www.nina.no

1178
NINA Rapport

Statusoversikt for jaktbart småvilt

Hans Chr. Pedersen, Arne Follestad, Jan Ove Gjershaug og Erlend B. Nilsen

NINA

Norsk institutt for naturforskning

NINAs publikasjoner

NINA Rapport
Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

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

NINA Fakta
Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

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

Statusoversikt for jaktbart småvilt

Hans Chr. Pedersen
Arne Follestad
Jan Ove Gjershaug
Erlend B. Nilsen

Norsk institutt for naturforskning

Pedersen, H.C., Follestad, A., Gjershaug, J.O. & Nilsen, E. 2016.
Statusoversikt for jaktbart småvilt- NINA Rapport 1178. 258 s

Trondheim, januar 2016

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2803-9

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV
Sigbjørn Stokke

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Signe Nybø(sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)
Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE
M-483|2016

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER
Erik Lund

FORSIDEBILDE
En vellykket harejakt. Foto: Helge Gunnar Sudbø

NØKKELORD
Småvilt, jakt, bestandsstatus, kunnskapsstatus, forvaltning

KEY WORDS
Small game, hunting, population status, knowledge, management

Alle foto artsillustrasjoner: Jan Ove Gjershaug, med unntak av s. 22 Asbjørn Windstad, s. Artsdatabanken, s 196,213,215,227. Kjetil Bevanger, s. 231,233, Morten Ekker, s.240 Espen Paus, s.225 Terje Sylte s.200

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Pedersen, H.C., Follestad, A., Gjershaug, J.O. & Nilsen, E. 2016. Statusoversikt for jaktbart småvilt – NINA Rapport 1178. 258 s.

Denne rapporten presenterer status for alle jaktbare småviltarter i Norge, totalt 16 pattedyrarter (derav 9 fremmede arter) og 37 fuglearter (derav 6 fremmede arter). Elg, hjort, villrein, rådyr og de store rovdyr behandles ikke i denne rapporten. Rapporten beskriver et faglig grunnlag for hver enkelt art og omfatter 1) bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år, 2) oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket, 3) dagens utfordringer og kunnskapsbehov, og 4) framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mm). Denne rapporten vurderer bare småviltarter som i dag er jaktbare. Det har ikke vært rapportens mandat å vurdere om andre arter i dag kan være potensielt jaktbare ut fra Viltloven § 1 og Naturmangfoldlovens § 16.

Datagrunnlaget for å vurdere utbredelse, bestander og kunnskapsbehov
Det er sammenstilt data fra en rekke forskjellige kilder; Naturindeks for Norge, Rødliste og Svarteliste for Norge, Terrestrisk naturovervåking (TOV), den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E), og Artsdatabankens Faktaark og Artskart. For sjøfugl/andefugl er det benyttet bestandsdata innhentet gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og SEAPOP. For en rekke arter er det i stor grad benyttet jaktstatistikk fra Statistisk sentralbyrå (SSB) som grunnlag for vurdering av bestandsutvikling på landsbasis, der det ikke finnes andre data om bestandsutvikling. Jaktstatistikk fra SSB er også benyttet til å vurdere jaktuttak i tid og rom.

Basert på gjennomgangen av tilgjengelig informasjon og data om de enkelte artene, er det presentert utfordringer og kunnskapsbehov for hver enkelt art. Disse vurderingene er gjort i lys av rådende kunnskapsstatus innenfor økologisk forskning generelt og vurdering av bestandssituasjon spesielt. For flere arter er det pekt på konkrete framtidige behov for tiltak knyttet til både forskning, forvaltning og i noen grad informasjon. Basert på dette faktagrunnlaget, er det pekt på tiltak innenfor forvaltningen av de ulike artene som ansees nødvendig for å gjennomføre en bærekraftig høsting. I de tilfeller der spesielle informasjonsbehov avdekkes er dette påpekt.

Hekkeutbredelsen for de aller fleste arter er basert på hekkefuglatlaset med data primært fra 1980-tallet. For noen arter, for eksempel grågås og skarver, kan det ha skjedd endringer i utbredelse etter at hekkefuglatlaset ble laget. Vinterutbredelse er i stor er basert på vinteratlaset fra 2006 og slik sett ikke beheftet med samme problem knyttet til endring i utbredelse. For pattedyr og for fremmede arter finnes ikke noe tilsvarende kart som hekkefuglatlas og vinteratlas, så for disse to gruppene er det aller meste av utbredelsen basert på Artsdatabankens Artskart. Mer enn 70 prosent av observasjonene i Artskart er gjort etter 2000. Imidlertid kan det finnes mangler i utbredelse som primært skyldes mangel på rapportering.

Bestandsstatus for mange fuglearter er primært basert på forskjellige overvåkingsprogram og slik sett relativt godt dekket. For skogshøns, spesielt lirype, finnes gode og detaljerte data i Hønsefuglportalen, men en sammenstilling av data på nasjonalt nivå ville gitt et landsdekkende datagrunnlaget for hønsefugl generelt. Dette vil i stor grad kunne supplere eller delvis erstatte bruk av jaktstatistikk som en bestandsindikator. For noen arter, bl.a. flere av endene, mangler det helt et system for overvåking av hekkebestandene. Flere av disse overvåkes imidlertid gjennom tellinger vinterstid (se under artsomtaler), For en del fuglearter, så vel stedegne som fremmede arter, er bestandsinformasjonen mangelfull. Dette vanskeliggjør en vurdering av bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrend. For de fleste pattedyrartene er datagrunnlaget for bestandsutvikling og geografisk fordeling mangelfullt. Her benyttes derfor generell litteratur eller vurdering ved gjennomgang av Rødlista for 2015. For praktisk talt alle fremmede arter, er det svært mangelfullt datagrunnlag for bestandsutvikling og geografisk fordeling. Unntaket er villmink og kanadagås der det finnes jaktstatistikk, og informasjonen er derfor noe bedre.

Dette er første gang at jaktstatistikken for småvilt fra SSB blir benyttet i full bredde for alle tilgjengelige arter. Statistikken er forbedret flere ganger fra opprettelsen i 1970/71, men her presenteres bare statistikk fra 2000/01 og det er derfor grunn til å tro at jaktuttaket mellom år i denne perioden ikke er påvirket av innsamlingsmetode. Her brukes jaktstatistikk også som en indikator for bestandsstatus for en rekke arter. For de fleste av disse er det vanskelig å vurdere om jaktstatistikk i tilfredsstillende grad reflekterer bestandsendringer over tid. Mange fuglearter kan være vanskelig å skille fra hverandre i flukt, selv for erfarne ornitologer og jegere. Særlig vanskelig kan det være å artsbestemme hunnfugler av flere av andefuglene. Dette kan medføre at det felles ender som ikke er jaktbare, men disse blir ikke med i jaktstatistikken eller rapportert på annen måte

Dagens jaktstatistikk gir et samlet tall for jaktuttaket i løpet av et jaktår (fra 1. april til 31.mars neste år). Den gir ikke grunnlag for å vurdere når på året jakta utøves og jaktuttaket er størst. Slik kunnskap er viktig for å vurdere effekten av jakt på en art og dens bestandsstatus. For å kunne vurdere om jaktuttaket hovedsakelig er bestemt av når artene ankommer jaktområdene, som for eksempel hos trekkende arter, eller av jaktinnsats, som for eksempel hos stasjonære arter, vil det være nødvendig å innhente data om sesongmessige variasjoner i både jaktutøvelsen og forekomsten av viltet. I dag gjennomføres ikke vingeinnsamling fra skutte hønsefugler og andefugler. For andefugl kan det imidlertid være flere grunner til å vurdere om dette bør tas opp igjen. Vinger fra skutte fugler kan gi informasjon om artsfordeling, alders- og kjønnssammensetning og informasjon om omfanget av feilbestemming av art. Kunnskap som innhentes gjennom vingeinnsamling kan dermed benyttes til å vurdere sammensetningen av kjønn og alder, og dermed om populasjonen har god demografisk struktur.

Det finnes lite kunnskap om trekktidspunkt og trekkforløp for mange arter, spesielt for mange andefugler. Det er derfor ønskelig med økt innsats for å få bedre oversikt over når fuglene forlater hekkeområdene, hvilke rasteområder de bruker under trekket, og hvor de overvintrer. For mange ender og sjøfugler mangler eksempelvis god kunnskap om hvor de oppholder seg utenom hekketiden. Bedre kunnskap er imidlertid viktig for å få innsyn i status og framtidsutsikter, og for en bærekraftig forvaltning.

Artsomtaler

For gjessene foreligger det god informasjon om både grågås og kortnebbgås, mens datagrunnlaget for kanadagås er svært mangelfullt på mange områder. Med reduserte bestander for en rekke andre jaktbare arter, ser mange rettighetshavere gjessene som en viktig fremtidig jaktressurs. Grågåsa kan starte høsttrekket så tidlig at en mange steder knapt rekker å jakte på den innenfor ordinær jaktsesong. Som et resultat av dette utarbeides det stadig flere lokale forvaltningsplaner som bl.a. innebærer tidligere jaktstart. I tillegg felles sannsynligvis flere tusen grågjess som «skadegås» langs kysten. For kortnebbgås er det utarbeidet en egen internasjonal forvaltningsplan med mål om å holde total hekkebestand på 60 000 individer gjennom jaktuttak i Norge og Danmark. Jaktuttaket er nå tilstrekkelig stort til å nå forvaltningsmålet som er satt. Hvis målet skulle være å holde grågåsbestanden stabil på dagens nivå, kan jaktuttaket sannsynligvis være betydelig høyere enn dagens nivå på ca, 15 000 individer.

En generell svakhet ved gjennomgangen av status for andefugler er at det ikke eksisterer overvåkingsprogram for hekkebestandene av disse artene. I noen områder overvåkes flere arter gjennom årlige tellinger av overvintrende fugler i noen områder, men vi vet ikke hvor representative disse er for bestandsutviklingen i Norge. For andefugler som primært hekker i ferskvann er det en tendens til en betydelig reduksjon i antall skutte individer i siste femårsperiode sammenlignet med forrige periode. Årsakene til dette er ukjent, men kan skyldes både endringer i endenes forekomst i tid og rom, endringer i forvaltning, eller endring i jaktutøvelsen.

Jakt på ærfugl er tillatt i noen fylker på Østlandet og det er trolig ærfugler fra norske hekkebestander det blir jaktet på. Det finnes ikke data som kan vise at denne jakta har en negativ effekt på bestanden i denne regionen. Havelle, svartand og ærfugl er vurdert som nær truet (NT) på

den norske rødlista for 2015. Disse artene, med unntak av svartand, finnes også på andre nasjonale og internasjonale rødlister. Det bør derfor vurderes om dette skal få konsekvenser for jaktbegrensende tiltak for disse artene.

Rypejakt er fortsatt den type småviltjakt som engasjerer flest småviltjegere i Norge, selv om fellingstallene har gått til dels sterkt tilbake de siste 15-20 åra og både lirype og fjellrype nå finnes på den norske rødlista for 2015. For alle skogshønsarter er det innført restriksjoner på jaktutøvelsen, og rettighetshavere har foretatt nødvendige reguleringer for å gjennomføre en bærekraftig forvaltning. Restriksjoner på jaktutøvelsen vil føre til at jaktstistikken påvirkes i større eller mindre grad avhengig av bestandssituasjon og tiltak. Dette betyr at en framtidig bruk av jaktstatistikken bør evalueres og harmoniseres med bestandstakseringer for alle de fem skogshønsartene. Dette for å få en bedre innsikt i faktisk bestandsstatus. Vi har god kunnskap om jaktas betydning for lirypebestandens utvikling, men det mangler tilsvarende informasjon for de andre skogshønsartene. Det er allikevel innført forskjellige typer restriksjoner i forbindelse med jakt på alle skogshønsartene etter at bestandene av mange arter syntes å bli redusert. Men det mangler gode data på effekten av forskjellige restriksjoner som er tatt i bruk.

For jerpe, storfugl, orrfugl og fjellrype bør omfanget av takseringer økes og innarbeides i de årlige hønsefugltakseringene som nå inngår i Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/). En bedre utnytting av denne takseringsaktiviteten, samt en evaluering i forhold til overvåkingsprogrammene TOV og TOV-E burde kunne gjøres for alle skogshønsartene.

Det er tillatt å jakte på toppskarv i de fire nordligste fylkene, inkludert noen kommuner i Sør-Trøndelag. Imidlertid viser jaktstatistikken at det felles toppskarv i langt flere fylker og kommuner enn det jakttidsforskriften tillater. Årsaken til dette er ukjent. I lys av dette kan det være behov for å vurdere om jakttidene på toppskarv skal justeres i tråd med at bestandsutviklingen nå er positiv i Sør-Norge. Det er relativt få felte toppskarv, og feil artsbestemmelse, dvs. at toppskarv artsbestemmes til storskarv, kan være en årsak til at det er lave fellingstall for toppskarv sammenliknet med storskarv.

De to jaktbare måkeartene gråmåke og svartbak ser ut til å ha hatt en negativ bestandsutvikling siden slutten av 1990-tallet. Bestandene av disse artene bør følges nøye, og forvaltningstiltak bør vurderes med grunnlag i den tilsynelatende negative bestandsutviklingen og den reduserte avskytingen de siste 10 år.

Av jaktbare vadefugler felles det fortsatt et ikke ubetydelig antall rugder, særlig på Sør-Vestlandet. I seinere år har det imidlertid vært en betydelig nedgang i antall skutte rugder. Om dette kan være en indikasjon på at bestanden av rugde i Norge har hatt en bestandsnedgang i samme periode er ukjent. Imidlertid synes rugdebestanden i Skandinavia å være relativt stabil. Heilo og enkeltbekkasin bør forvaltes på bakgrunn av artenes bestandsutvikling i Norge og risiko for utilsiktet felling av andre fredete vadefuglarter.

Ringdue er en viktig jaktressurs særlig på Østlandet. Selv om jaktuttaket har vist en nedadgående trend, er det lite som indikerer at dette reflekterer en negativ bestandsutvikling. Bestanden av ringdue synes å ha vært relativt stabil i siste 10-årsperiode.

De to jaktbare trosteartene gråtrost og rødvingetrost har hatt en negativ bestandsutvikling de siste 10 årene, og fellingsstatistikken for de to artene samlet har også vært fallende. Om dette betyr at interessen for troster som jaktobjekt har avtatt eller om det finnes bestandsrelaterte årsaker vites ikke.

Kråkefuglene nøtteskrike, skjære, kråke og ravn beskattes i relativt stort omfang. Motivasjonen til å jakte på disse artene er trolig mer av viltstellmessig årsak og av andre hensyn enn som matressurs. Vi har i dag «kunstig» store bestandene av kråkefugler som et resultat av bedret næringsgrunnlag pga. menneskeskapte endringer. Det er derfor viktig å ha fokus på disse artene

i forvaltningssammenheng også på grunn av kråkefuglenes vesentlige rolle som predatorer på andre viltarter.

Rødreven har en økologisk nøkkelfunksjon i mange av våre økosystemer, og god kunnskap om rødrevbestanden er derfor viktig for forvaltning av mange andre småviltarter. I vår jaktstatistikk har vi sannsynligvis et grovt bilde av bestandsutviklingen for rødrev, men vi mangler helhetlige registreringer av rødrevbestanden i Norge. En mulig metode kan være snøsporing, men mer lovende er etablering av overvåking av mange småviltarter med viltkamera. Selv om det fra mange hold påpekes at rødrevbestanden er stor og at dens effekt som predator på en rekke arter, så vel jaktbare som ikke jaktbare arter, er av stor betydning for artsmangfoldet, har vi fortsatt liten kunnskap om dette. Jakt bør motiveres ut ifra at rødreven er et interessant jaktobjekt og at revejakt har lange tradisjoner i Norge.

