time dataene. I alle 9 panelene er variasjonen beskrevet i form av boksploitt, som angir medianen i dataene (oransje farge), selve boksen angir hvilke verdier som ligger innenfor nedre og øvre kvartil Q1 og Q3 (50% av datapunktene). De horisontale strekene angir yttergrensene for de aller fleste datapunktene ($Q1-1.5 \times (Q3-Q1)$, $Q3+1.5 \times (Q3-Q1)$). De få punktene som ligger utenfor dette intervallet (uteliggerne) er ikke vist. For Averøy, Tingvoll og Sunndal brukte vi sett-hjort-per-time data som inkluderte både innmarks- og utmarksregistreringer, mens for Surnadal brukte vi innmarksregistreringene. Begrunnelse for dette er gitt i teksten.

bestandsstørrelsene i startpopulasjonen (desember 2006) og i sluttpopulasjonen (desember 2020) temmelig presist. Det er verdt å merke seg at predikert midlere startpopulasjon og sluttpopulasjon er svært like i alle fire kommunene [Averøy: (1145, 1233), Tingvoll: (2462, 2647), Surnadal: (1827, 1935), Sunndal: (1870, 2095)]. Vi testet derfor effekten av å slakke på føringen om at sluttpopulasjonen i desember 2020 måtte være større enn startpopulasjonen i desember 2006 ved også å inkludere alle populasjonsforløp hvor sluttpopulasjonen i desember 2020 var større enn 90 % av startpopulasjonen i 2006. Dette ga litt bedre minste-kvadratsum-tilpasning for alle kommunene og bestandsestimatene for desember 2020 ble nå litt lavere enn det som er vist i figur 2b. Men forskjellene var såpass

marginale at tatt i betraktning støyen i dataene (variasjon som skyldes tilfeldigheter) er det usikkert om det faktisk har vært en svak reduksjon av bestandene fra desember 2006 til desember 2020. Uansett gir resultatene grunn til å konkludere at det for alle kommunene har vært liten endring av bestandsstørrelse i 2006 kontra i 2020 (selv om det har vært endringer i løpet av perioden), og vi valgte i det videre arbeidet å opprettholde den opprinnelige føringen.

Den beste overensstemmelsen mellom de syntetiske og rapporterte dataene får man om en tillater introduksjon av en bukkeemigrasjonskoeffisient (angitt «emigrasjons_koeff» i Figur 2b). Ingen av de 20 beste forløpene for Averøy og Tingvoll hadde en emigrasjonskoeffisient på 0,0, mens Surnadal og Sunndal hadde tre tilfeller hver. Gjennomsnittsverdien til den predikerte emigrasjonskoeffisienten for de 20 beste populasjonsforløpene var 0,675, 0,665, 0,665 og 0,615 for henholdsvis Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal. Men verdiene for Surnadal og Sunndal ligger i realiteten litt høyere da inkludering av de forløpene som har en emigrasjonskoeffisient på 0 trekker snittet kunstig ned. Emigrasjonskoeffisientverdiene indikerer at det har vært en netto emigrasjon av bukk ut av alle fire kommunene, men andelen er vesentlig høyere i Averøy og Tingvoll enn Sunndal og Surnadal (Figur 2c). Predikert gjennomsnittlig prosentandel av bukkene som emigrerte i 2020 basert på de 20 beste populasjonsforløpene var 17, 11, 1,3 og 2 prosent for henholdsvis Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal. Figur 2c viser at disse tallene er rimelig representative for hele perioden. Disse resultatene er i samsvar med sett-kolle-per-bukk dataene vist i figur 1 da disse viser at selv om Averøy og Tingvoll har en stor overvekt av koller i uttaket, så synker ikke verdiene for sett-kolle-per-bukk gjennom perioden. Den mest sannsynlige forklaringen på at dataene ikke viser en slik trend er derfor at det har vært en større prosentvis årlig emigrasjon av bukker fra Averøy og Tingvoll enn fra Surnadal og Sunndal i perioden 2006-2020.

Medianverdiene for kolle-per-bukk ratioen i desember 2020 (Figur 2b, «kolle_per_b_2020») er lavest for Averøy, litt høyere for Tingvoll, og høyest for Surnadal og Sunndal. Etter som figuren viser ratioen etter jakt er dette som forventet da Averøy og Tingvoll skjøt langt flere koller enn bukker høsten 2020 (Figur 1). Men resultatene beskrevet i forrige avsnitt impliserer at en lav kolle-per-bukk ratio i desember et gitt år, som følge av et høyere uttak av hunndyr enn hanndyr i den forutgående jakta, induserer en økt bukkeemigrasjon den påfølgende sommeren. Dette innebærer at kolle-per-bukk-ratioen for alle årene har vært tilnærmet lik for de fire kommunene like før jakt, noe som understøttes av figur 1. At ratioen over hele perioden ligger noe høyere for Averøy enn de tre andre kommunene kan forklares med at registreringene for Averøy er i all hovedsak gjort på innmark, hvor kolle-per-bukk ratioen er generelt lavere enn den reelle ratioen.

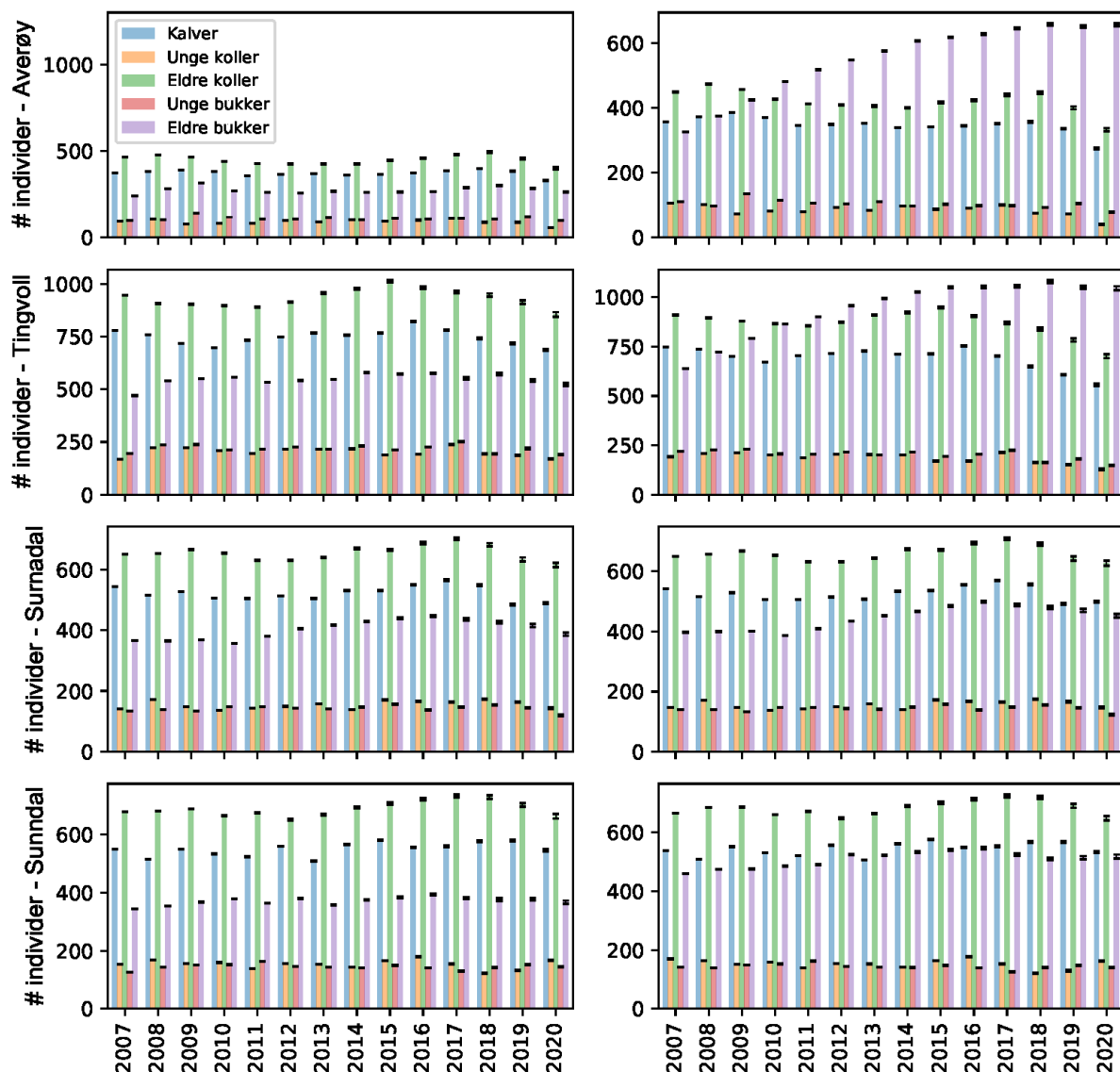
Figur 2 viser resultatene vi får ved bruk av dataene for sett-hjort-per-time på innmark for Surnadal og samlet for de øvrige kommunene. På Averøy blir majoriteten av registreringer gjort på innmark og er derfor å betrakte som innmarksregistreringer. For Tingvoll sitt vedkommende var resultatene svært like for alle tre typene av sett-hjort-per-time data. For Surnadal fikk vi en økning i predikert bestandsstørrelse i desember 2020 om vi brukte sett hjort samlet for utmark og innmark (om lag 3600 dyr), men ellers var prediksjonene like. Vi kan ikke med sikkerhet si hva dette skyldes, men vi ser av figur 1 at det er en gjennomsnittlig svak økning i utmarksregistreringene fra 2017 av. Dette samsvarer med introduksjonen av enkeltjegerregistreringer i Sett og skutt som introduserte muligheten for registreringer av samme dyr av flere jegere i samme jaktlag. Når sannsynligheten for å registrere dyr i utmark er så lav som den er for Surnadal og utmarksregistreringene dominerer (Figur 1), så kan dette være noe av forklaringen på uoverensstemmelsen i bestandsestimatene for desember 2020. At innmarksregistreringene ikke viser den økningen vi ser i utmarksregistreringene, og at utmarksregistreringene for Tingvoll ligger høyere enn samlet-registreringene for Surnadal (og er derved mindre sensitive), underbygger dette resonnetet.

I lys av fellingsdataene og formen på sett-hjort-per-time kurvene (Figur 1) er det grunn til å hevde at Tingvoll-bestanden er større enn Surnadal-bestanden. I og med at prediksjonene for Tingvoll er så robuste, velger vi derfor å tro at bestandsestimatet for desember 2020 i Surnadal basert på

innmarksregistreringene ligger nærmere sannheten enn estimatet basert på utmarksregistreringene. Med utgangspunkt i dataene (Figur 1) ser det ut som utmarksregistreringene har også dominert i Sunndal. Men observasjonssannsynligheten er i dette tilfellet på samme nivå som for Tingvoll, og det er derfor grunn til å ha større tiltro til disse resultatene enn de vi fikk ved bruk av utmarksregistreringene i Surnadal.

Figur 3a viser den predikerte utviklingen av bestandene per 31. desember i perioden 2007-2020 om en bruker det syntetiske populasjonsforløpet som gir den beste tilpasningen til sett-hjort-per-time-dataene. Vi ser at det er ingen store kvalitative forskjeller i populasjonsutvikling mellom kommuner, og det ville også gjelde om vi hadde vist middelverdiutviklingen basert på de 20 beste forløpene.

For ytterligere å underbygge påstanden om at det må ha vært en betydelig større emigrasjon av bukker fra Averøy og Tingvoll enn Surnadal og Sunndal i perioden 2007-2020, gjentok vi tilpasningen til sett-hjort-per-time dataene, men denne gangen brukte vi kun syntetiske populasjonsforløp hvor emigrasjonskoeffisienten var konstant lik 0. Vi gjorde ellers ingen forandringer. I dette tilfellet ble forskjellen mellom midlere start- og sluttpopulasjon for de 20 beste forløpene større for alle fire kommunene [Averøy: (1125, 1475), Tingvoll: (2460, 3075), Surnadal: (1902, 3087), Sunndal: (1955, 2941)]. Spredningen i 2020-estimatene ble også langt større, det vil si estimatene er beheftet med større usikkerhet. Selv om kvadratsummene er større for disse forløpene kan vi ikke umiddelbart si at disse prediksjonene er urealistiske ut fra tallene alene. Det kunne jo være at dårlig datakvalitet uberettiget favoriserer introduksjonen av en emigrasjonskoeffisient. Men ser vi på de predikerte bestandsstrukturene (Figur 3b) blir dette veldig usannsynlig. Vi ser at utelatelsen av bukkeemigrasjon forårsaker en stødig økning av antall eldre bukker i forhold til eldre koller i Averøy og Tingvoll. I Averøy blir bukkepopulasjonen predikert å være mer enn dobbelt så stor som kollepopulasjonen i 2020. Med en sett-kolle-per-bukk-ratio på om lag 2,5 (Figur 1) er det vanskelig å finne belegg for at den egentlige ratioen mellom koller og bukker er 5x lavere. I både Averøy og Tingvoll får vi i tillegg et urealistisk lavt antall eldre koller. For Surnadal og Sunndal predikeres det også en økning av andelen bukk, men denne økningen er langt mer moderat slik at det i 2020 fremdeles var flere koller enn bukker i disse to kommunene. Disse resultatene er i godt samsvar med avskytingsdataene og dataene for sett-kolle-per-bukk (Figur 1), noe som reduserer sannsynligheten for at vi har operert med for lave vintermortaliteter for hanndyrene eller at kjønnsratioen til nyfødte kalver er vesentlig forskjellig fra 1:1.



Figur 3. Predikert bestandsstrukturutvikling for de fire kommunene med og uten bukkeemigrasjon. Venstre panelkolonne: Predikert bestandsstrukturutvikling (\pm SE) per 31. desember i perioden 2007-2020 basert på beste tilpasning til sett-hjort-per-time dataene når en tillater mulighet for bukkeemigrasjon. Høyre panelkolonne: Predikert bestandsstrukturutvikling (\pm SE) per 31. desember i perioden 2007-2020 basert på beste tilpasning til sett-hjort-per-time dataene når en ikke tillater bukkeemigrasjon. Se teksten for øvrig forklaring. Basert på resonnerementet i forbindelse med presentasjonen av figur 2 har vi i dette plottet bevisst brukt standardfeilen (SE) og ikke standardavviket til å beskrive variasjonen.

4.2 Sammenstilling av syntetiske data opp mot sett-kolle-per-bukk data

Vi gjennomførte samme tilpasning mellom de syntetiske populasjonsforløpene for hver kommune og sett-kolle-per-bukk dataene som vi gjorde for sett-hjort-per-time dataene. På grunn av den store variasjonen i de rapporterte dataene ble samsvaret mellom prediksjonene og observasjonene nødvendigvis betydelig dårligere (ikke vist). Men den mest dramatiske forskjellen var at medianverdien til de predikerte populasjonsstørrelsene i 2020 var flere ganger høyere enn det vi ser i figur 2b og verdiene var langt mer spredt (ikke vist). Grunnen til dette er at når en tilpasser til en ratio