For alle de jaktbare mårdyrene finnes tilgjengelig jaktstatistikk fra SSB, men på samme måte som for en rekke andre arter, mangler vi kunnskap om denne statistikken reflekterer bestandene for røyskatt, mår og grevling på en god måte. Også for røyskatt og mår kunne en mulig metode være snøsporing, men mer lovende er etablering av overvåking av mange småviltarter med viltkamera.

Prisene på viltskinn har de siste tiårene falt svært mye. Røyskatt og mår blir derfor i dag hovedsakelig jaktet og fanget som ledd i predatorkontroll og ikke for pelsens skyld. Vi mangler imidlertid god dokumentasjon på disse artenes betydning for bestandsutviklingen av andre småviltarter. Jakt og fangst bør derfor motiveres ut ifra at disse artene er interessante jaktobjekt i seg selv og at jakt og fangst har lange tradisjoner i Norge. Det er ingen indikasjoner på at dagens uttak av disse artene har noen begrensende effekt på bestandsstørrelsen, kanskje med unntak av svært lokalt.

For jaktbare gnagerne og haredyr finnes tilgjengelig jaktstatistikk fra SSB, men på samme måte som for en rekke andre arter, mangler vi kunnskap om denne reflekterer bestandene for hare, ekorn og bever på en god måte. For hare og ekorn kunne snøsporing kanskje gi et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling, men mer lovende er etablering av overvåking med viltkamera. Imidlertid indikerer en gjennomgang av mulige påvirkningsfaktorer for jaktstatistikk for hare at jaktuttaket speiler tilsvarende endringer i bestanden. Allikevel har vi liten kunnskap om harebestandens reelle størrelse på landsbasis.

I Norge viser jaktstatistikken en betydelig nedgang i antall skutte harer de siste 10-20 åra, noe som overveiende sannsynlig også gjelder for bestanden. På denne bakgrunn ble hare ført opp som NT (nær truet) i rødliste for Norge i 2015. Årsakene til denne bestandsnedgangen er ukjent, selv om flere faktorer har vært trukket fram. Siden vi ikke vet hvor stor harebestanden reelt sett er, er det også vanskelig å si noe om hvor stor andel av bestanden som hvert år skytes. Det er allikevel grunn til å tro at jaktuttaket er forsvarlig når en ser på større områder, men det er sannsynlig at svært høyt jakttrykk vil kunne redusere harebestanden lokalt. Imidlertid finnes lite data for å vurdere dette.

Avskytningstall for bever har avtatt siden årtusenskiftet, men det er ukjent om dette skyldes manglende interesse for beverjakt eller om det speiler en bestandsnedgang. I forvaltningssammenheng er dette viktig å belyse bl.a. for å vurdere betydningen av jaktuttaket for bestanden lokalt og regionalt.

Flere fremmede pattedyrarter; kanin, beverrotte, dåhjort, mufflon, finnes bare svært sporadisk og i tilknytning til lokale rømminger og/eller utsetting. Artene vil i varierende grad være en trussel for stedegne arter og det er derfor viktig å få oversikt over antall rømminger og gjennom jakt forsøke å hindre spredning. Overvåking med viltkamera kan være en velegnet metode.

Bisam, mårhund, sørhare, villsvin og ikke minst villmink, vil kunne påvirke stedegne arter og økosystem negativt og bør derfor overvåkes og beskattes slik at spredning begrenses. Villmink

er etablert i norsk natur og bestandsutviklingen kan i noen grad følges gjennom jaktstistikken. Det er allikevel ikke kjent i hvor stor grad denne reflekterer minkbestanden. Det er også uklart i hvilken grad denne statistikken inkluderer organiserte uttak av mink i noen områder, og som i dag kan rapporteres både på Rovbase og Artsobesrevasjoner. Det er ikke kjent i hvilken grad rømminger fra minkoppdrett «vedlikeholder» en vill bestand. Mange av disse artene kan sannsynligvis overvåkes med viltkamera.

Mens kanadagås finnes hekkende mange steder i landet og har etablert en levedyktig bestand, finnes arter som stripegås, knoppand, mandarinand og stivhaleand bare sporadisk forekommende og sjelden hekkende. Stripegås ansees å ha relativt stor potensiell skadeeffekt og bør nok overvåkes og begrenses i antall og utbredelse. De andre artene, med unntak av stivhaleand, har lavt skadepotensial.

Bestandsutviklingen for kanadagås kan i noen grad følges gjennom jaktstistikken. Det er allikevel ikke kjent i hvor stor grad denne reflekterer bestanden. Siden den reelle bestandsstørrelsen er ukjent er det vanskelig å si om dagens jakt påvirker bestanden i vesentlig grad

Mens fasan tidligere fantes flere steder i Sør-Norge har omfanget av utsetting avtatt og fasan finnes nå bare få steder på Sør- og Østlandet. Omfanget av utsetting og felling bør imidlertid registreres som et grunnlag for bestandsovervåking av arten.

Hans Chr. Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim, hans.pedersen@nina.no
Arne Follestad, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim, arne.follestad@nina.no
Jan Ove Gjershaug, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim, jan.o.gjershaug@nina.no
Erlend B. Nilsen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim, erlend. nilsen@nina.no

Abstract

Pedersen, H.C., Follestad, A., Gjershaug, J.O. & Nilsen, E. 2016. Status of harvestable small game species in Norway – NINA Report 1178. 258 pp.

This report reviews the status of all harvestable small game species in Norway. This covers 16 mammals (including 9 alien species) and 37 birds (including 6 alien species). Moose, red deer, wild reindeer, roe deer and the large carnivores are not covered by this report. The report reviews the scientific basis for management of each species concerning the following topics; 1) population status, geographic distribution and trends during the last 10-20 years, 2) an overview of hunting statistics, including size and geographic distribution of the hunting bag, 3) present day management challenges and knowledge needs, and 4) future needs for actions (research, management, information). This report only covers species that are presently open for harvest. It was not within the reports mandate to evaluate the potential for hunting other species.

Data used to assess species distribution, population size and knowledge needs
Information has been compiled from a wide range of sources; including the Norwegian Nature-Index, the Red and Black lists for Norway, the Terrestrial Monitoring Program (TOV), the Extensive Terrestrial Monitoring Programe (TOV-E) and the various information products of the Norwegian Biodiversity Information Centre (NBIC). For seabirds and ducks information has been obtained from the National Seabird Monitoring Program (SEAPOP). For many species we have used hunting statistics provided by the Statistics Norway as a foundation to evaluate population trends and harvest levels.

Based on this review of existing information and data on the individual species we present an overview of challenges and knowledge needs for each species. These considerations are based on general levels of ecological knowledge and the species population status. For several species we identify concrete future needs for actions within research, management and information. Based on this evaluation we have identified management actions for several species that are necessary to ensure that harvest is sustainable.

Data on nesting distribution for most bird species is based on bird-atlas data which is primarily from the 1980's. For some species, such as greylag geese and cormorants, there may have been significant changes in distribution. Winter distribution is mainly based around the more recent Winter Distribution Atlas for Birds from 2006. There are no comparative atlas data for mammals or alien species. Accordingly data on distributions of these species are mainly based on NBIC's Species Maps, although there are obvious gaps in these distributions that are primarily due to a lack of reporting.

The population status for many bird species is primarily based on various monitoring programs and is therefore relatively well covered. There is a wealth of detailed data for local populations of grouse species, especially willow ptarmigan, in the Grouse Portal system (http://honsefugl.nina.no/Innsyn/). A national level overview of these data provide a good picture of their overall status. This data can supplement, or even replace, hunting bags as the main indicator of population trend. For many species, including some ducks, the only source data available is hunting bags. This makes any assessment of their status, distribution and trends very difficult. Data on distribution and trends of many mammals is very poor. Accordingly, we availed of the general literature and national Red List assessments from 2015. There is no data available on trends in alien species apart from Canada geese and American mink where hunting bags are available.

This is the first time that all small game hunting statistics from Statistics Norway have been collated for all available species. The statistics have been improved several times since 1970-71. However, in this report we only present data from 2001-01 to ensure that data are comparable. The ability of hunting bags to reflect population trends is unclear for many species.

The present hunting statistics give an overview of the numbers shot during a hunting year (from April 1st to March 31st). This does not allow a breakdown over time to identify the periods when hunting is most intense, such that it is not possible to tell if high harvest is due to periods when birds arrive in a given area in large numbers or when hunting effort is greatest. There is no longer a collection of wings from shot grouse and ducks, however our review indicates that there could be several reasons to resume this practice, especially for ducks. Wings can provide information on species identify, age and sex, as well as allowing an estimate of the extent of misidentification of species.

There is very little data on timing of migration and migration routes for many species, especially ducks. There is therefore a need for an increased investment to identify when birds leave their nesting areas, which stop-overs they use during migration, and where they overwinter. Such information is necessary to effectively assess their status, evaluate threats, and ensure that harvest is sustainable.

Good data is available for both greylag and pink-footed geese, however data on many aspects of Canada geese is lacking. Due to a decrease in the populations of many other game species, landowners are increasingly seeing geese as a valuable game resource. Greylags are starting to migrate so early from many areas that they leave before the normal hunting season opens. As a result there is an increasing trend for local management plans to open for hunting before the normal hunting season. In addition, several thousand greylag geese are shot each year as "problem-geese" (in response to damage to crops). Pink-footed geese are subject to an international management plan which uses hunting in Norway and Denmark to maintain a total breeding population of 60.000 individuals (within this transboundary population). If the national goal for greylag geese is to maintain a stable population of 15.000 individuals it should be possible to increase the harvest pressure above present levels.

A general problem for assessing the status of ducks is the lack of any monitoring programs for breeding populations of these species. In some areas multiple species are monitored on their winter areas, but it is unknown how representative these areas are for the national situation. For ducks that breed in freshwater habitats there has been a considerable reduction in hunting bags during the last 5 years. The reason is unknown, but could be due to changes in their distribution, changes in management, or a reduction in hunting pressure.

Hunting of eider ducks is permitted in some parts of southeastern Norway, and it is likely that this targets individuals that breed in Norway. There is no indication that hunting is having a negative impact on the populations in this region. Long-tailed ducks, common scoter and eider ducks have recently been classified as Near Threatened on the national Red Lists from 2015. With the exception of common scoter, these species also appear on other national and international red lists. It is therefore necessary to consider if this should not lead to measures to limit hunting of these species.

Ptarmigan hunting is still the form of small game hunting that involves the largest number of hunters in Norway despite the hunting bags declining dramatically during the last 15-20 years and both willow ptarmigan and rock ptarmigan being placed on the Norwegian Red List in 2015. Restrictions have been placed on the harvest of all grouse species such that managers and landowners can influence harvest levels. This will mean that in the future, game bags will not so directly reflect population size, requiring an increased focus on integrating the information coming in from local monitoring activities. We currently have good knowledge about the effect of hunting on willow ptarmigan, but such data is lacking for the other grouse species. Despite this, several restrictions have been placed on hunter harvest of all five species, although it is not known to what extent these restrictions help. We recommend an increased effort in monitoring of hazel grouse, black grouse, capercaille and rock ptarmigan via the Grouse Portal and the various Terrestrial Monitoring Programs (TOV and TOV-E).

Shags can be harvested in the four northern counties (Finnmark, Troms, Nordland and Nord-Trøndelag) and some of the municipalities of Sør-Trøndelag. However, the hunting statistics indicate that individuals are shot in many other parts of Norway where it is not allowed, for reasons unknown. Misidentification can explain the relatively low hunting bag of shags compared to cormorants. Accordingly it may be necessary to evaluate the hunting regulations for shags now that their population trend is positive in southern Norway.

The two harvestable sea gulls, European herring gull and greater black-backed gull, appear to have had negative population trends since the 1990's, and hunting bags have become reduced in the last 10 years. The populations of these species need to be monitored closely and management actions should be considered.

Among the harvestable waders a considerable number of woodcock are shot each year, especially in southwestern Norway. However, the harvest bags have shown a considerable decline in recent years, but it is unknown if this is due to a nationwide population decline. Overall, the Scandinavian woodcock population appears to be relatively stable. Golden plovers and common snipe should be managed in line with their population trend in Norway and the risk of misidentification with other protected species of wader.

Wood pigeons represent a considerable game resource, especially in southeastern Norway. Even though hunting bags have shown a downwards trend in recent years there are no indications that this is due to a change in population size which appears to have been stable for the last 10 years.

The two harvestable thrushes, fieldfare and redwing, have had a negative population trend during the last 10 years, and harvest bags for both species have declined during the same period. It is unknown to what extent the interest in thrush hunting has declined.

The corvids, Eurasian jay, magpie, hooded crow and raven, are killed on a large scale. The motivation for hunting these species is probably more to control their populations than to harvest a food resource. The populations of these species are currently believed to be artificially high due to a high access to anthropogenic food sources. It is therefore important to focus on these species within management for several reasons, including the role of corvids as predators on other game species.

Red foxes can potentially have a key ecological function in many ecosystems, and a good knowledge of red fox populations is therefore important for management of many other small game species. Hunting statistics probably provide a coarse scale view of population changes. Unfortunately, there are no other monitoring efforts aimed at this species. There are many claims that the red fox population is large and that it has a negative impact on biodiversity in general, including other small game species. However, we have very little knowledge on its ecological impacts. Hunting should be motivated from the point of view of red foxes being an interesting game species, and fox hunting has a long tradition in Norway.

The only data available on harvestable mustelids comes from the hunting statistics (for pine marten, badgers and stoats) and it is not known to what extent the trends here reflect real trend sin population development due to the lack of independent monitoring efforts. The price of furs has dropped dramatically in recent years, so there has likely been a decrease in harvest motivated by the desire to obtain furs and a greater focus on predator control. Like with red foxes, we still lack good data on their real impact on small game, such that it is recommended that their harvest be motivated more by the challenges of the hunt and the tradition.

The only data on beavers, red squirrels and mountain hares comes from hunting statistics, and it is again unknown if these trends reflect real trends in populations. The hunting statistics show a major decrease in numbers of harvested hares during the last 10-20 years, which may well represent a real population decrease. Based on these indications hares were listed as Near

Threatened in the Norwegian Red List in 2015. The causes of these declines are not known, although multiple drivers have been mentioned. Because there is no estimate of the actual size of the hare population it is difficult to say how much impact the reported levels of harvest are having on the population. There are no indications that overall harvest levels are too high, although there may be some local effects. Beaver harvest has declined since the start of this millennium, although it is not known if this is due to a decline in the beaver population or a decline in beaver hunting. It is important to clarify this in order for local management to adapt.

Several alien species such as rabbits, coypu, fallow deer and mouflon have very limited distributions, often associated with escapes or releases. Because of potential negative impacts that these species can have it is recommended that they be monitored, and that hunting should be used to prevent their expansion.

Muskrats, racoon dogs, brown hares, wild boar and American mink can have large impacts on native fauna and should therefore be monitored and harvested at high levels to prevent their expansion. Mink are so well established in Norway that the hunting statistics can be used to follow their distribution on a coarse scale, although it is unknown how closely the harvest bags reflects real population trends.

For the mammal species there are a number of multi-species monitoring systems that could be deployed. Snow-tracking is a traditional method, although the recent development of camera-trapping could also offer a valuable alternative.

While Canada geese have established themselves as a widespread breeding species, alien species like bar-headed geese, Muscovy duck, Mandarin duck and ruddy duck only have sporadic presence and rarely breed. Bar-headed geese have the potential to have large negative impacts and should be closely monitored and controlled. The other species, with the exception of ruddy ducks, have less potential for negative impacts. The population development of Canada geese can be partially followed using hunting statistics, although it is not known to what extent these trends follow the real trends in population size. The lack of a national estimate of population size also makes it impossible to determine the impact that harvest is having on the population. While pheasants were once common in several parts of south Norway, there have been declines in the extent to which they are released, so they are now only found in a few locations in southern, and southeastern Norway. We recommend the monitoring of both the extent of releases and harvest bags as a component for monitoring the species.