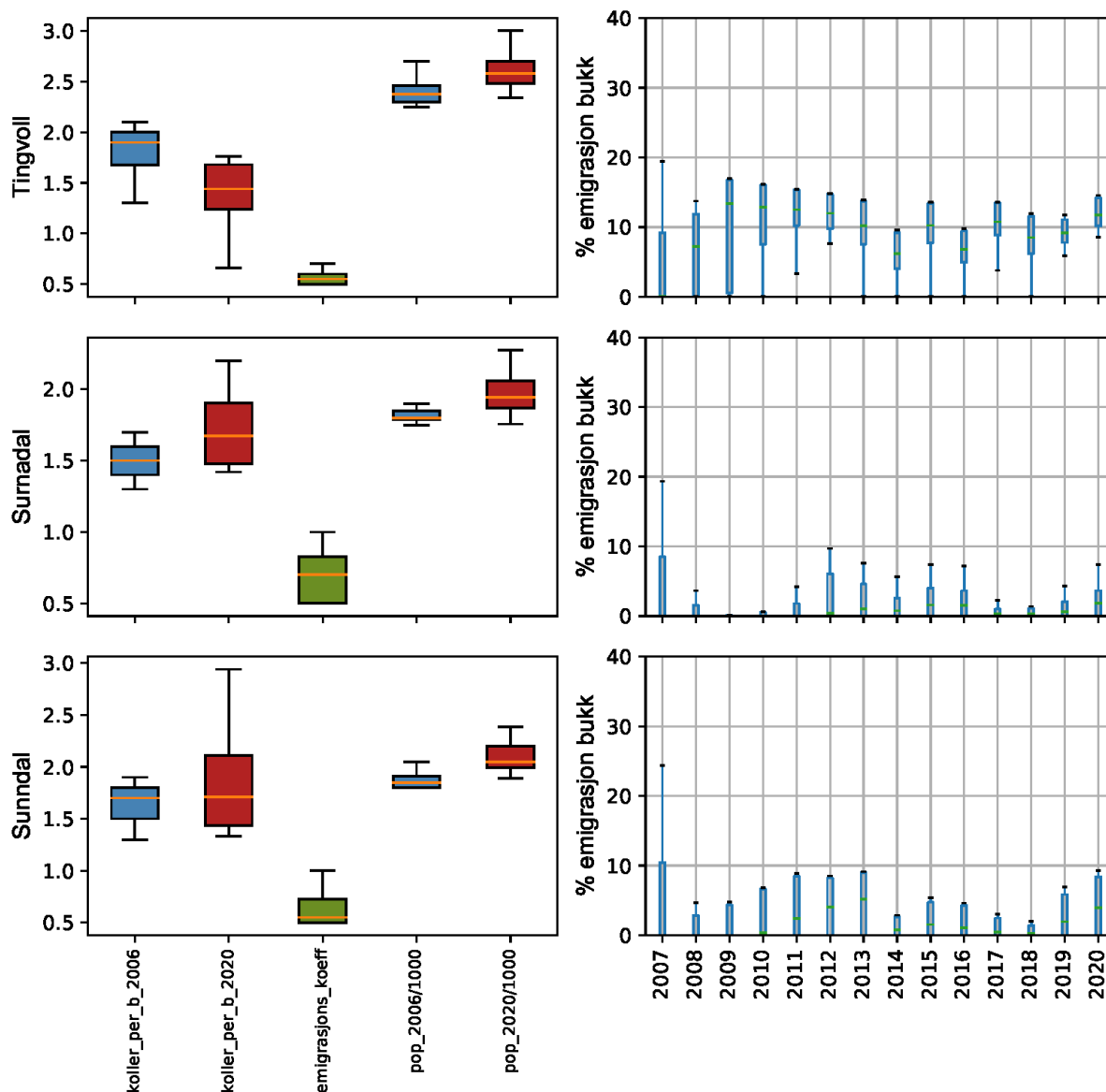
så frikobler en seg fra begrensningen av populasjonsstørrelsen som sådan, noe som gjør at det er ingen bånd på populasjonsstørrelsen i de mest overensstemmende populasjonsforløpene. I lys av denne frikoblingen, resultatene vedrørende bukkeemigrasjon, og variabiliteten i de rapporterte sett-kolle-per-bukk dataene (Figur 1) er det grunn til å hevde at kun bruk av sett-kolle-per-bukk data til bestandsestimering kan være utfordrende.

4.3 Sammenstilling av syntetiske data opp mot vårtellingsdata

Vårtellinger på innmark gjøres som regel en eller noen få ganger i de fleste kommuner. De dekker som regel en rimelig stor andel av innmarksarealet og er inndelt i kjøreruter, men svakheten rent statistisk er at det er få gjentak pr år. Det kan derfor være vanskelig å vurdere kvaliteten på dataene og om tallene er sammenlignbare fra år til år og om det faktisk reflekterer endringer i bestandene. Vi har noe manglende informasjon om kvaliteten på vårtellingsdataene med hensyn til standardisering av observasjonsruter, standardisering av tid og dato for registrering, antall dager, og hvor stor andel av innmarksarealet som blir telt og om det har vært endringer over tid. Gitt endringer i tellemåte kan en minste-kvadratsum-tilpasning av prediksjonsdata til vårtellingsdata gi villedende resultater. Kvaliteten på sett-hjort-per-time dataene kan også problematiseres, og da særlig i starten av innføringen av sett-hjort og etter endringen i 2017. Men som indikator på bestandsstørrelse må de likevel antas å ha en høyere presisjon enn vårtellingsdataene siden de er basert på veldig mange flere gjentak over tid. Dermed er det naturlig å anta at sett hjort indeksene kan være mer lineært relatert til bestandsstørrelsen.

Med disse reservasjonene gjennomførte vi likevel samme tilpasning mellom de syntetiske populasjonsforløpene og vårtellingsdataene for Tingvoll, Surnadal og Sunndal (Figur 1). I dette tilfellet summerte vi over alle år kvadratet til differansen mellom predikert totalpopulasjon om våren og vårtellingen uten å multiplisere predikert populasjon med en tilpasningskoeffisient slik som vi gjorde i forbindelse med sett-hjort-per-time dataene. Prisen for dette var at vi ikke kunne lage en figur tilsvarende figur 2a. Men denne kvadratsummen er likevel mer riktig å bruke da predikert vårpopulasjon er direkte sammenlignbar med en observert vårpopulasjon, i motsetning til hva som var tilfellet ved bruk av sett-hjort-per-time dataene. Tatt i betraktning de nevnte usikkerhetene så viser figur 4a at resultatene er påfallende like som for sett-hjort-per-time (vist i Figur 3). Forskjellen i predikert startpopulasjon i desember 2006 og sluttpopulasjon i desember 2020 er liten for alle tre kommunene [Tingvoll: (2402, 2610), Surnadal: (1815, 1957), Sunndal: (1867, 2097)]. Vi gjenkaller at tilsvarende tall ved bruk av sett-hjort-per-time dataene var: Tingvoll: (2462, 2647), Surnadal: (1827, 1935), Sunndal: (1870, 2095). Overensstemmelse mellom de to prediksjonssettene er ytterst oppmuntrende tatt i betraktning usikkerheten vedrørende datakvalitet og at de to datasettene er fullstendig frikoblet fra hverandre. Forskjellen mellom start populasjonene var dermed mellom 17-122 dyr og mellom sluttpopulasjonene fra -7 til 101 dyr. Avviket i modellestimatene var i alle tilfeller under 5 % (Tingvoll: startpopulasjonen 4,9 %, sluttpopulasjon 4,1 %, Surnadal: startpopulasjon 0,9 %, sluttpopulasjon 0,4 %, Sunndal: startpopulasjon 4,7 %, sluttpopulasjon 3,5 %). Det er også verdt å bemerke at for Surnadal gir de to typene observasjonsdata svært like verdier for predikert midlere startpopulasjon og sluttpopulasjon. Det støtter også at bruk av innmarksregistreringene fra Surnadal i forbindelse med tilpasningen til sett-hjort-per-time dataene ga bedre estimater enn bruk av utmarksregistreringene.

De predikerte gjennomsnittlige emigrasjonsprosentene i 2020 var også veldig like med de vi fikk i forbindelse med sett-hjort-per-time tilpasningen, 11, 1,3 og 2 prosent for henholdsvis Tingvoll, Surnadal og Sunndal (Figur 4b). Den midlere emigrasjonskoeffisienten for de 20 beste forløpene var 0.54, 0.66 og 0.57 for henholdsvis Tingvoll, Surnadal og Sunndal, i tråd med hva vi fikk ved bruk av sett-hjort-per-time dataene. Resultatene fra tilpasning til vårtellingsdataene underbygger derfor påstanden om at det har vært en betydelig netto utvandring av bukk fra Averøy og Tingvoll i forhold til Surnadal og Sunndal i perioden 2006-2020.



Figur 4. Estimeringsresultater basert på vårtellingsdata. Venstre panelkolonne: Fordelingen av verdier for kolle-per-bukk ratioen i desember 2006 og desember 2020, emigrasjonskoeffisienten (samme verdi for alle år) og populasjonsstørrelse/1000 i desember 2006 og i desember 2020 for de 20 syntetiske populasjonsforløpene som ga best overensstemmelse med vårtellingsdataene. Høyre panelkolonne: Predikert prosentandel av bukkebestanden som årlig har emigrert i perioden 2007-2020 basert på de 20 syntetiske forløpene som gir best tilpasning til vårtellingsdataene. Den eneste føringen var at sluttpopulasjonen i desember 2020 ikke var mindre enn startpopulasjonen i desember 2006.

4.4 Tilpasning av avskytingen - reduksjon av bestanden

En av hovedhensiktene med å lage dette modellbaserte systemet for bestandsestimering er å gi kommunene et verktøy til bedre kunne utnytte sine jegerrapporterte tidsseriedata i hjorteforvaltningen, det være seg om en ønsker en populasjon skal vokse, forbli som den er, eller reduseres til en nærmere definert størrelse. En bestandsreduksjon er aktuelt for flere kommuner på Vestlandet på grunn av reduserte vekter hos hjorten eller at beiteskadene på innmark og skog er større enn hva man godtar. Hvor smerteterskelen for beiteskader på innmark og i utmark ligger varierer kraftig mellom kommuner, og ikke minst innad i kommunene.

For å illustrere hvordan en tilpasset avskyting kan gjennomføres bruker vi Averøy som eksempel. Averøy kommune har vedtatt en omfattende reduksjon av bestanden slik at den kan gi et stabilt uttak på om lag 150 dyr per år. Den økte avskytingen startet 2019 med 333 dyr og 418 dyr i 2020, fra et uttak på om lag 200-270 dyr/år i årene forut. Averøy kommune tillot felling av 650 dyr i 2021, og har så langt vi vet tenkt å tillate felling av 650 dyr også i 2022 og i 2023. Dette er derfor en utmerket case for å vise hvordan bestandsestimeringen gjort for Averøy i denne rapporten kan brukes til å predikere effekten av den planlagte avskytingen de nærmeste årene.

Vi reviderte framskrivingsmodellen brukt i estimeringsmodellen slik at den kunne framskrive populasjonsutviklingen som funksjon av beskatningsstrykket over en seksårs-periode med utgangspunkt i estimeringsmodellens estimater for bestandsstørrelse og bestandsstruktur per 31. desember 2020 (kalt «beskatningsmodellen» i det følgende). For å la det være rom for tvil om vårt bestandsestimat for Averøy i desember 2020 (som vist ovenfor) lot vi desember-populasjonen i 2020 variere i fire trinn fra vårt gjennomsnittsestimat på om lag 1200 dyr oppover til 1500 dyr. Bestandsstrukturen lot vi være i samsvar med den predikerte strukturen per desember 2020 (kolleper-bukk ratio), og vi brukte en emigrasjonskoeffisient på 0.675. Det ble skutt 433 dyr i 2021, og den rapporterte fordelingen av dyr til de enkelte kategoriene var: kalv 31,4 %, ungvolle 23,6 %, eldre kolle 29,1 %, spissbukk 9,5 % og eldre bukk 6,5 %.

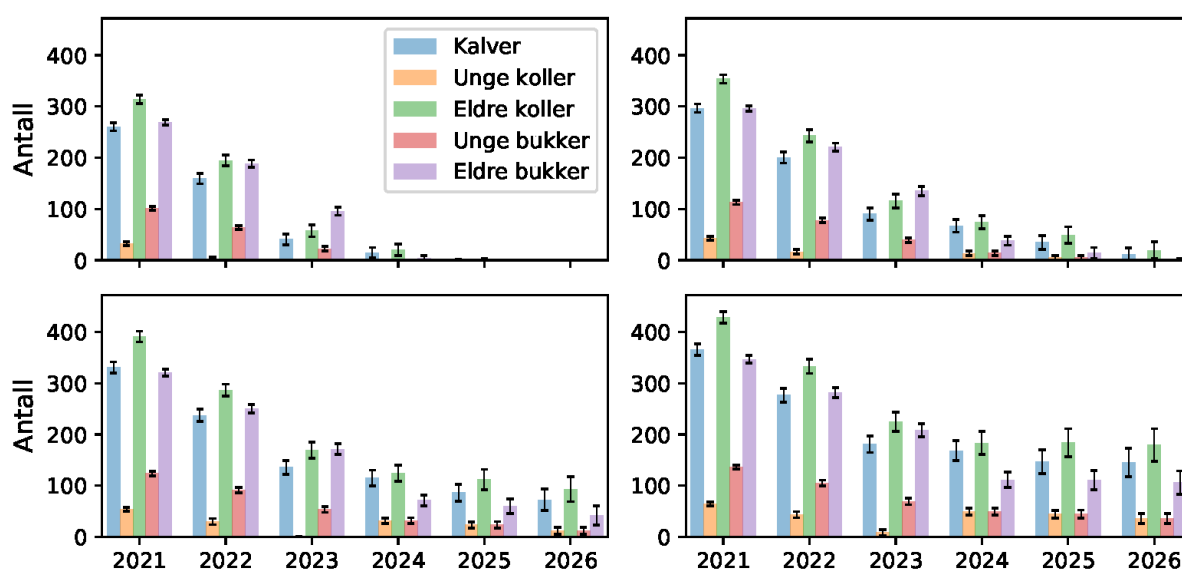
Når det er ingenting som har forhindret vanlig jaktutøvelse, er den vanligste årsaken til lavere kvotefylling at bestanden er liten i forhold til kvoten. For å være mer realistisk valgte vi derfor å bruke 433 dyr i stedet for 650 dyr for 2022 og 2023 med samme kjønnsfordeling som for 2021 for å vise de populasjonsdynamiske konsekvensene av kommunens beskatningsplan. I 2024, 2025 og 2026 antok vi et uttak på 150 dyr hvor andelen kalv, ungvolle, eldre kolle, spissbukk og eldre bukk var henholdsvis 25, 15, 22, 15 og 23 prosent. Det vil si et omtrent likt uttak av hunner og hanner på lik linje med hva som har blitt praktisert av Surnadal og Sunndal kommuner.

Selv om bestanden per desember 2020 settes til 1500 dyr og ikke til 1233 dyr som snittet av de beste modellestimatene tilsier, så vil bestanden i desember 2026 vil være i manko på om lag 150 dyr i forhold til den bestandsstørrelsen som trengs for å kunne ha et stabiliserende uttak på 150 dyr/år (Figur 5). Dersom desember-populasjonen i 2020 var som estimert på om lag 1200 dyr, så predikerer beskatningsmodellen at bestanden vil kollapse i 2024 om en har et uttak på 433 dyr i 2022 og 2023.