Hans Chr. Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, hans.pedersen@nina.no
Arne Follestad, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, arne.follestad@nina.no
Jan Ove Gjershaug, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, jan.o.gjershaug@nina.no
Erlend B. Nilsen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, erlend.nilsen@nina.no

Innhold

Sammendrag **3**

Abstract **8**

InnholdForord **12**

Forord **14**

1 Innledning **15**
1.1 Datagrunnlag for vurdering av bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år 15
1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket 16
1.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov 17
1.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.) 17

2 Artsvis gjennomgang av status for fugler **18**
2.1 Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*) 18
2.2 Grågås (*Anser anser*) 22
2.3 Brunnakke (*Anas penelope*) 30
2.4 Krikkand (*Anas crecca*) 35
2.5 Stokkand (*Anas platyrhynchos*) 40
2.6 Toppand (*Aythya fuligula*) 46
2.7 Ærfugl (*Somateria mollissima*) 51
2.8 Havelle (*Clangula hyemalis*) 62
2.9 Svartand (*Melanitta nigra*) 69
2.10 Kvinand (*Bucephala clangula*) 76
2.11 Siland (*Mergus serrator*) 81
2.12 Laksand (*Mergus merganser*) 87
2.13 Jerpe (*Bonasa bonasia*) 89
2.14 Lirype (*Lagopus lagopus*) 93
2.15 Fjellrype (*Lagopus muta)* 100
2.16 Orrfugl (*Tetrao tetrix*) 106
2.17 Storfugl (*Tetrao urogallus*) 112
2.18 Storskarv (*Phalacrocorax carbo*) 117
2.19 Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) 126
2.20 Heilo (*Pluvialis apricaria*) 134
2.21 Rugde (Scolopax rusticola) 136
2.22 Enkeltbekkasin (*Gallinago gallinago*) 140
2.23 Gråmåke (*Larus argentatus*) 143
2.24 Svartbak (*Larus marinus*) 146
2.25 Ringdue (*Columba palumbus*) 149
2.26 Gråtrost (*Turdus pilaris*) 153
2.27 Rødvingetrost (*Turdus iliacus*) 157
2.28 Skjære (*Pica pica*) 160
2.29 Nøtteskrike (*Garrulus glandarius*) 164
2.30 Kråke (*Corvus cornix*) 168
2.31 Ravn (*Corvus corax*) 173

3 Artsvis gjennomgang av status for pattedyr **178**
3.1 Rødrev (*Vulpes vulpes*) 178
3.2 Røyskatt (*Mustela erminea*) 183
3.3 Mår (*Martes martes*) 187
3.4 Grevling (*Meles meles*) 191
3.5 Hare (*Lepus timidus*) 195

3.6 Ekorn (*Sciurus vulgaris*) 200
3.7 Bever (*Castor fiber*) 204

4 Artsvis gjennomgang av status for fremmede arter 208
4.1 Mårhund (*Nyctereutes procyonoides*) 208
4.2 Villmink (*Neovison vison*) 210
4.3 Sørhare (*Lepus europaeus*) 215
4.4 Kanin (*Oryctolagus cuniculus*) 218
4.5 Beverrotte (sumpbever) (*Myocastor coypus*) 220
4.6 Bisam (*Ondatra zibethicus*) 222
4.7 Villsvin (*Sus scrofa*) 224
4.8 Dåhjort (*Dama dama*) 226
4.9 Muflon (*Ovis orientalis musimon*) 228
4.10 Kanadagås (*Branta canadensis*) 229
4.11 Stripegås (*Anser indicus*) 235
4.12 Knoppand (moskusand) (Cairina moschata) 237
4.13 Mandarinand (*Aix galericulata*) 239
4.14 Stivhaleand (*Oxyura jamaicensis*) 241
4.15 Fasan (*Phasianus colchicus*) 243

5 Diskusjon 245
5.1 Kartgrunnlag for vurderinger av dagens utbredelse for arter 245
5.2 Bestandsutvikling 245
5.3 Jaktstatistikken 246
5.4 Problemer med artsbestemmelse 246
5.5 Sesongvariasjoner i jaktuttaket 247
5.6 Liten kunnskap om trekkende arter 247
5.7 Artsgrupper - fugler 248
Gjess 248
Ender 248
Hønsefugler 249
Sjøfugler 250
Vadere og ringdue 250
Spurvefugler 250
5.8 Artsgrupper – pattedyr 251
Hundedyr 251
Mårdyr 251
Gnagere 252
5.9 Artsgrupper - fremmede arter 252
Pattedyr 252
Fugler 253

6 Referanser 254

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag for Miljødirektoratet etter invitasjon til åpen anbudskonkurranse om *Statusoversikt på jaktbart småvilt*. Rapporten vurderer bare småviltarter som i dag er jaktbare. Det har ikke vært rapportens mandat å vurdere om andre arter i dag kan være potensielt jaktbare ut fra Viltloven § 1 og Naturmangfoldlovens § 16.

Som grunnlag for revisjon av jakttidene ønsker Miljødirektoratet en sammenstilling av kunnskapsgrunnlaget for totalt 53 arter av pattedyr og fugler, hvorav 15 er kategorisert som fremmede arter. I rapporten er det benyttet en rekke forskjellige datakilder inkludert data fra Statistisk sentralbyrå (jaktstistikk), Artsdatabanken (Artskart, Rødlistearter, Arter på nett), NINA, HiNT, NOF (TOV-e), Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og SEAPOP m. fl.

Rapporten er utarbeidet av forfatterne, men vi har fått gode innspill fra våre kolleger på NINA, men også fra Miljødirektoratet. Vi vil få takke Olav Rundtom (SSB) og NOF v/Vidar Bakken for tilrettelegging og bruk av hekkeatlas og vinteratlas.

Trondheim, januar 2016

Hans Chr. Pedersen

1 Innledning

Miljødirektoratet (oppdragsgiver) inviterte 15.12.2014 til åpen anbudskonkurranse om *Statusoversikt på jaktbart småvilt*. Oppdragsgiver ønsker å øke kunnskapsnivået for jaktbart småvilt, både i forhold til et generelt forvaltningsbehov, men også sett i forhold til kommende revisjon av jakttidene. Som et grunnlag for dagens forvaltning ligger bestemmelser i viltloven § 1 og naturmangfoldloven § 16 om viltets leveområder, naturens produktivitet, artsrikdom og begrepet høstingsverdig overskudd. Oppdragsgiver poengterer forhold knyttet til fremmede arter og deres negative betydning for bevaring av det naturlige biologiske mangfold så vel i globalt som nasjonalt perspektiv. Totalt omfatter oppdraget 16 pattedyrarter (derav 9 fremmede arter) og 37 fuglearter (derav 6 fremmede arter).

Elg, hjort, villrein, rådyr og store rovdyr behandles ikke i denne rapporten, da disse artene er gjenstand for egne overvåkingsprogrammer, eller ikke er omfattet av ordinær jakt. Imidlertid inngår alle øvrige jaktbare arter, inklusive fremmede arter av fugl og pattedyr. Rapporten beskriver et faglig grunnlag for hver enkelt av disse artene, som inneholder; 1) bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år, 2) oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket, 3) dagens utfordringer og kunnskapsbehov, og 4) framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.).

1.1 Datagrunnlag for vurdering av bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

For mange av de aktuelle artene er det benyttet data fra annet arbeid som NINA allerede har vært, og for tiden er, involvert i gjennom for eksempel arbeidet med Naturindeks for Norge, Rødlistearbeidet/Svartelistearbeidet, Terrestrisk naturovervåking (TOV), den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E), og Faktaark for Artsdatabanken. I tillegg har NINA for flere aktuelle arter nylig foretatt en bestands- og kunnskapsvurdering som nettopp tar for seg slike spørsmål som man ønsker belyst i denne rapporten. Det er også i stor grad benyttet jaktstatistikk fra Statistisk sentralbyrå (SSB) som grunnlag for vurdering av bestandsutvikling på landsbasis fra 2000 til 2014. For mange arter er det imidlertid vanskelig å vurdere om jaktstatistikk i tilfredsstillende grad reflekterer bestandsendringer over tid. For mange arter, så vel stedegne som fremmede arter, har vi mangelfull bestandsinformasjon som vanskeliggjør en vurdering av både bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrend.

Bestandsstatus for fugler er basert på en rekke forskjellige kilder og overvåkingsprogram. Nylig publiserte Norsk ornitologisk forening (NOF) en bestandsstatus for alle hekkende fuglearter i Norge (Shimmings & Øien 2015). Estimater i denne rapporten er for enkelte arter de mest oppdaterte bestandstall vi har. Men for en rekke arter finnes bestandstall fra pågående overvåkingsprogram. Utviklingstrender for mange fuglearter er i hovedsak basert på den ekstensive terrestriske naturovervåkningen (TOV-E) hvor det praktiske arbeidet utføres av NOF, mens NINA og Høgskolen i Nord-Trøndelag har ansvar for det faglige opplegget (Kålås et al. 2014). For sjøfugl/andefugl er det benyttet bestandsdata innhentet gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (Fauchald et al. 2015, Anker-Nilssen et al. 2015) og SEAPOP (http: www.seapop.no). For grågås er bestandstall basert på egne data. Utviklingen i svenske fuglebestander er basert på Green & Lindström (2014), mens utviklingen i andre europeiske fuglebestander er basert på EBCC (2014). Når det gjelder bestandsutviklingen i skandinaviske vadefuglbestander, har vi basert oss på Lindström et al. (2015). For skogshøns, spesielt lirype, finnes gode og detaljerte data i Hønsefuglportalen (Nilsen et al. 2013). Sammenstilt på nasjonal skala ville dette være et viktigere ledd i datagrunnlaget for hønsefugl.

Det er til dels svært varierende datatilgang for de ulike artene og artsgruppene, og de artsvise omtalene har derfor vært vanskelig å skrive over samme lest. For de fleste fugleartene har vi fått tilgang til kart fra hekkeatlaset (Gjershaug et al. 1994) og vinteratlaset (Svorkmo-Lundberg et al. 2006). Særlig datagrunnlaget og kartene fra hekkeatlaset er gamle, slik at dagens utbredelse kan være til dels vesentlig endret fra den beskrevet i hekkeatlaset.

For mange fuglearter hvor NINA ikke har egne overvåkingsprogrammer, bygger informasjon om bestandens størrelse, inkludert regionale estimater, og utviklingstrender i stor grad på informasjon sammenstilt og vurdert av Artsdatabanken (Henriksen & Hilmo 2015) og av NOF (Shimmings & Øien 2015). NOF har innhentet informasjon fra sine nettverk av medlemmer og observatører, og har sannsynligvis mest oppdatert lokalkunnskap for mange arter.

Også for de fleste pattedyrartene er det svært mangelfullt datagrunnlag for bestandsutvikling og geografisk fordeling. Det er her lagt til grunn artsrapporter eller generell litteratur om de forskjellige artene. Det er i stor utstrekning brukt pattedyrkomitèens vurdering ved gjennomgang av Rødlista for 2015.

For de fleste fremmede arter er det svært mangelfullt datagrunnlag for bestandsutvikling og geografisk fordeling. Det er her lagt til grunn artsrapporter eller generell litteratur om de forskjellige artene. Det er i stor utstrekning brukt pattedyrkomitèens vurdering ved gjennomgang av Rødlista for 2015, Artsdatabankens svarteliste 2012 og Artsdatabankens Fremmede arter.

For pattedyr og fremmede arter er det brukt Artskart (Artsdatabanken 2012). I disse artskartene er det lagt inn observasjoner av arter fra hele landet helt tilbake til 1880, men stort sett utgjør observasjoner etter 2000 over 70 prosent. Kartene fremstiller altså totalt antall rapporterte observasjoner og gir ingen trender i geografisk fordeling av arter. Likeledes er disse kartene avhengig av at noen har rapportert en observasjon. For noen deler av landet og for noen arter kan det derfor framkomme hull som ikke skyldes mangel på arten, men mangel på rapportering. Dette gjelder nok i større grad vanlige arter enn sjeldne og fremmede arter.

1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Jaktstatistikk er hentet fra Statistisk sentralbyrå og omfatter de fleste av dagens jaktbare småviltarter. For fremmede arter finnes jaktstatistikk fra SSB bare for villmink og kanadagås. Imidlertid har vi gjennom arbeidet med Svartelista og Faktaark for Artsdatabanken informasjon som er benyttet til å vurdere jaktuttak i forhold til estimert bestand. For perioden 2000-2014 har vi benyttet jaktstatistikk på lands- og fylkesnivå. Fra sesongen 2008/2009 (2009/10) er det også tilgjengelig jaktstatistikk for enkelte arter på kommunenivå. Dette er benyttet til å vurdere jaktuttak både i tid og rom. Det er allikevel ikke presentert jaktstatistikk på kommunenivå, selv om slik finnes, hvis antallet felte individer er svært lavt og derfor ikke gir relevant informasjon med noen særlig stor grad av sikkerhet.

For alle stedegne fugler og pattedyr finnes data om antall og geografisk fordeling av fellingstall i varierende grad i jaktstatistikken til Statistisk sentralbyrå (SSB). Det er valgt å presentere data på fellingstall for hele landet (2000/01-2014/15), gjennomsnittlig antall skutte individer for to 5-årsperioder (2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15) på fylkesnivå, fellingstall for 6 fylker med flest skutte individer (2000/01-2014/15), og fellingstall for 6 kommuner med flest skutte individer (2008/09-2014/15). For noen arter er antall skutte individer så lavt at det ikke lar seg gjøre å presentere data for de 6 viktigste fylkene eller de 6 viktigste kommunene. I noen tilfeller presenteres data for et færre antall fylker/kommuner. For noen arter oppgir ikke SSB fellingstall, men benytter betegnelsen (:) som forklares med «tall kan ikke offentliggjøres». Dette betyr at så få individer er innrapportert at de er beheftet med statistisk usikkerhet. I slike tilfeller har vi skrevet inn tallet 5 for å skille «lite antall» fra null i figurer, men dette har ingen nevneverdig betydning for våre vurderinger av jaktstatistikken.

For de aller fleste fremmede artene mangler jaktstatistikk, men for villmink og kanadagås er det lagt til grunn jaktstatistikk fra Statistisk sentralbyrå (SSB). For disse er fellingstall og fordeling presentert på samme måte som for stedegne arter.

1.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Basert på gjennomgangen av tilgjengelig informasjon og data om de enkelte arter er det presentert utfordringer og kunnskapsbehov for hver enkelt art. Aktuelle utfordringer vil være knyttet til både hvordan arten forvaltes og høstes, og i endel tilfeller hvordan den tenkes å respondere på de pågående klima- og arealbruksendringer. For mange arter er det begrenset med data utover jaktstatistikken, og vi har her pekt på mulige metoder og tilnærminger som kan benyttes for å bedre kunnskapen om den aktuelle arten framover. Disse vurderingene er gjort i lys av rådende kunnskapsstatus innenfor økologisk forskning generelt og vurdering av bestandssituasjon spesielt.

For noen arter gjennomfører rettighetshaver allerede i dag forskjellige typer reguleringer for å redusere uttaket i svake bestander. Dette har kommet sterkest til syne i rypeforvaltningen de siste 10-15 åra. I denne rapporten beskrives ikke alle former for reguleringer som er forsøkt og det diskuteres heller ikke hvilke styrker og svakheter de forskjellige tiltakene har.