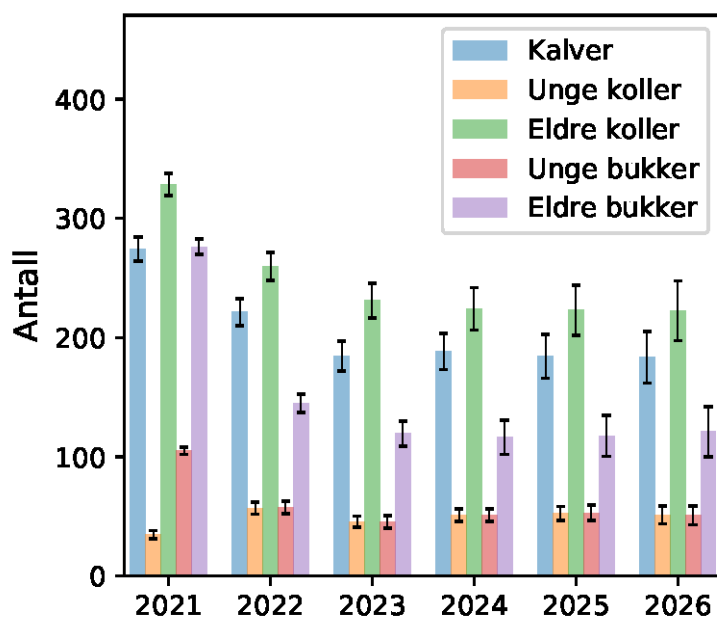
Den høyeste samlede vårtellingen i 2021 på Averøy var 733 dyr, og den høyeste tellingen i 2022 var på 480 dyr. Beskatningsmodellen predikerer at med 1233 dyr i desember 2020, så var vårbestand før kalving på om lag 1090 dyr i 2021 og 910 dyr i 2022. I henhold til disse estimatene så fanget vårtellingen opp 67 % av bestanden i 2021 og 53 % i 2022. Da Averøy skiller seg ut fra de tre andre kommunene ved at avskytingen økte kraftig fra 2019 av (Figur 1), er det belegg for å hevde at bestandsstørrelsen i desember 2020 kan ha vært lavere enn bestandsstørrelsen i desember 2006. Om vi derfor tillater at 2020-bestanden kan ha vært inntil 10 % lavere enn 2006-bestanden, predikerer estimeringsmodellen en bestand på 1142 dyr i desember 2020 (snittet av de 20 beste syntetiske forløpene). Basert på dette estimatet predikerer beskatningsmodellen en vårbestand før kalving på om lag 1010 dyr i 2021 og 800 dyr i 2022, det vil si vårtellingen fanget i dette tilfellet opp 72.5 % av bestanden i 2021 og 60 % i 2022. Ingen av de fire prosentandelene er fullstendig urealistiske i lys av at den beste enda ligger tett inntil de foretrukne hjortehabitatene i kommunen. Vi valgte derfor å bruke begge bestandsestimatene for desember 2020 til å kalkulere hvor mange dyr som bør felles i kommunen i 2022 og 2023 for at bestanden skal kunne tillate et stabiliserende uttak på 150 dyr/år fra 2024. Med 1233 dyr som utgangspunkt fant vi at et uttak på 350 dyr i 2022 og 285 dyr i 2023, hvor fordelingen av kalv, ungvolle, eldre kolle, ungbukk og eldre bukk var henholdsvis 25, 15, 22, 15 og 23 prosent, resulterte i en predikert midlere bestandsutvikling i perioden 2021-2026 på henholdsvis 1024, 749, 635, 642, 644 og 644 dyr (Figur 6). Med 1142 dyr i desember 2022 som utgangspunkt, og et uttak på 280 dyr i 2022 og 200 dyr i 2023 predikerer beskatningsmodellen en midlere bestandsutvikling i perioden 2021-2026 på henholdsvis 917, 693, 647, 650, 651 og 651 dyr.

Et stabilt uttak på 150 dyr/år i Averøy tilsier derfor en bestandsstørrelse på om lag 650 dyr per 31. desember hvert år. Dette er kun ment som en illustrasjon, men den fordelingen som ble brukt estimerte i en stabil tilvekstrate (årsproduksjon) på 23-24 %. I 2022 var den predikerte bukkeemigrasjonen om lag 30-40 prosent. Dette skyldes det høye uttaket av hunndyr i forhold til hanndyr i 2021. Men videre predikerer modellen at det vil være en marginal emigrasjon de neste årene.

Dette eksempelet viser at det er viktig med et godt tallgrunnlag og et realistisk bestandsestimat for å kunne planlegge en noenlunde målstyrt reduksjon av bestanden. Med et veldig høyt uttak av koller som man har i Averøy skjer endringen i bestanden fort, og tilveksten vil reduseres raskt. Dette kan lett føre til en jo-jo forvaltning av bestanden om en i prosessen med å redusere bestandstettheten ikke bruker det tallgrunnlaget og de kvantitative metodene man har tilgjengelig på best mulig måte.



Figur 5. Predikert bestandsutvikling i Averøy (middelverdi og standardavvik) i perioden 2021-2026 om kommunen gjennomfører planlagt avskyting i 2022 og 2023, og en starter med et uttak på 150 dyr/år fra 2024 av. Det øverste panelet til venstre forutsetter at populasjonen i desember 2020 var på 1200 dyr og identisk med det beste gjennomsnittsestimatet fra bestandsestimeringsanalysen. De tre påfølgende panelene (øverst til høyre, nederst til venstre, nederst til høyre) er basert på at populasjonen i desember 2020 var på henholdsvis 1300, 1400 og 1500 dyr. Modellen ble kjørt 100 ganger. Alle parameterverdier er identiske med de som ble brukt i estimeringsmodellen. Emigrasjonskoeffisienten ble holdt konstant på 0.675. Se teksten for øvrige detaljer.

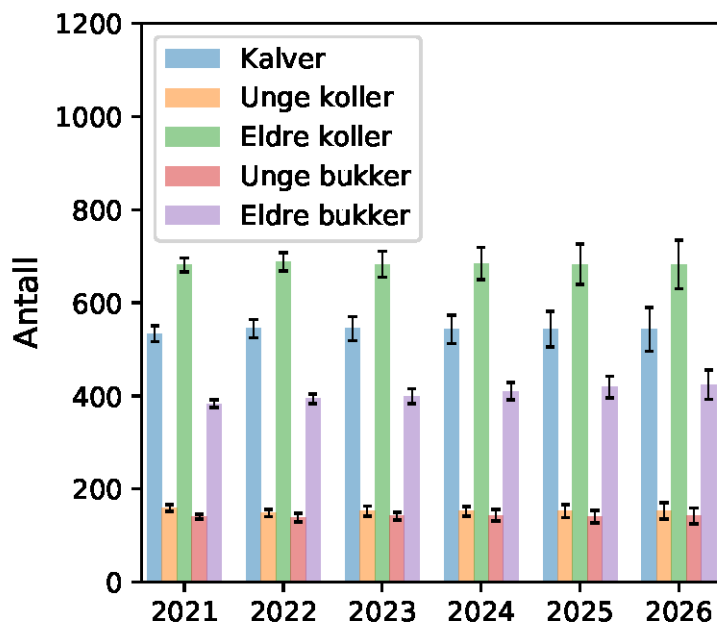


Figur 6. Eksempel på modellbasert målstyrt bestandsreduksjon. Predikert bestandsutvikling i Averøy (middelverdi og standardavvik) i perioden 2021-2026 om en tar ut 350 dyr i 2022 og 285 dyr i 2023, og en starter med et uttak på 150 dyr/år fra 2024 av. Modellen ble kjørt 100 ganger. Alle parameterverdier er lik med de som ble brukt i estimeringsmodellen. Emigrasjonskoeffisienten ble holdt konstant på 0.675. Se teksten for øvrige detaljer.

4.5 Tilpasning av avskytingen - stabilisering av bestanden

Våre bestandsestimater presentert i kap. 4.1 og 4.3 viste at bestandstørrelsen i desember 2020 var nokså lik bestandstørrelsen i desember 2006 for alle fire kommunene. Dersom for eksempel Surnadal ikke ønsker å øke eller redusere bestanden eller endre bestandsstrukturen så predikerer beskatningsmodellen at kommunen de nærmeste årene kan fortsette med et totaluttak lik det årlige gjennomsnittsuttaget i perioden 2006-2020 og med samme fordeling som i 2020 (Figur 7). Dersom estimatet for bestandstørrelse i desember 2020 (1900 dyr) og tilhørende bestandsstruktur var langt fra sannheten så ville beskatningsmodellen predikere en betydelig nedgang eller oppgang i populasjonen i løpet av perioden 2021-2026.

Det bør nevnes at når populasjonsutviklingen er tilnærmet stabil, og uttaket av hunn- og hanndyr er tilnærmet likt, blir bestandsestimeringen veldig forenklet. Ved å anta en årsproduksjon i Surnadal og Sunndal i området 22-24 prosent og bruke det årlige gjennomsnittsuttaget på henholdsvis 441 og 452 dyr, så kan en i stedet for modellen anvende enkel prosentregning til å predikere at bestanden i Surnadal i desember 2020 var i området 1837-2004 dyr, og i området 1883-2054 dyr for Sunndal. Dette samsvarer utmerket med våre estimater på henholdsvis 1900 og 2000 dyr. Det er viktig å merke seg at denne enkle regneøvelsen for Surnadal og Sunndal kan betraktes som en uavhengig positiv test av estimeringsmodellen. Men for kommuner hvor uttaket har variert kraftig fra år til år og hvor kjønnsfordelingen har vært skjev, vil slike 'bak på konvoluttet' beregninger ikke være tilstrekkelige.