1.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

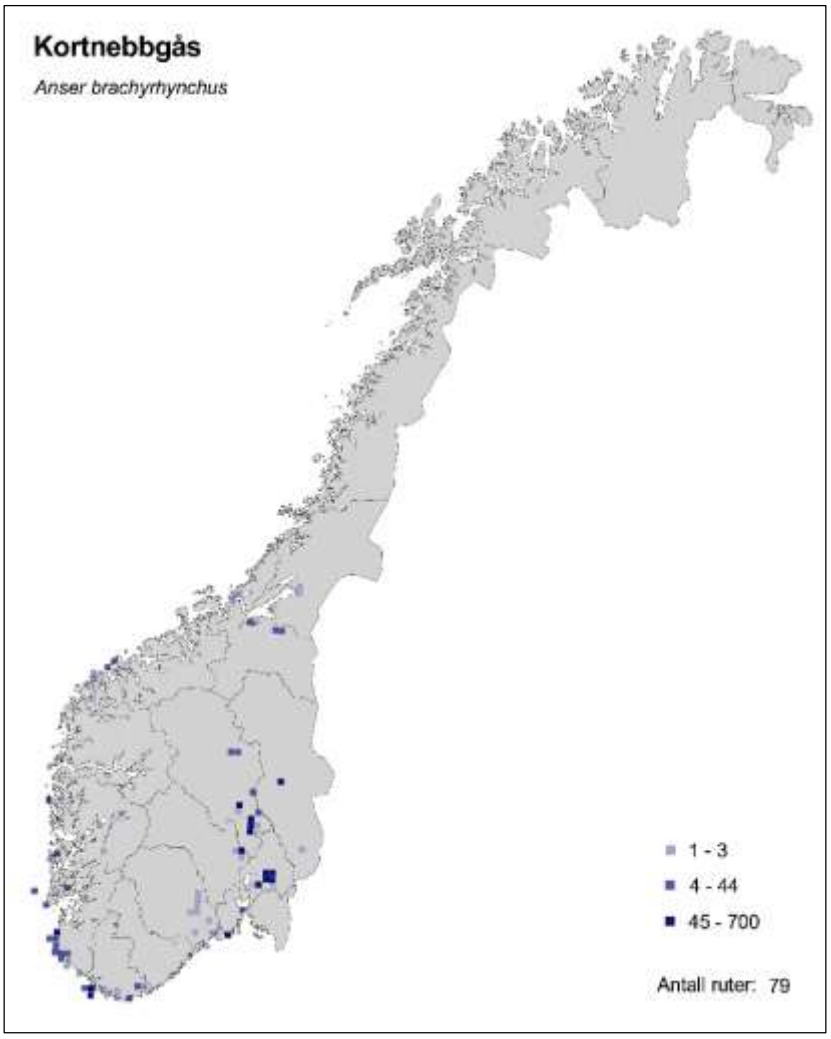
For arter hvor dette er aktuelt, er det pekt på konkrete framtidige behov for tiltak knyttet til både forskning, forvaltning og i noen grad informasjon. Det er vektlagt framtidig forskning som vil være avgjørende for å øke kunnskapen om artenes bestandsstatus, herunder nåværende trender i bestandsutviklingen, forventet respons til de pågående klima- og arealbruksendringer, samt responser til ulike forvaltningsstrategier. Basert på faktagrunnlaget beskrevet over er det pekt på tiltak innenfor forvaltningen av de ulike artene som ansees nødvendig for å gjennomføre en forsvarlig høsting. Dette kan f.eks. være knyttet til både omfanget og tidspunktet for høsting. I de tilfeller der spesielle informasjonsbehov avdekkes er dette påpekt. NINA har lang erfaring med å gi forvaltningsråd knyttet til viltarter, og har også gjennomført forskningsprosjekter knyttet til dette. Denne kunnskapen inngår som et viktig fundament ved anbefalinger for forvaltningstiltak.

2 Artsvis gjennomgang av status for fugler

2.1 Kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*)

Kortnebbgåsa hekker på Svalbard, men raster på fastlandet både vår og høst. Bestanden har økt kraftig de siste årene, og det er utarbeidet en internasjonal forvaltningsplan som har som mål å holde bestanden på om lag 60 000 individer. Langt de fleste av kortnebbgjessene som felles i Norge, felles i Nord-Trøndelag.

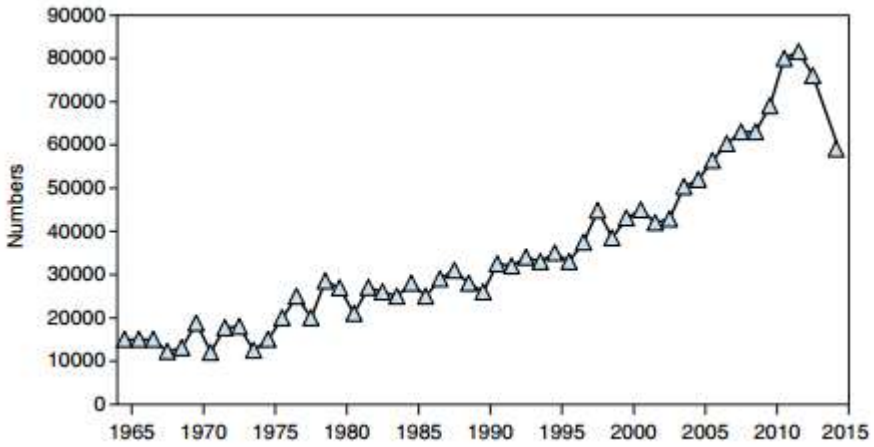
2.1.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.1.1**. Utbredelseskart for overvintrende kortnebbgås i Norge i perioden 1994 – 2003. Symbolene er skalert ut fra antall overvintrende individer (etter Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Kortnebbgjess kan nå og da observeres på fastlandsdelen av Norge i hekketiden. Det første hekkefunnet på fastlandet ble gjort ved Tromsø i 2003 (Irgens 2004). Hekking er siden påvist også i Finnmark og Nordland (http://www.artsobservasjoner.no), og i dag hekker det trolig noen ytterst få par (1-2) årlig i disse tre fylkene. Shimmings & Øien (2015) vurderer at arten ikke har etablert en hekkebestand i Norge (dvs. minst 10 reproduserende individer i minst 10 år).

Kortnebbgåsa hekker på Svalbard, men det foreligger ingen samlet oversikt over antall par som hekker der. Den telles på raste- og overvintringsområder høst og vinter, og bestanden vokste fram til et maksimum på 82 000 individer i 2012 (**figur 2.1.2**). Etter at Danmark utvidet sin jaktsesong til å omfatte januar i 2015, økte antall felte kortnebbgjess fra vel 9200 i 2013 til 13 200 i 2014/15 (jaktsesongen utvidet med januar 2015). Etter dette er bestanden anslått til 59 000 individer (Madsen et al. 2015), men dette tallet er sannsynligvis for lavt (se http://pinkfooted goose.aewa.info/).



***Figur 2.1.2**. Bestandsutvikling for Svalbardbestanden av kortnebbgås i perioden 1965/66-2014/15 (fra Madsen et al. 2015).*

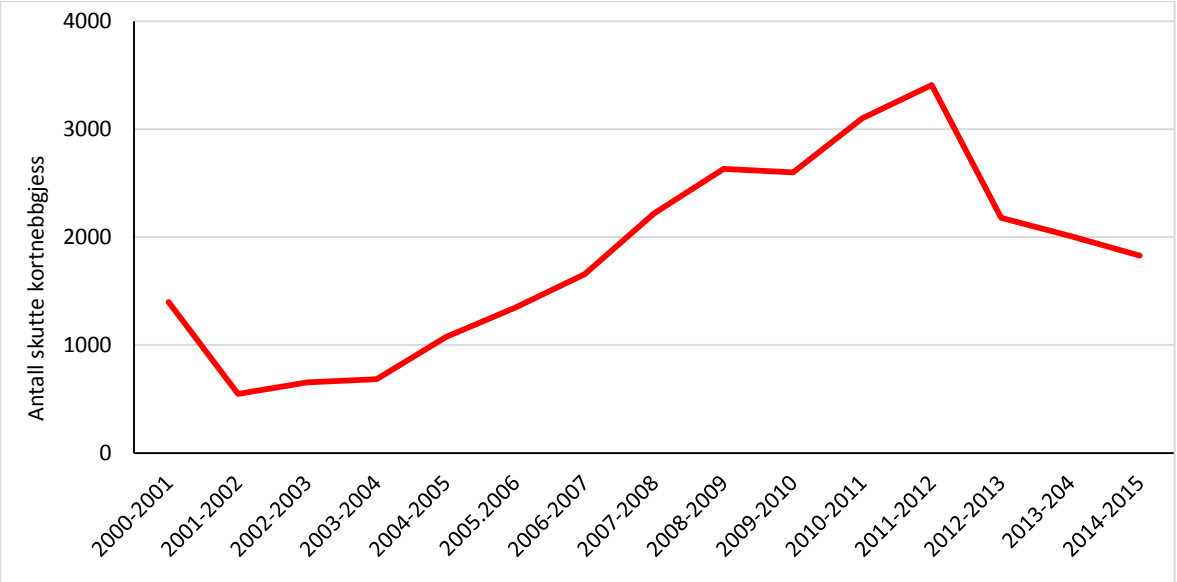
Kortnebbgjess kan nå og da observeres på fastlandsdelen av Norge i hekketiden. Det første hekkefunnet på fastlandet ble gjort ved Tromsø i 2003 (Irgens 2004). Hekking er siden påvist også i Finnmark og Nordland (http://www.artsobservasjoner.no), og i dag hekker det trolig noen ytterst få par (1-2) årlig i disse tre fylkene. Shimmings & Øien (2015) vurderer at arten ikke har etablert en hekkebestand i Norge (dvs. minst 10 reproduserende individer i minst 10 år).

De fleste kortnebbgjessene fra Svalbard trekker ut av landet i løpet av høsten, men noen individer overvintrer i Norge (**figur 2.1.1**). Det er usikkert i hvilken grad dette er fugler fra Svalbard eller Island, jfr. diskusjon under grågås. Flere observasjoner av kortnebbgjess i indre deler av Østlandet er antatt å være fugler fra Island. På Jæren er det avlest noen få halsringer på fugler fra både Svalbard og Island.

2.1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

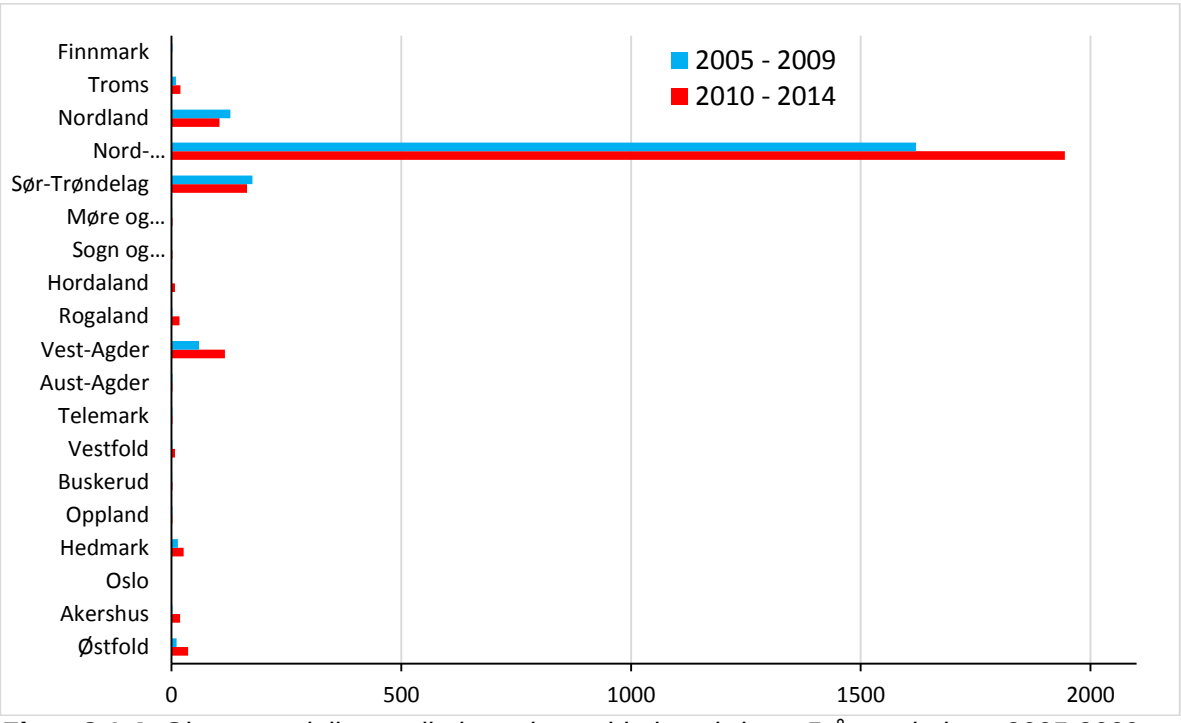
Gjeldende jakttider:Hele landet med de unntak som nevnes nedenfor: **10.8 - 23.12**.

- I Finnmark fylke er arten fredet
- Troms og Nordland fylker ned til Rana og Rødøy kommuner er gjeldende jaktitid: 21.8 - 23.12.
- Den frie jakten på hav og fjord, jf. viltloven § 32, fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke: 10.9. - 23.12.

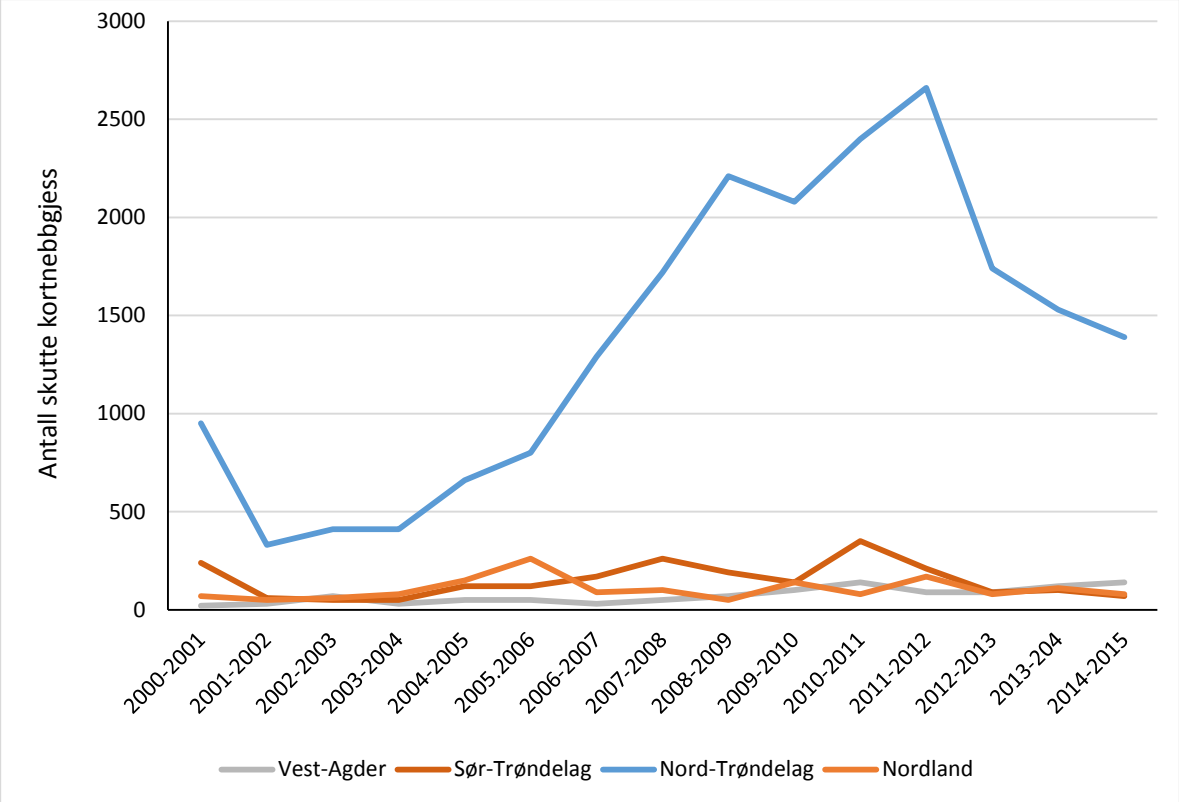


Figur 2.1.3. *Antall skutte kortnebbgjess på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*

Fellingstallene økte jevnt fra årtusenskiftet og fram til 2011, da antall felte gjess var på det høyeste med 3410 felte kortnebbgjess innrapportert til SSB (**figur 2.1.3**). Etter dette har antallet sunket til i 1830 gjess i 2014. De aller fleste kortnebbgjessene blir felt i Nord-Trøndelag (**figur 2.1.4**) og antall felte kortnebbgjess i Nord-Trøndelag har sunket i siste femårsperiode, mens fellingstallene i de andre fylkene har vært mer stabilt (**figur 2.1.4**). Etter 2005 har likevel andelen felte kortnebbgjess i Nord-Trøndelag vært om lag 80 % av det totale utbyttet for hele landet (f**igur 2.1.5**).



Figur 2.1.4*. Gjennomsnittlig antall skutte kortnebbgjess i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.1.5**. Antall skutte kortnebbgjess fra sesongen 2000 til 2014 for de fire fylkene hvor totalt antall skutte gjess er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.1.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

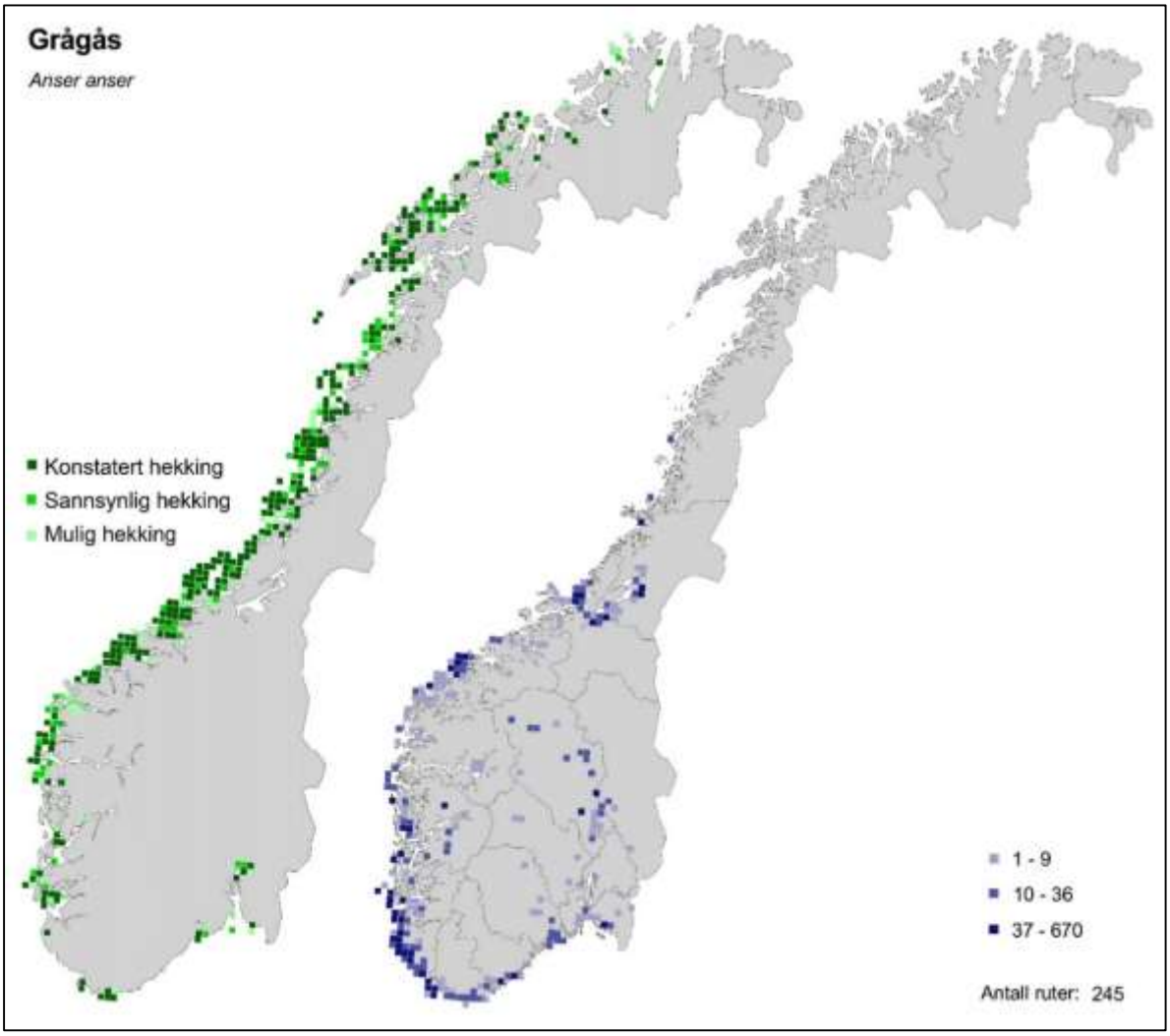
Den internasjonale forvaltningsplanen for kortnebbgås har som målsetting at bestanden skal ligge på rundt 60 000 individer (Madsen & Williams 2012), og søker først og fremst å oppnå en slik regulering av bestanden gjennom jakt, både i Nord-Trøndelag og i Danmark. Jakta i Danmark i 2014 ble utvidet til å omfatte også januar 2015, noen som anses som vellykket ved at bestanden nå er nede i ca. 60 000.

Antall skutte kortnebbgjess har gått ned i Nord-Trøndelag de siste årene. Samtidig har antall skutte grågjess økt. De ankommer rasteplassene i Nord-Trøndelag fra slutten av august, og på det meste var det i 2015 ca. 12 000 individer (A. Follestad upubl.). Dette kan gi flere utfordringer i forhold til kortnebbgåsa som normalt kommer til Nord-Trøndelag rundt 20. september, både i forhold til å opprettholde en jaktinteresse for kortnebbgåsa blant de som skyter mange grågjess, og i tilgjengelige næringsressurser i form av spillkorn på åkrer der grågjessene har beitet i lang tid. For en diskusjon av dette, se Jensen et al. (submitted).

2.2 Grågås (*Anser anser*)

Grågåsa hekker nå langs hele norskekysten. Den er hos oss i hekketiden hovedsakelig knyttet til saltvann hvor den hekker på holmer og øyer, men den kan også hekke i næringsrike innsjøer i lavlandet. Grågåsa har endret betydelig på både hekke- og trekktidspunkt, noe som gjør det vanskelig å jakte på den før den trekker ut av landet. En økende bestand har medført betydelige problemer med beiteskader på dyrket mark, og mange gjess felles i dag utenom ordinær jaktsesong som s.k. skadegjess.

2.2.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.2.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) grågås i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 - 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Bestanden har økt i Norge siden 1960-tallet, og den vurderes nå til 18 000 – 21 000 par (A. Follestad upubl.). Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til dette estimatet, særlig i de nordligste fylkene. Men også for Sør-Norge kan tallene være usikre. Fra at hekkebestanden var antatt å være noen titalls par i flere av kommunene i Ryfylke (utenom Sjernarøyane), har registreringer i 2014 og 2015 vist at det kan hekke flere hundre par (A. Follestad upubl.). Det er også en langt større mytebestand i Rogaland enn tidligere kjent (Follestad in prep.). Tilsvarende trend kan forventes i flere områder, ettersom grågås er til dels svært vanskelig å kartlegge i hekkeperioden.

Utbredelsen slik den framkommer av Atlaskartet fra 1994 (**figur 2.2.1**) er langt fra dekkende for dagens utbredelse. Grågås har etablert en meget stor bestand på Østlandet, den hekker flere steder i Hordaland, og det er en mye videre utbredelse i Troms og Finnmark. Det hekker således nå sannsynligvis flere hundre par i Øst-Finnmark, inkludert Varangerfjorden. Det har imidlertid vært vanskelig å overvåke naturlige endringer i hekkebestanden, ettersom det på flere overvåkingslokaliteter har vært mer eller mindre omfattende tiltak for å begrense bestanden, noe som flere steder har medført en nedgang i bestanden.

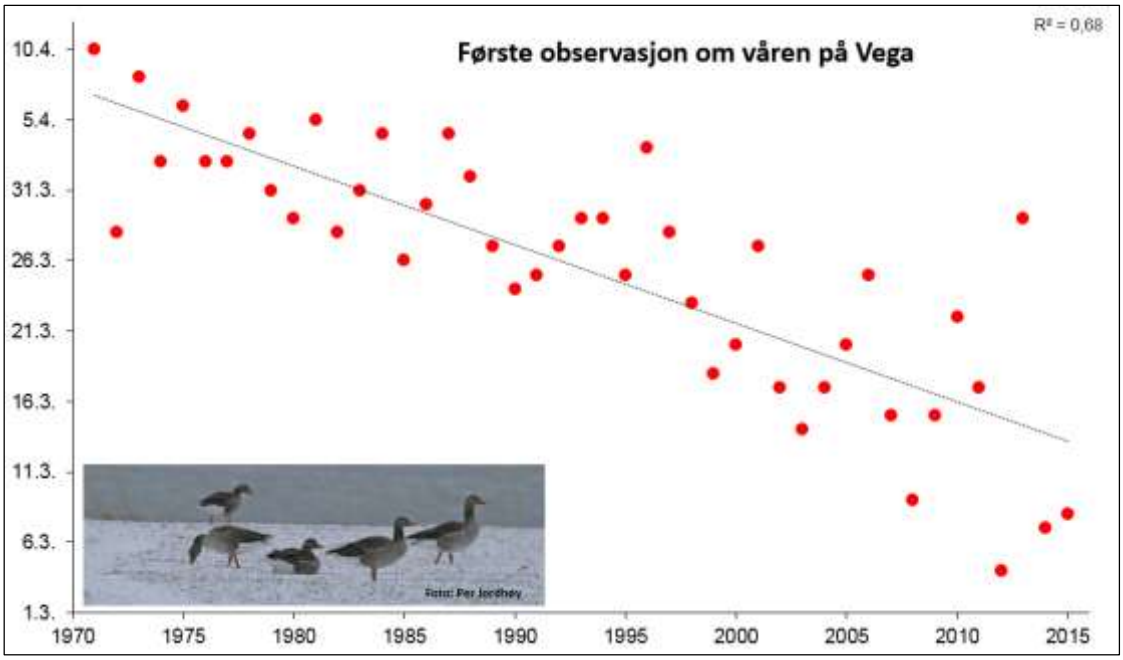
Fenologi / årsrytme
Et problem for en lang og effektiv jakt på grågås, er at den har endret trekk- og hekketiden i så stor grad at mange gjess trekker vekk fra hekkeplassene lenge før ordinær jaktstart 10. august. Dette er en endring som kan skyldes flere faktorer, bl.a. klimaendringer og intens jakt. Grågåsa har endret sin årsrytme slik at vårtrekk, hekking og høsttrekk starter 3-4 uker tidligere enn i de siste 20-30 årene (Pistorius et al. 2006a, A. Follestad upubl. **figur 2.2.2**).

Endringene i årsrytmen gjør at mange gjess fra Vestlandet, Møre/Trøndelag og Sør-Helgeland kan starte trekket lenge før ordinær jaktstart. Det er først og fremst de ikke-hekkende gjessene som trekker så tidlig som i slutten av juli, men familiene eller kullene kan også starte trekket fra månedsskiftet juli/august, selv om de fleste drøyer noe lenger enn de ikke-hekkende.

Det er bortimot to måneders forskjell i hekketidspunkt for gjess som hekker på Østlandet og i Rogaland, der unger kan observeres første uka i april eller rundt midten av måneden, til Finnmark der eggene klekker i første halvdel av juni (noe usikkerhet i forhold til i hvilken grad de har endret hekketidspunktet). Dette gjør det krevende å fastsette tider for jakt og eggsanking.

Endringer i gjessenes årsrytme gjør at de kan komme inn på dyrket mark på et annet tidspunkt i forhold til grasvekst og slått, slik at skadebilde er endret i forhold til tidligere.

Overvintring
Hekkebestanden i Norge overvintret tidligere hovedsaklig i Sør-Spania, men mange fugler drar nå til Nord-Spania eller Nederland (Andersson et al. 2001, Kampe-Persson & Follestad 2003).



***Figur 2.2.2**. Ankomsttider for de første gjessene om våren på Vega i perioden 1970-2015. Grågåsa ankommer nå om lag en måned tidligere. Dette har medført en tilsvarende utvikling i hekketidspunktet for gjessene (J. Antonsen upubl.).*

Det overvintrer grågjess i Norge, i varierende antall og utbredelse (**figur 2.2.1**). Observasjoner av over 50 halsmerkede individer fra den islandske bestanden, viser at dette i stor grad er grågjess som hekker på Island. Til sammenlikning er det bare sett to norske gjess med halsringer i Norge (begge på Jæren) vinterstid. En rekke observasjoner fra innlandstrøk sammenfaller med år det var uvanlig mye islandske grågjess i Norge (Follestad 2006, 2010, Follestad et al. 2012, Follestad in prep.). Disse bør være like jaktbare i Norge som i Skottland og Orknøyene, der de normalt overvintrer.

Intens jakt ved jaktstart, med mange jegere ute, jakt flere dager i strekk og uten store nok friområder, kan medføre at mange gjess trekker sørover etter få dager. Når jegere på Smøla (og andre steder) har opplevd å ikke se gjess noen dager etter jaktstart, har de antatt at de har trukket sørover. Nye data viser imidlertid at en del gjess kan vente lenger med å trekke sørover. Bruk av GPS-loggere på ti gjess på Smøla viste at alle de merkede gjessene fortsatt var på Smøla 1-2 uker etter jaktstart. Men ikke på dyrket mark eller i områder jegerne trodde det kunne være gås da, men på plasser i utmarka der jegerne ikke lette etter gjess.

Når ikke-hekkende gjess kommer inn etter myting, og når ungene begynner å kunne fly, er det fortsatt flere uker til fjærene er ferdig utvokst og gjessene får full flygeevne. Det betyr sannsynligvis at gjessene fortsatt vil være svært sky og forsiktige og vanskelige å komme innpå ved en ekstra tidlig jaktstart. Dette kan gjøre jakta ekstra utfordrende og vanskelig, noe en bør være oppmerksom på når en ut fra flere ulike hensyn vurderer hvor tidlig jakta skal starte.

2.2.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider:
Hele landet med de unntak som nevnes nedenfor **10.8 - 23.12**.