Figur 7. Eksempel på modellbasert stabilisering av bestanden. Predikert bestandsutvikling i Surnadal (middelverdi og standardavvik) i perioden 2021-2026 ved å bruke estimeringsmodellens bestandsestimat på 1900 dyr i desember 2020 og et årlig uttak i antall og fordeling som er identisk med gjennomsnittet for perioden 2007-2020. Modellen ble kjørt 100 ganger. Alle parameterverdier er lik med de som ble brukt i estimeringsmodellen. Emigrasjonskoeffisienten ble holdt konstant på 0.675. Se teksten for øvrige detaljer.

5 Diskusjon

5.1 Presisjonen til estimeringsmodellen

Tatt i betraktning støyen i dataene, er det grunn til å spørre seg om hvorfor estimeringsmodellen gir så liten spredning i de beste bestandsestimatene for hver av de fire kommunene. Det enkle svaret på dette spørsmålet er lengden på dataseriene. Når en sammenligner en predikert populasjonsutvikling over 14 observasjonsår ved hjelp av en minste-kvadrat-sum metode så legger det veldig sterke føringer med hensyn til mulige verdier til startpopulasjonen, sluttpopulasjonen og bestandsstørrelsen alle årene imellom. Dersom startverdien er for lav eller for høy vil fellingsdataene og populasjonsmodellens iboende logikk for hva som er biologisk mulig, tvinge frem et større og større avvik for hvert år mellom observert verdi og predikert verdi. Slik som minste-kvadrat-sum metoden fungerer er det derfor kun de syntetiske populasjonsforløpene som gir et jevnt over lavest avvik mellom predikert verdi og observert verdi som vil være de mest sannsynlige. Lengden på tidsseriene vi har brukt er derfor sannsynligvis hovedgrunnen til den gode overensstemmelsen mellom estimatene basert på sett-hjort-per-time dataene og vårtellingsdataene. Det indikerer at lengden på en tidsserie kan til en viss grad kompensere for kvaliteten til observasjonsdataene, og at eksisterende data kan utnyttes til å gi rimelig presise bestandsestimater for en rekke kommuner. Likevel er det all grunn til å bestrebe seg på å sikre høyest mulig kvalitet på disse dataene, da dette gir mindre usikkerhet i estimatene og dermed mulighet for en mer presis forvaltning.

Hjorten forholder seg som kjent ikke til administrative grenser. GPS undersøkelser av hjort i Møre og Romsdal har vist at kollene i snitt brukte 1,5 kommune, mens bukkene brukte 2,2 kommuner i løpet av et år (Mysterud mfl. 2011a). Dette hadde sammenheng med at flere av bukkene var trekkdyr, og at de i snitt trakk lengre enn kollene. Videre analyser har vist at trekkende dyr naturlig nok beveger seg innenfor flere vald og/eller kommuner, men også at en variabel topografi/tilgang til høyere sommerarealer og om dyra hadde tilhold på en øy eller ikke, påvirket dette (Meisingset mfl. 2018). Siden hjortens trekk ofte er retningsbestemt og går inn fra kysten og til høyereliggende områder, så vil vald eller kommuner som følger den utstrekningen derfor lettere fange opp en større andel av bestanden. Dette igjen påvirker muligheten til å høste av en felles bestand på et riktig nivå totalt sett (Mysterud mfl. 2011a, Skonhøft mfl. 2013).

De kommunene vi har brukt som eksempler i denne rapporten er temmelig forskjellige i forhold til topografi og arrondering. Averøy er ei øy og det er derfor grunn til å tro at en stor del av den etablerte bestanden har tilhold der hele året. De tre andre er også forskjellige ikke minst med hensyn til tilgang til høyereliggende arealer. I Sunndal og Surnadal er det store områder høyereliggende sommerarealer, mens dette er klart mindre i Tingvoll (Meisingset mfl. 2011).

For at begrepet «bestandsplan» skal ha en mening, bør derfor valdene være stor nok eller være arrondert på en slik måte at man har mulighet til å forvalte en vesentlig andel av bestanden innen ett område. Dette gjøres enklest hvis de administrative enheter i størst mulig grad fanger opp dyras årlige arealbruk. Samkjøring av mål og avskytningsspolitikk på større skala, for eksempel på kommunenivå eller sågar over flere kommuner kan derfor i visse situasjoner være avgjørende for å tilpasse et riktig beskatningstrykk av bestanden. Men det er samtidig viktig å påpeke at estimeringsmodellen er ufølsom for forflytninger over kommunegrenser i sommerhalvåret etter kalving og før jakta starter i september.

5.2 Usikkerhet vedrørende predikert bukkeemigrasjon

Det er selvfølgelig noe usikkerhet knyttet til våre prediksjoner vedrørende bukkeemigrasjon. Måten induksjon av emigrasjonen og størrelsen på denne er lagt inn i modellen er ytterst grov ved at den baserer seg kun på et enkelt forholdstall mellom bukk og koller på forsommeren (før-jakt bestand).

Kvaliteten på dataene for sett-hjort-per-time og vårtellingene kan også problematiseres og påvirke resultatene. I lys av dette er det likevel påfallende hvor overensstemmende resultatene er mellom kommunene med hensyn til størrelsen på denne ratioen for begge typer data. Vi mener derfor at konsistensen i resultatene ikke er tilfeldig. Mange områder opplever både en "import" og en "eksport" av bukker i forbindelse med regulære sesongtrekk og utvandring av unge bukker fra fødeområdet, så det er viktig å merke seg at emigrasjonskoeffisienten adresserer kun nettoutvandring.

Hjorten har spredd seg kraftig i Norge de siste ti-årene. Det vil si at det har vært en emigrasjon av både koller og bukker fra etablerte bestander. Hva som trigger denne emigrasjonen, er sannsynligvis en komplisert funksjon av arv og miljø som vi er langt fra å forstå til fulle ennå. Men unge bukker som utvandrer søker gjerne etter områder med lavere bestandstetthet (Loe mfl. 2009). Dette for å kunne vokse seg store på gode og tilgjengelige beitearealer, som vil gi dem fordeler senere i livet med hensyn til dominans og parringssuksess (Clutton-Brock mfl. 1988, Loe mfl. 2009). Hvis bestandstettheten i seg selv er en trigger for økt sannsynlighet for utvandring av bukker, så kan det forklare noe av våre funn. Totalt sett er bestandstettheten i Averøy og Tingvoll betydelig høyere enn i Surnadal og Sunndal, noe som kan bidra til å forklare forskjellene mellom kommunene. Tilgang til høyereliggende områder øker også sannsynligheten for at eldre "etablerte" bukker foretar sesongvandring mellom lavereliggende vinterområder til høyereliggende sommerområder. Det er videre vist at trekkende bukker også blir tyngre enn stasjonære som holder seg i samme område hele året (Bischof mfl. 2012). Høyereliggende beitearealer er det lite av både i Averøy og Tingvoll og i tillegg er dette kystkommuner. Unge bukker vil dermed kunne oppnå en større fordel med å trekke ut av disse kommunene, og mange av disse vil ikke returnere til fødeområdet. I Surnadal og Sunndal hvor det er rikelig tilgang på høyereliggende sommerbeiter, vil netto utvandring av unge bukker forventes å være lavere. De vil også kunne motta en god del innvandring av bukker fra andre kommuner, slik at netto utvandring kan være lavere av den grunn. Til sammen kan tilgang på gode høyereliggende beitearealer (altså landskap og geografi) og bestandstetthet kunne delvis forklare de predikerte forskjellene i bukkeemigrasjon mellom Averøy og Tingvoll på den ene siden og Surnadal og Sunndal på den andre. Men en vesentlig årsak kan også være at Averøy og Tingvoll har hvert år over hele den studerte tidsperioden hatt et høyere uttak av hunndyr enn hanndyr mens Surnadal og Sunndal har hatt et jevnt uttak. Det er grunn til å tro at unge bukker på en eller annen måte vil kunne fange opp en sterk endring av kjønnsbalansen i en populasjon og bruke denne informasjonen som «beslutningsstøtte» for om den skal emigrere eller ikke. En årlig økning av hanndyr i forhold til hunndyr i vinter- og vårpopulasjonen på grunn av et lavt uttak av bukker slik tilfellet har vært i Averøy og Tingvoll, vil derfor kunne bli oppfattet å redusere mulighetene for reprodutiv suksess såpass kraftig at selv bukker som under normale omstendigheter (kjønnslikevekt) ikke ville emigrert, vil kunne bli trigget til å oppsøke andre områder i løpet av den påfølgende sommeren. Det faktum at den estimerte emigrasjonskoeffisienten er tilnærmet lik for alle fire kommunene underbygger denne forklaringen ved at den ikke er basert på informasjon om topografi og bestandstetthet. Men tilgang på tidsseriedata fra kommuner som har hatt et systematisk høyere uttak av hunndyr enn hanndyr slik som Averøy og Tingvoll, men som har en bestandstetthet og topografi mer lik Surnadal og Sunndal, vil gi oss et enda bedre grunnlag for å avgjøre hva som har vært den avgjørende årsaken til den markante forskjellen i prosentvis bukkeemigrasjon.