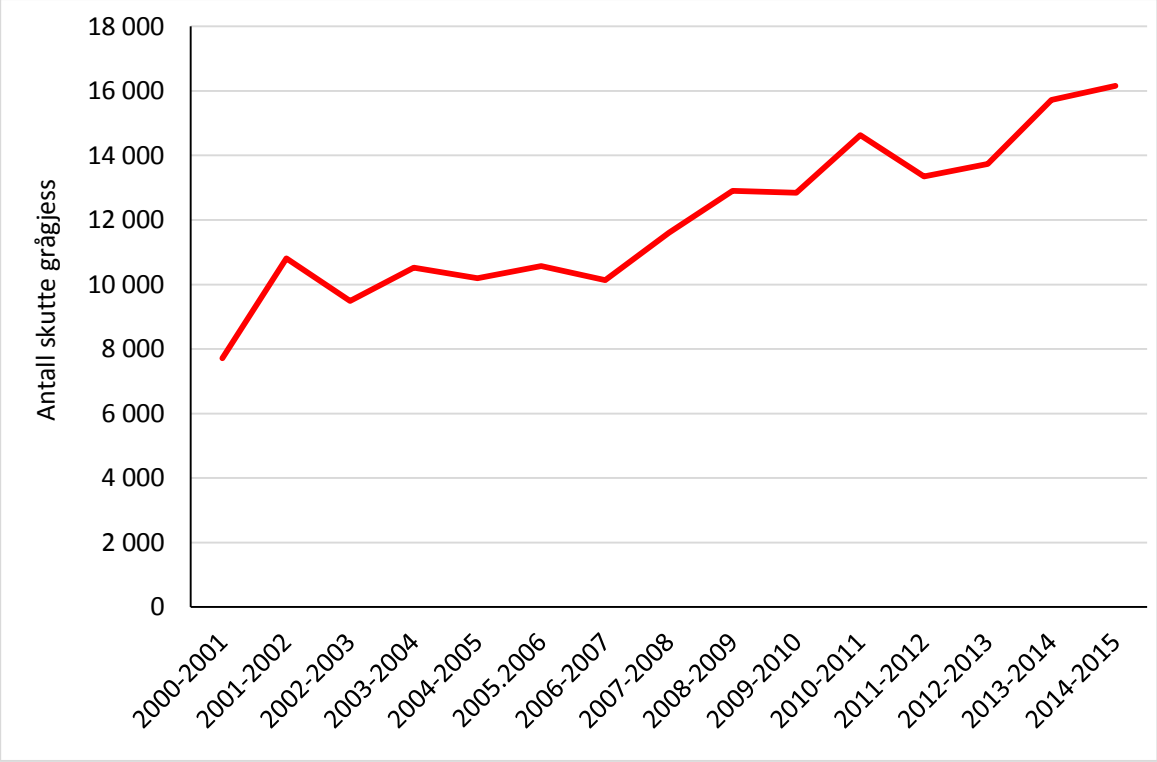
- I Finnmark fylke er jakt kun tillatt i ytre fjordstrøk og kyst med følgende avgrensing: Nord for riksvei 98 fra Smalfjord i Vestertana og landområdet vest for Smalfjord og Tanafjorden til Børselv i Porsanger. Videre nordvest for en rett linje fra Børselv til Ytre Billefjord. Videre nord for E6 fra Ytre Billefjord i Porsanger til Rafsbotn i Alta. Herfra følger avgrensingen rett vest i

en rett linje fra Rafsbotn til Tallvik. Videre nord for E6 fra Tallvik til grense Troms fylke og nordover langs fylkesgrensen: 21.8 - 23.12.
- Troms og Nordland fylker ned til Rana og Rødøy kommuner 15.8 - 23.12.
- Den frie jakten på hav og fjord, jf. Viltloven § 32, fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke; 10.09 - 23.12.

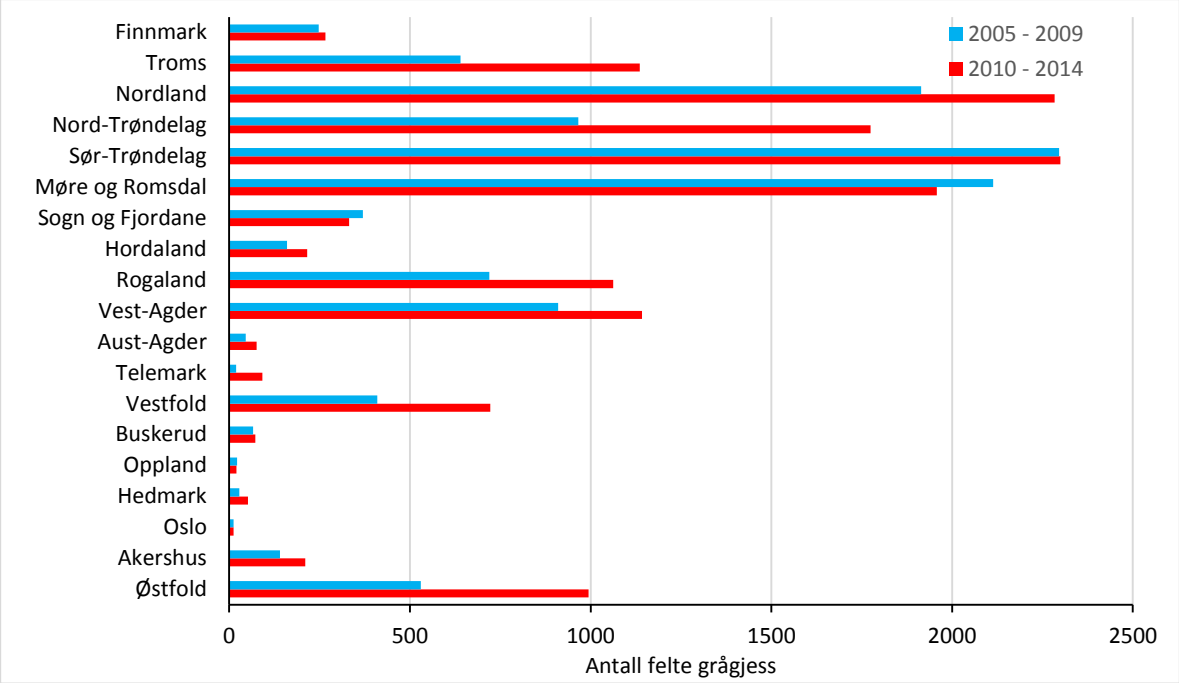
Eggsanking:
Hele landet i tiden til og med 15. april.
- Fylkesmannen kan gi tillatelse til sanking av egg fra grågås utover 15. april i områder hvor dette inngår i en forvaltningsplan for grågås.

Antall felte grågjess har økt jevnt siden 1980-tallet, og det har fortsatt økt etter 2000 (**figur 2.2.3**). Dette gjenspeiler trolig både en reell økningen i bestanden, og at en del kommuner har fått adgang til å starte jakta tidligere. Variasjoner i antall felte gjess for ulike fylker kan også gjenspeile en endring av trekkrutene for norske grågjess. Flere trekker nå sørover over indre strøk, mer eller mindre langs samme rute som kortnebbgjessene, slik at fordeling og antall rastende gjess kan ha endret seg noe. I Nord-Trøndelag kan antall rastende grågjess nå overstige 12 000 individer (A. Follestad upubl.). Dette gjenspeiles bl.a. ved en betydelig økning i antall felte grågjess i Nord-Trøndelag i 5-årsperioden 2010-2014 sammenlignet med foregående 5-årsperiode (**figur 2.2.4**). mens antall felte gjess har vært stabilt i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag (**figur 2.2.4** og **figur 2.2.5)**.

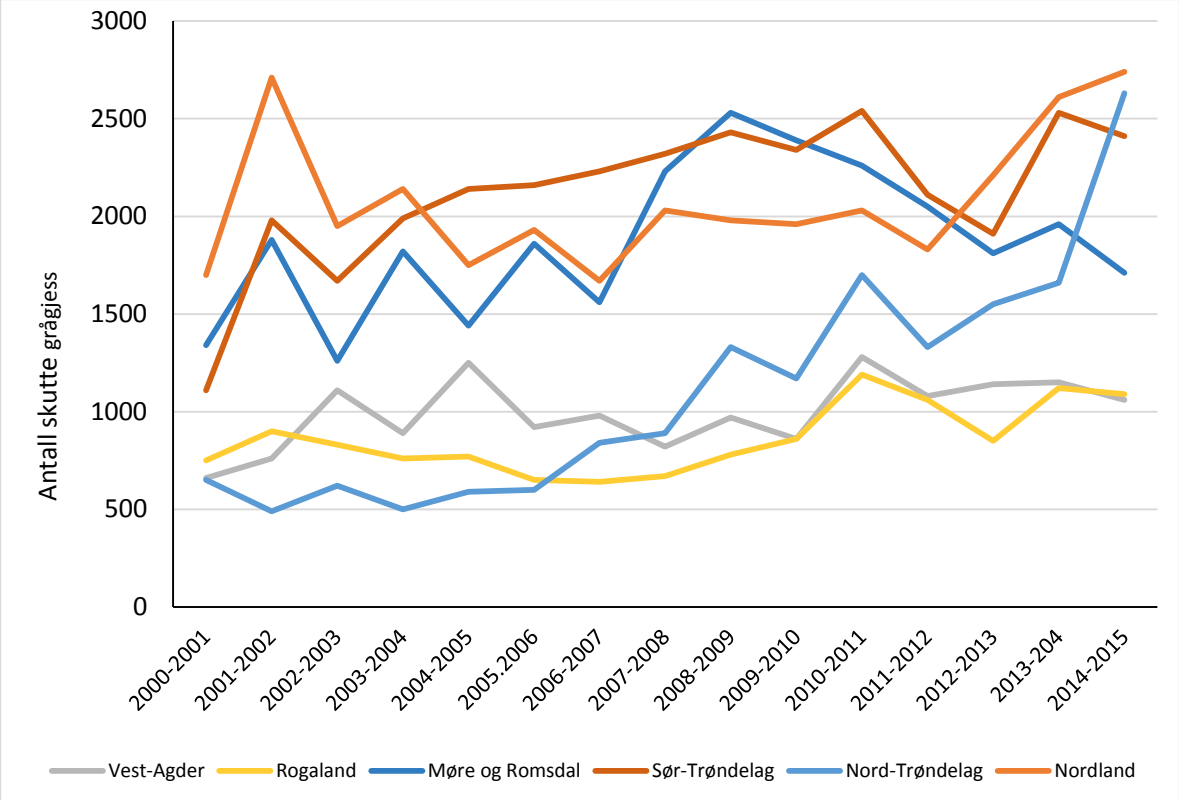
Økningen i antall felte gjess har vært relativt størst på Østlandet (**tabell 2.2.1**). Økte fellingstall spesielt i Østfold og Vestfold kan sannsynligvis tilskrives en økning i lokale hekkebestander, flere rastende gjess og større fokus på jakt på gjess (Norges Bondelag 2015). Det felles likevel fortsatt flest gjess i Midt-Norge, selv om det lokalt kan være høye fellingstall i noen kommuner i andre fylker (**figur 2.2.6**).



Figur 2.2.3. *Antall skutte grågjess på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



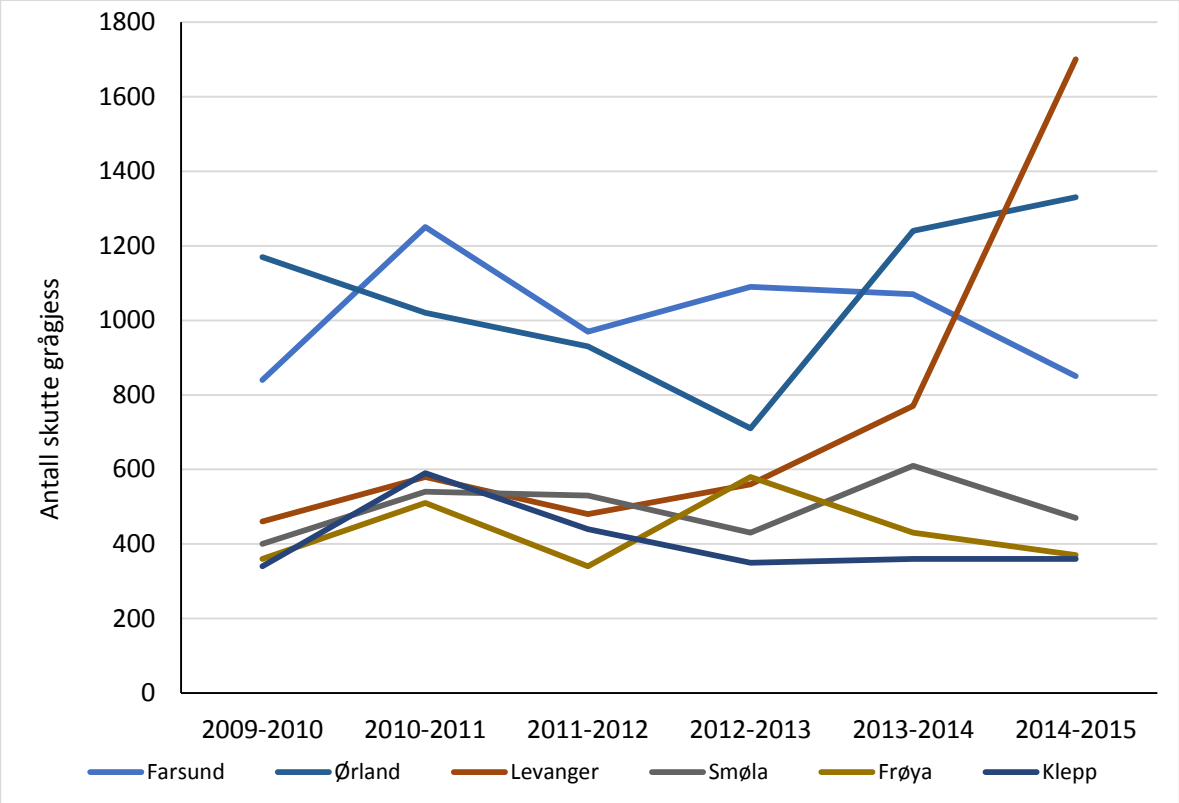
***Figur 2.2.4**. Gjennomsnittlig antall skutte grågjess i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.2.5**. Antall skutte grågjess fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte gjess er høyest. Data er hentet fra SSB.*

Tabell 2.2.1. Endringer i antall felte grågjess i ulike kystavsnitt i periodene 2005-2009 og 2010-2014.

	2005-2009	2010-2014	%-vis endring
Nord-Norge (Nordland - Finnmark)	2802	3686	31,5
Midt-Norge (Møre og Trøndelag)	5376	6032	12,2
Sør- og Vestlandet (Agder til Sogn & Fj.)	2206	2828	28,2
Østlandet (f.o.m. Telemark)	1227	2174	77,2
Sum	11611	14720	26,8



Figur 2.2.6. *Antall skutte grågjess fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte gjess er høyest. Data er hentet fra SSB.*

Kommuner med størst antall felte grågjess (**figur 2.2.6**), er i noen tilfeller (som Lista, Ørland og Klepp) kommuner som både kan jakte på egne lokale hekkebestander og på trekkende fugler som raster senere (gjerne kommuner med store arealer med dyrket korn). I noen kommuner kan man da jakte på rastende gjess over en lang periode, eller jakte på overvintrende islandske gjess etter at disse kommer til Norge – som regel- i løpet av november.

2.2.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Hvordan øke interessen for gåsejakt

Norges Bondelag (2015) har nylig gitt ut en veileder om tilrettelegging av jakt på gjess. Tanken er å øke interessen for gåsejakt for derved å kunne øke uttaket av gjess gjennom ordinær jakt. Forsøk på Smøla fra 2013 med jakt på enkeltdager ved tidlig jaktstart (26 juli i henhold til lokal forvaltningsplan) synes i så måte lovende. Det er for tidlig å vurdere om nye forsøk i 2015 i flere

kommuner på Helgelandskysten, der de får prøve med kveldsjakt under tidligjakta, vil bli vellykket.

Det vil være av interesse å se hvordan antall gåsejegere har endret seg, for å se om og i så fall i hvilken grad det kan ha vært en nedgang i antall gåsejegere i ulike fylker, og hvordan dette eventuelt kan endre seg med bedre tilrettelegging m.m. for gåsejakt.

Eggsanking
Eggsanking kan foregå både som høsting (matauke) og for å redusere en bestand. Eggsanking er i dag tillatt frem til 15 april, men kan utvides når den skjer som en del av en lokal forvaltningsplan. Denne datoen er tilpasset eggleggingstidspunkt for deler av Sør-Norge, men ikke for Nord-Norge. På Østlandet og i Rogaland kan de første ungene klekkes før 15. april, med egglegging så tidlig som i første uka av mars. Egg som plukkes inntil denne datoen, vil derfor neppe være egnet som mat. I Nord-Norge kan eggleggingen starte i første halvdel av mai eller senere. Av egg som ble plukket i Varangerfjorden 28. mai 2015, klekte det første egget 5. juni. Det bør derfor vurderes hvilke frister som skal settes for ulike deler av landet, basert på eksisterende kunnskap om variasjoner i hekketidspunktet. Et alternativ kan være å tillate eggsanking hele sesongen.

Det plukkes og punkteres i dag et stort antall gåseegg for på kort sikt å få ned antall unger som klekkes og på lang sikt redusere hekkebestanden. Det er imidlertid ingen forvaltningsplaner så vidt oss kjent som har satt et bestandsmål for dette tiltaket eller foreslått tiltak for å studere effekten av det. Dette burde være gjort dersom en skal kunne anbefale dette tiltaket videre som en del av forvaltningen av både grågås og kanadagås.

Skadefelling
En rekke kommuner gir i dag bønder anledning til å felle skadegjørende gjess («skadefelling») etter søknad. I mange tilfeller skjer dette ikke i henhold til skadefellingsforskriften, som bl.a. sier at andre skadeforebyggende eller -begrensende tiltak skal være prøvd ut før det gis løyve til skadefelling, og at den ikke skal benyttes som bestandsregulerende tiltak. I noen få kommuner foreligger det statistikk over antall felte gjess om våren og forsommeren, hvor denne kan sammenholdes med lange tidsserier over bestandsutviklingen. Dette viser at det må felles et betydelig antall skadegjess, for at det skal ha en effekt på bestanden (Follestad in prep.).

I en lokal forvaltningsplan for Søre Sunnmøre er det tatt til orde for og innarbeidet et nytt begrep, reduksjonsfelling. Den praktiseres langt på vei som skadefelling, men har som klar målsetting at en bestand skal reduseres. I en lokal forvaltningsplan kan dette være et aktuelt tiltak på kort sikt, f.eks. i 1-3 år avhengig av hvor stor bestanden er, sammen med andre tiltak som eggsanking, for å få redusert hekkebestanden til et nivå der andre tiltak kan være effektive nok til å holde bestanden rundt ønsket nivå.

For de kommunale landbrukskontorene synes også «reduksjonsfelling» å være en bedre benevnelse, ettersom det i praksis gjøres i dag. For dem og for gårdbrukerne er det lite tilfredsstillende å måtte operere i grenseland og på feil side av en forskrift for at skadene ikke skal bli uakseptable (J.-O. Aarsæther pers. medd.).

Havørn
Havørn som etablerer seg i et myteområde kan medføre at gjessene raskt eller etter noen år prøver å finne nye og tryggere myteområder. Havørn kan stresse gjessene mye, og mange daglige panikkartede rømminger ut mot åpent hav kan medføre et økt energiforbruk. Økt kunnskap om hvilke effekter en økende havørnbestand kan få for både lokale hekke- og mytebestander, er ønskelig som bakgrunn for lokale forvaltningsplaner.

Måloppnåelse i lokale forvaltningsplaner
En rekke planer beskriver flere tiltak for å begrense skadeomfang på dyrket mark, og for å legge til rette for en bedre og mer effektiv jakt. Men vi vet ikke om det eksisterer noen form for

overvåking som kan vise om tiltakene er effektive i forhold til målsettingen. Det burde derfor utarbeides enkle opplegg for overvåking av bestandsutvikling, reproduksjon og jaktutbytte som kan benyttes av lokale personer der dette er ønskelig.

2.2.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det skjer mange endringer for grågåsa i forhold til bestandsøkning og utbredelse, hekkebestand, mytebestand, fenologi, trekkruter, overvintring og forvaltningsmessig i forhold til tiltak mot beiteskader og jakt/jaktorganisering. Dette tilsier at det fortsatt er behov for bestandsovervåking og studier av bl.a. trekkforhold gjennom videre halsmerking og ved bruk av GPS-loggere. GPS-loggere kan gi detaljert informasjon om gjessenes reaksjoner på skremmetiltak for å redusere beiteskader og jaktutøvelsen.

Antall rastende gjess i Gaulosen og på Innherred i Trondheimsfjorden viser at mange grågjess raster her, hovedsakelig fra månedsskiftet august/september og ut oktober. De siste årene er antall rastende gjess i Gaulosen halvert (fra 6000 på de meste), mens antall rastende på Innherred har økt til over 13 000 (Follestad i manus**)**. Vi vet lite i dag om hvilke gjess som raster i Trondheimsfjorden, selv om vi har sett at en del halsmerkede gjess har kommet fra Troms, og hvorfor disse endringene i antall har skjedd. Dermed kan vi ikke si noe om mulige lokale bestandsmessige effekter av den jakta som foregår der. Tilsvarende er det for flere områder på Østlandet, der vi ikke vet om det kommer gjess fra f.eks. Danmark eller Sverige for å myte i Vestfold (Follestad & Soglo 2011, Follestad 2012).

Vi vet lite om hvordan endringen i mytebestanden kan påvirke både lokale beiteskadeproblemer (Follestad 2010) og jaktmuligheter. Endringen i mytebestanden rundt Smøla synes helt klart å ha påvirket jaktmulighetene inne på Smøla, ettersom mange ikke-hekkende gjess trakk fra skjærgården og inn på hovedøya. Vi har sett at i år med svært lite mytende grågjess langs kysten, har dette påvirket jakta negativt i kommuner med tradisjonelt mange mytende grågjess å jakte på (Follestad 2010).

Aldersfordeling i jaktutbyttet
Tidspunktet for jaktstart kan i stor grad påvirke hvilke aldersgrupper av grågås det jaktes på. På Smøla i 2013, med jaktstart 26. juli, utgjorde ungfugler den klart største andelen, med hele 51 % av det totale antallet (**tabell 2.2.2**). En slik aldersfordeling er helt i tråd med målsettingene med en tidlig jaktstart - å øke antall felte ungfugler. På Vega startet jakta 10. august og andelen årsunger som ble skutt var langt høyere enn på Smøla -52 % mot 14 %. Dette indikerer at det på Vega ble felt klart flest hekkende fugler, derav mange foreldrefugler. Vi vet ikke effekten av at en feller en eller begge foreldrefugler i et kull, men det må antas at ungene får reduserte sjanser til å klare seg gjennom trekk og overvintring, særlig dersom hannen felles.

Jaktmodeller hvor jakta starter tidlig med jakt bare på enkeltdager under første del av jakta, kan medvirke til at det felles flest ungfugler.

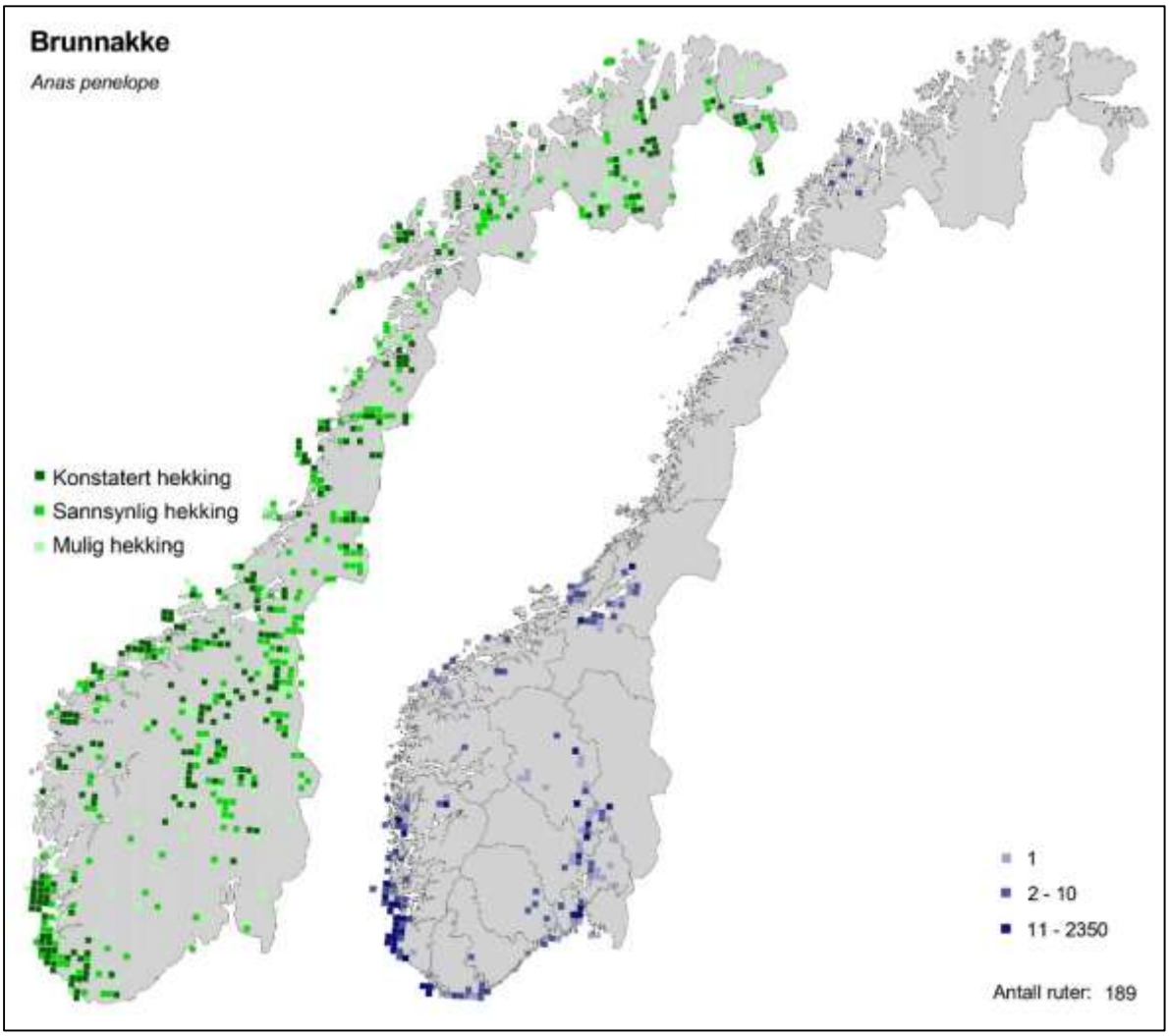
Tabell 2.2.2*. Alderssammensetning i jaktmaterialet på Smøla og Vega i 2013, med jaktstart hhv. 26. juli og 10. august.*

	Smøla	**Vega**
Eldre gjess	35	28
Ungfugler	51	20
Årsunger	14	52

2.3 Brunnakke (*Anas penelope*)

I Norge hekker brunnakken spredt i våtmarksområder i store deler av landet. Både i grunne små- og mellomstore innsjøer med rik undervannsvegetasjon i lavlandet, i våtmarker i fjellet, samt langs kysten særlig på Sør-Vest-landet. Den norske hekkebestanden trekker ut av landet når ferskvann og elver fryser til, og trekket er antatt å gå sør- og vestover til De britiske øyer, Nederland, Belgia og Frankrike. Bare i den sørvestre delen av landet kan arten overvintre i betydelige antall, men dette varierer i forhold til snø- og isforholdene.

2.3.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.3.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende brunnakke i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

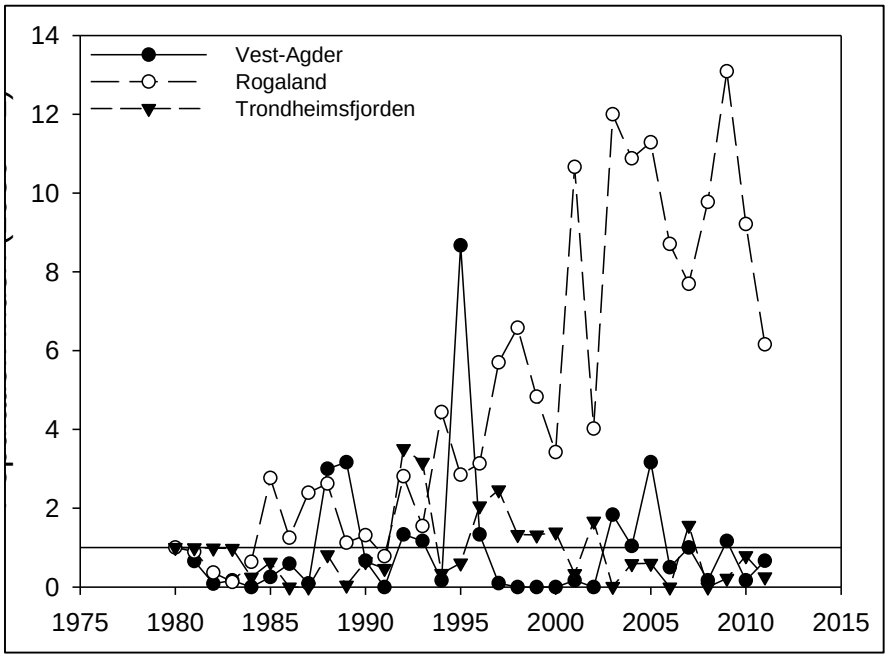
Som vist i **figur 2.3.1** hekker brunnakken spredt i store deler av landet, fra kyst til høyfjell. De fleste av våre brunnakker trekker ut av landet om vinteren, men en del individer kan overvintre både langs kysten og i åpent vann i innlandet (**figur 2.3.1**).

Gjershaug et al. (1994) estimerte den norske bestanden av brunnakke i perioden 1970-1990 til 3000-6000 hekkende par. Det ble ikke angitt bestandsestimater for hvert land av BirdLife International (2004). Den norske hekkebestanden er nå anslått til å være 5000-15000 par (Shimmings & Øien 2015). Det er her tatt utgangspunkt i en tetthet på 0,5-1,5 par/km^2 (Ottosson et al. 2012), og at ca. en fjerdedel av våtmarksområdene i Norge er egnet som hekkehabitat for brunnakke. Dette estimatet er muligens for høyt, men det mangler gode data om lokale hekkebestander og utviklingen i bestanden i Norge.

Ettersom det ikke finnes noen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for hekkebestanden av brunnakke. Den er imidlertid vurdert til å ha vært relativt stabil i siste 10- til 15-års periode av Shimmings & Øien (2015).

Høsttrekket foregår når ferskvann og elver fryser til, med en topp i september/oktober. Hannene forlater ofte hekkeplassene tidlig. Det har vært antatt at mange norske fugler overvintrer i Nederland, Belgia og Frankrike, men at en del trekket over til Storbritannia. Men det er få gjenfunn som kan bekrefte dette (Bakken et al. 2003). Bare i den sørvestre delen av landet kan arten overvintre i betydelige antall, men dette varierer i forhold til snø- og isforholdene (**figur 2.3.1**). Det er antatt at mange fugler fra nordlige deler av Skandinavia og Sibir trekker gjennom Norge. Det kan dermed jaktes på egne og andre bestander i løpet av høsten.

Et tilstrekkelig antall brunnakker overvåkes gjennom årlige tellinger i Vest-Agder, Rogaland og Trondheimsfjorden til at bestandstrender kan beregnes (**figur 2.3.2** og **tabell 2.3.1**). Opptil 1500 brunakker er talt, de aller fleste i Rogaland, hvor bestanden har vært økende med, i gjennomsnitt 10,9 % pr år, over perioden 1980-2011. De siste årene har bestanden her imidlertid vært relativ stabil, men med store årlige variasjoner. **Tabell 2.3.1** viser en tilsynelatende sterk årlig tilbakegang for brunnakke i Vest-Agder, men denne endringer er ikke statistisk signifikant.