Hva det er som trigger koller til å vandre ut av et område er ikke like åpenbart som for bukker. Genetikk så vel som opplevelsen av redusert mattilgang er rimeligvis mulige faktorer, selv om frekvensen er lavere hos kollene enn hos bukkene (Loe mfl. 2009), og en mindre andel av kollene foretar sesongtrekk med økende bestand (Mysterud mfl. 2011b). Vi har ikke lagt inn mulighet for emigrasjon av koller i modellen vår med utgangspunkt i at det er grunn til å anta at beitetilgang ikke har endret seg vesentlig i perioden 2007-2020 i noen av de fire kommunene, selv med en noe økt bestand. På lang sikt med endringer i vegetasjon og klima kan dette forandre seg (Rivrud mfl. 2019). Mulige andre genetiske faktorer har vi sett helt bort fra. Det kan ikke utelukkes at det har vært en viss netto emigrasjon av koller fra noen av områdene i enkelte år, men vi har ingen grunn til å tro at den har vært så stor at det har betydning for tolkningen av resultatene våre.

En klar prediksjon fra analysen vår er at om en kommune feller langt flere hunner enn hanner over en lengre periode så vil dette ikke reflekteres i sett-kolle-per-bukk dataene. Dette er helt klart tilfellet for Averøy og Tingvoll, og en utmerket test er derfor inspeksjon av sett-kolle-per-bukk data for et sett med kommuner som har hatt tilsvarende skjev avskyting over mange år. Om det viser seg at prediksjonen vår ikke stemmer, vil det likevel ikke være en falsifisering av den kvantitative tilnærmingen vi har benyttet oss av. Men vi vil måtte få et bedre mål på en eller flere parametere til modellen (eksempelvis naturlig dødelighet), og muligens gjøre modellen mer detaljert.

5.3 Usikkerhet vedrørende parameterverdier og deres spredning

De normalfordelte parameterverdiene som er brukt er beheftet med noe usikkerhet. Særlig gjelder dette graden av variasjon over år. I hvilken grad andre tall ville gi markante forskjellige resultater vil ikke kunne besvares skikkelig før vi har gjort en såkalt *global sensitivitetsanalyse*. Den innebærer at en inkluderer variasjon i middelverdiene for parameterne og muligens tilhørende standardavvik når en produserer det syntetiske datasettet. På disse utvidede dataene bruker en så ulike dataanalysemetoder for å identifisere hvilke parameterverdier resultatene er mest følsomme for og i hvilke parameterbakgrunner denne følsomheten er størst for en gitt parameter. En slik analyse vil bli gjennomført på et senere tidspunkt. Men for å få en føling med problemstillingen lagde vi et nytt syntetisk datasett hvor vi økte middelverdien for vinteroverlevelsen til kalver fra 80 til 95 prosent og ellers holdt alt annet konstant. Dette hadde en marginal effekt på resultatene. Vi gjorde en tilsvarende øvelse for vintermortalitet (dødelighet utenom jakt) til bukkene, ved å redusere middelverdien for vinteroverlevelse til spissbukkene fra 0,87 til 0,75 og for eldre bukk fra 0,93 til 0,85. Selv om dette sannsynligvis er urealistiske tall, ønsket vi å se hvilken effekt dette hadde på prediksjonen vår om betydelig bukkeemigrasjon fra Averøy og Tingvoll. Vi fikk så godt som ingen forskjell fra figur 2b med hensyn til bestandsestimeringene, og gjennomsnittlig emigrasjonskoeffisient for de 20 beste forløpene var 0,65, 0,65, 0,72 og 0,68 for henholdsvis Averøy, Tingvoll, Surnadal og Sunndal. Men som forventet ble gjennomsnittlig predikert bukkeemigrasjon nå kraftig redusert til 4,4 % for Averøy og 0 prosent for de tre andre. Dette viser at analysen gir konsistente resultater vedrørende bukkeemigrasjonskoeffisienten selv om en tillater bruk av tilsynelatende urealistiske lave verdier for vinteroverlevelse for spissbukk og eldre bukk. Begge disse enkle sensitivitetsberegningene støtter at resultatene våre er rimelig robuste.

5.4 Kvalitetssikring av sett-hjort data

Nye rutiner for rapportering av sett-hjort fra 2018 av har ført til at sikre "dobbelregistreringer" som tidligere telte som en og samme observasjon, nå skal føres som unike observasjoner. Uavhengig om dette skjer i utmark eller på innmark så økes observasjonsfrekvensen og dermed startet man på "nytt" i Sett hjort fra 2018. Dermed er det vanskeligere å sammenligne dataene før og etter denne endringen. Men vi har ikke gjort noen systematisk analyse av hvor stor effekt denne endringen vil kunne ha på estimatene som fremkommer fra estimeringsmodellen. Uansett er det viktig at alle jaktfelt/vald slutter opp om sett-hjort ordningen, slik at vi unngår at det introduseres for mye støy i dataene på kommunenivå. Variasjon i oppslutning fra år til år gjør dataene klart mer usikre, og dermed også vanskeligere å bruke til det de er ment for. Vi vil derfor oppfordre til at jegerne, jaktfelte og valda legger ned den innsatsen som skal til for at observasjonsdataene føres så riktige som mulig før de sendes inn. Dette medfører ikke mye merarbeid i forhold til den økte tryggheten en oppnår med hensyn til datakvalitet. Forhåpentligvis vil formidling av resultatene beskrevet i dette arbeidet bidra til økt motivasjon for både å rapportere sett-hjort observasjoner og gjøre denne rapporteringen så etterrettelig som mulig.

5.5 Hvordan heve kvaliteten til vårtellingsdata?

Rutiner for vårtellingen varierer nok endel mellom kommuner. Noen kommuner gjør dette veldig profesjonelt ved å lede tellingsarbeidet og følge en standard protokoll som i stor grad sikrer at observasjonene over år er sammenlignbare. Andre kommuner har delegert vårtellingen til valdene uten å gi tydelige instruksjoner om hvordan tellingen bør gjennomføres. Slik det er i dag er variasjonen i registreringene derfor større enn det de hadde trengt å være. I denne forbindelse ville det vært nyttig med flere gjentak i en og samme kommune i løpet av våren for å styrke tallgrunnlaget og dermed kunne minske tilfeldig variasjon mellom år. Vi håper at resultatene våre kan motivere alle kommuner som forvalter en hjortebestand til å gjennomføre vårtellingene i henhold til en gjennomtenkt protokoll. Det aller beste ville være å få en nasjonalt omforent protokoll for hvordan kommunene bør gjennomføre tellingene og det burde legges til rette for oppbevaring og behandling av slike data i hjorteviltregisteret. Høykvalitets vårtellingsdata er tilsynelatende gull verdt for den kommunale hjorteforvaltningen når de blir brukt i den konteksten vi har gjort i denne studien.

6 Konklusjoner

Vi har i denne rapporten vist at en kjønns- og stadium-strukturert dynamisk populasjonsmodell kan gi konsistente og robuste bestandsestimeringer basert på sett-hjort-per-time data og vårtellingsdata. I tillegg viser rapporten hvor enkelt det er å bruke bestandsestimeringsresultatene til å lage avskytingsplaner i henhold til gitte forvaltningsmål ved bruk av en beskatningsmodell som framskriver bestandsutviklingen fra et år til det neste. Estimeringsmodellen vi har utviklet vil kunne brukes av kommuner som har egnede tidsseriedata, men en allmenn anvendelse vil være avhengig av tilrettelagte dataprogram for både bestandsestimering og bestandsframskriving. Vi mener at tiden er kommet for å tilrettelegge slike verktøy for forvaltningen. Men uansett hvor polerte disse verktøyene blir, så står og faller nytteverdien deres med kvaliteten på de jegerrapporterte dataene. Nå som vi med betydelig sikkerhet kan hevde at disse dataene er svært nyttige for forvaltningen, er det all grunn til ikke bare å fortsette arbeidet med innhenting av sett-hjort data og vårtellingsdata, men å gjøre ytterligere bestrebelser på å kvalitetssikre disse dataene.

7 Referanser

- Aarhus, A., og E. Meisingset. 2006. Hjorten i Førde- bestandsestimat og anbefalinger til framtidig forvaltning. Norsk Hjortesenter Fagrapport 1:2–21.
- Bischof, R., L. E. Loe, E. L. Meisingset, B. Zimmermann, B. Van Moorter, og A. Mysterud. 2012. A Migratory Northern Ungulate in the Pursuit of Spring: Jumping or Surfing the Green Wave? *The American Naturalist* 180:407–424.
- Clutton-Brock, T. H., S. D. Albon, og F. E. Guinness. 1988. Reproductive success in male and female red deer. Sider 325–343 *Reproductive success*. University of Chicago Press.
- Forsyth, D. M., S. Comte, N. E. Davis, A. J. Bengsen, S. D. Côté, D. G. Hewitt, N. Morellet, og A. Mysterud. 2022. Methodology matters when estimating deer abundance: a global systematic review and recommendations for improvements. *The Journal of Wildlife Management*:1–25.
- Kruuk, L. E. B., T. H. Clutton-Brock, S. D. Albon, J. M. Pemberton, og F. E. Guinness. 1999. Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature* 399:459–461.
- Langvatn, R., og A. Loison. 1999. Consequences of harvesting on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer *Cervus elaphus* in central Norway. *Wildlife Biology* 5:213–223.
- Langvatn, R., A. Mysterud, N. C. Stenseth, og N. G. Yoccoz. 2004. Timing and synchrony of ovulation in red deer constrained by short northern summers. *American Naturalist* 163:763–772.
- Loe, L. E., A. Mysterud, V. Veiberg, og R. Langvatn. 2009. Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276:2581–2587.
- Loison, A., og R. Langvatn. 1998. Short- and long-term effects of winter and spring weather on growth and survival of red deer in Norway. *Oecologia* 116:489–500.
- Loison, A., R. Langvatn, og E. J. Solberg. 1999. Body mass and winter mortality in red deer calves: disentangling sex and climate effects. *Ecography* 22:20–30.
- Meisingset, E., Ø. Brekkum, og U. Støbeth Lande. 2011. Merke- og utviklingsprosjekt hjort - Nordmøre og Sør-Trøndelag 2006-2010 - Sluttrapport. Bioforsk, Tingvoll.
- Meisingset, E. L., L. E. Loe, Ø. Brekkum, R. Bischof, I. M. Rivrud, U. S. Lande, B. Zimmermann, V. Veiberg, og A. Mysterud. 2018. Spatial mismatch between management units and movement ecology of a partially migratory ungulate. *Journal of Applied Ecology* 55:745–753.
- Morellet, N., F. Klein, E. Solberg, og R. Andersen. 2011. The census and management of populations of ungulates in Europe. Sider 106–143 i R. Putman, M. Apollonio, og R. Andersen, redaktører. *Ungulate Management in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mysterud, A., L. E. Loe, E. L. Meisingset, B. Zimmermann, A. Hjeltnes, V. Veiberg, I. M. Rivrud, A. Skonhoft, J. O. Olaussen, O. Andersen, R. Bischof, C. Bonenfant, Ø. Brekkum, R. Langvatn, H. Flatjord, I. Syrstad, A. Aarhus, og V. Holthe. 2011a. Hjorten i det norske kulturlandskapet: arealbruk, bærekraft og næring. *Utmarksnæring i Norge*.
- Mysterud, A., L. E. Loe, B. Zimmermann, R. Bischof, V. Veiberg, og E. Meisingset. 2011b. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes - a role for density dependence? *Oikos* 120:1817–1825.
- Mysterud, A., E. L. Meisingset, V. Veiberg, R. Langvatn, E. J. Solberg, L. E. Loe, og N. C. Stenseth. 2007. Monitoring population size of red deer: an evaluation of two types of census data from Norway. *Wildlife Biology* 13:285–298.
- Mysterud, A., N. G. Yoccoz, N. C. Stenseth, og R. Langvatn. 2000. Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of spatial scale. *Journal of Animal Ecology* 69:959–974.
- Mysterud, A., N. G. Yoccoz, N. C. Stenseth, og R. Langvatn. 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-Biological Sciences* 268:911–919.
- Nilsen, E. B., T. Pettersen, H. Gundersen, J. M. Milner, A. Mysterud, E. J. Solberg, H. P. Andreassen,

- og N. C. Stenseth. 2005. Moose harvesting strategies in the presence of wolves. *Journal of Applied Ecology* 42:389–399.
- Pedersen, P. H. 1991. CERSIM - et godt hjelpemiddel i elgforvaltningen. *Elgen*:42–43.
- Pedersen, P. H. 2009. Moderne hjorteviltforvaltning med ny virkemiddelbruk mot 2015. Direktoratet for naturforvaltning (DN-utredning 4-2009) 4:60.
- Rivrud, I. M., E. L. Meisingset, L. E. Loe, og A. Mysterud. 2019. Future suitability of habitat in a migratory ungulate under climate change. *Proceedings. Biological sciences* 286:20190442.
- Skonhoft, A., V. Veiberg, A. Gauteplass, J. O. Olaussen, E. L. Meisingset, og A. Mysterud. 2013. Balancing income and cost in red deer management. *Journal of Environmental Management* 115:179–188.
- Solberg, E. J., E. B. Nilsen, C. M. Rolandsen, og V. Veiberg. 2021. Avskytningsstrategier for elg og hjort: Hva skal vi velge og hva blir konsekvensene? NINA Rapport 1701.:1–101.
- Solberg, E. J., O. Strand, V. Veiberg, R. Andersen, M. Heim, C. M. Rolandsen, M. I. Solem, F. Holmstrøm, P. Jordhøy, E. B. Nilsen, A. Granhus, og R. Eriksen. 2017. Hjortevilt 1991–2016 - Oppsummeringsrapport fra Overvåkningsprogrammet for hjortevilt. NINA Rapport:1–125.
- Solberg, E. J., V. Veiberg, C. M. Rolandsen, M. Ueno, E. B. Nilsen, L. E. Gangsei, M. Stenbrenden, og L. E. Libjå. 2014. Sett elg- og sett hjort-overvåkingen: Styrker og forbedringspotensial. NINA Rapport 1003:1–103.
- Solberg, E., C. M. Rolandsen, M. Heim, V. Grøtan, M. Garel, B. E. Sæther, E. B. Nilsen, G. Austrheim, og I. Herfindal. 2006. Elgen i Norge sett med jegerøyne. NINA Rapport 125:2–197.
- Veiberg, V., E. L. Meisingset, og B. Samdal. 2004. Evaluering av Sett-hjort og vårteljing som hjelpemiddel for den lokale bestandsforvaltninga av hjort. *Norsk Hjortesenter Fagrapport* 1:1–57.
- Veiberg, V., E. B. Nilsen, og M. Ueno. 2010. Framtidig forvaltning av norske hjortebestandar - utfordringar knytt til bestandstettleik og demografi. NINA Rapport 571:1–40.

Etterord

Vi ønsker å takke Vebjørn Veiberg, NINA, for hjelp i en tidlig fase av modellutviklingen med å sette parameterverdier, for oppmuntring til å gjennomføre dette arbeidet og for nyttige kommentarer til en tidligere versjon av denne teksten.

Nøkkelord:	Hjort, hjortebestand, modellering, jakt
Key words:	Red deer, population modelling, hunting

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.