Figur 2.3.2. *Bestandsutvikling for overvintrende brunnakke i flere områder som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler (data fra www.seapop.no). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 1.*

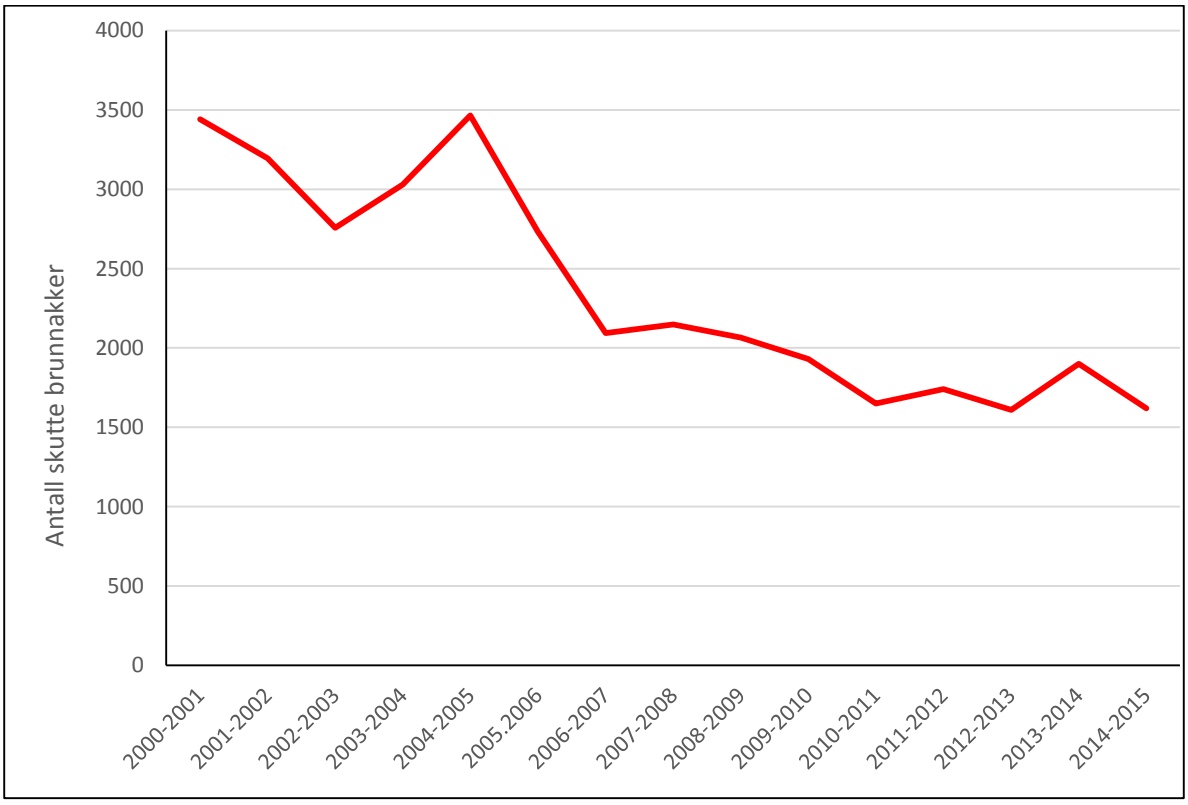
Tabell 2.3.1. *Bestandsutvikling for overvintrende brunnakke i noen overvåkingslokaliteter for sjøfugler.*

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Vest-Agder	1980-2011	32	7,14	0,304
	2002-2011	10	-82,17	0,471
Rogaland	1980-2011	32	10,9	0,0004
	2002-2011	10	1,44	0,475
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	-0,7	0,548
	2002-2011	10	-5,65	0,229

2.3.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

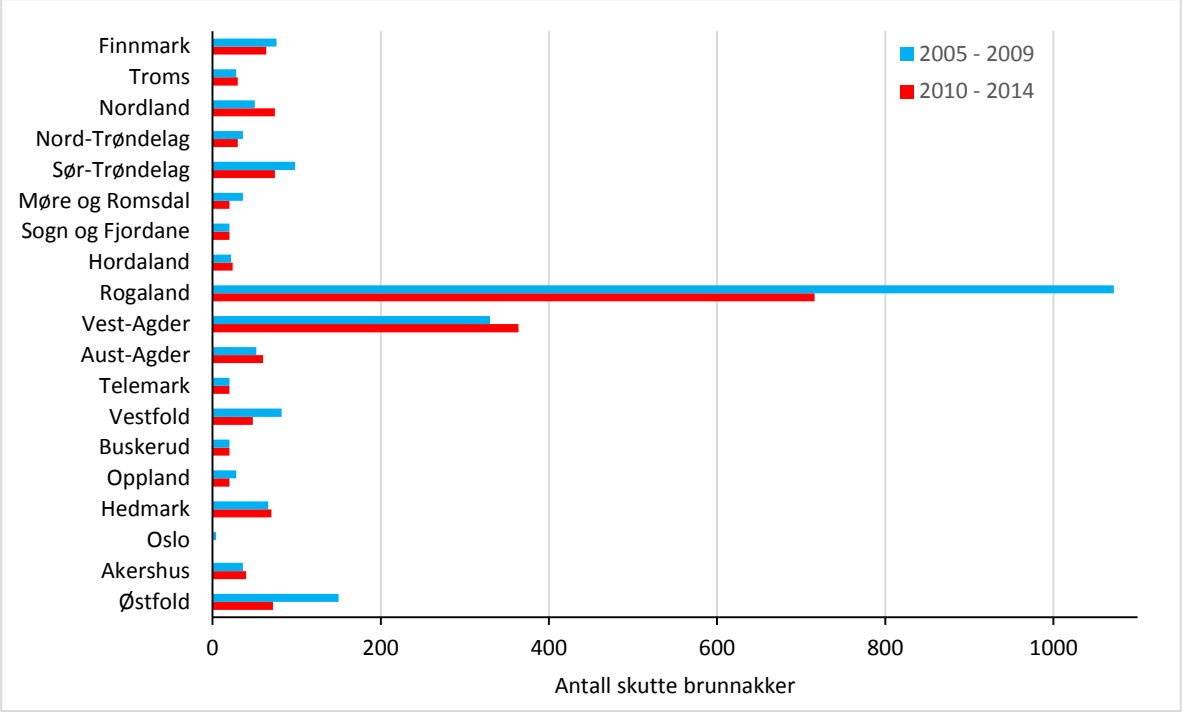
Gjeldende jakttider: Hele landet med det unntak som nevnes nedenfor: **21.8 - 23.12**.

- Den frie jakten på hav og fjord, jf. Viltloven § 32, fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke 10.9 - 23.12.

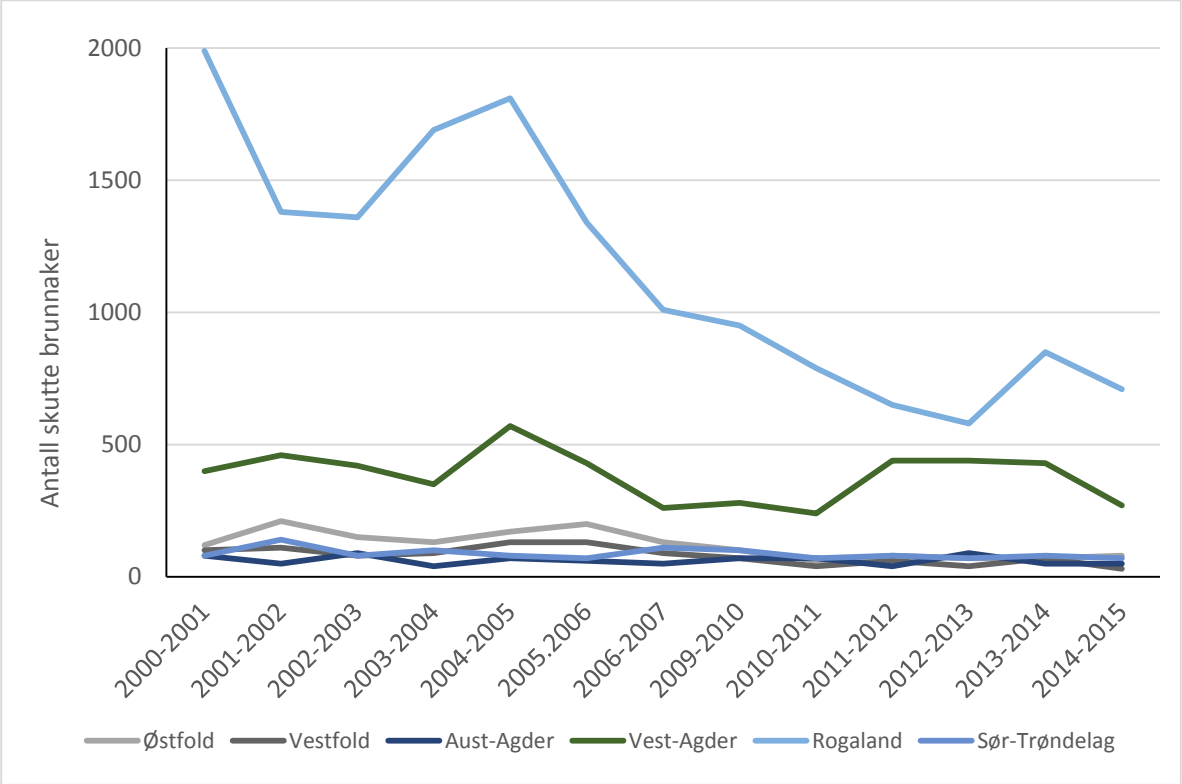


Figur 2.3.3. *Antall skutte brunnakker på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*

Jaktstatistikken viser at det de siste 10 årene har blitt felt under 2000 brunnakker årlig i Norge, og at det har vært en klar nedgang fra årene etter 2000 (**figur 2.3.3)**. Det skytes flest brunnakker i Vest-Agder og Rogaland. Gjennomsnittlig antall skutte brunnakker i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014 har vært noenlunde stabilt i Vest-Agder, mens det har gått ned i Rogaland. For de andre fylkene er antall felte brunnakker lave og relativt stabile mellom de to femårsperiodene (**figur 2.3.4**). Det samme mønsteret finner vi gjennom hele perioden 2000-2014 (**2.3.5**).



***Figur 2.3.4**. Gjennomsnittlig antall skutte brunnakker i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.3.5**. Antall skutte brunnakker fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.3.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det finnes ingen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, og derfor finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for brunakke.

Av en estimert hekkebestand på 5000 -15 000 par felles det årlig i underkant av 2000 individer årlig i Norge. To av tre brunnakker felles på Sør- og Vestlandet der det også synes å hekke en god del par (**figur 2.3.1**). Det mangler imidlertid gode data på lokale bestander, så estimatene er usikre. Det er også et åpent spørsmål om i hvor stor grad de overvintrende brunnakkene stammer fra lokale hekkebestander eller trekkende fugler fra andre deler av landet eller andre land. Det er dermed vanskelig å vurdere om det relativt store uttaket på Sør- og Vestlandet kan ha en effekt på lokale hekkebestander, og dermed hvilken effekt jakta kan ha for bestandsutviklingen av arten. Effekten av et jaktuttak på nær 2000 kan være vesentlig forskjellig om bestanden er rundt 5000 par (laveste estimat) enn om den er rundt 15 000 par (høyeste estimat)

Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid. Den har økt i både Rogaland og Vest-Agder om en ser på perioden 1980-2011, men vært stabil i den siste perioden. Det er dermed ikke noe som klart skulle tilsi at jakta er en betydelig negativ faktor for bestandsutviklingen for brunnakke i Norge.

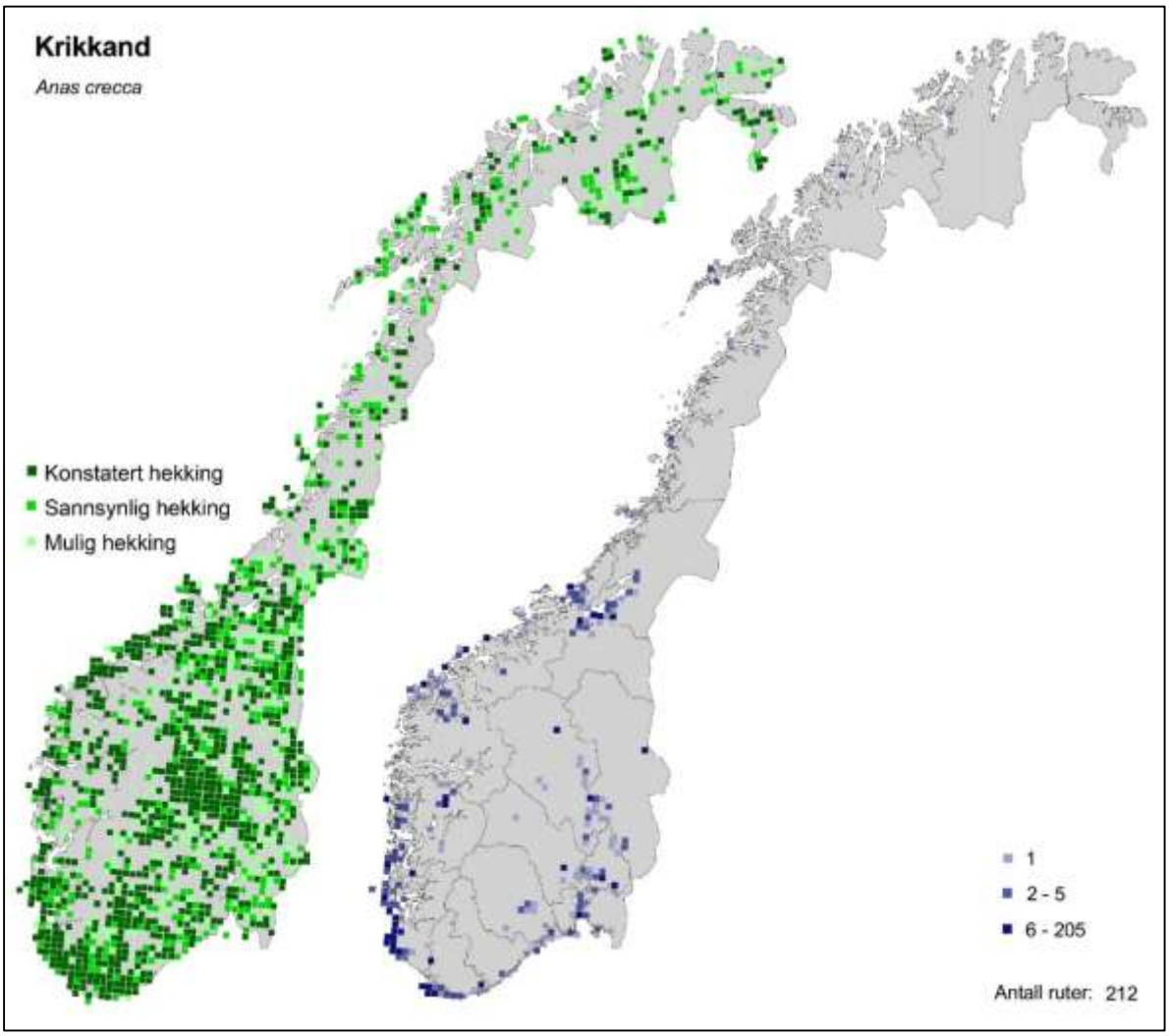
2.3.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det er ønskelig med bedre data om både størrelse og utvikling for lokale hekkebestander,

2.4 Krikkand (*Anas crecca*)

I Norge hekker krikkanda vanlig i større deler av landet, særlig i næringsrike innsjøer i lavlandet men også i fjellet. Arten er i hekketiden knyttet til ferskvann. Våre fugler overvintrer i Vest-Europa. Da det ikke finnes noen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for krikkand. Hekkebestanden er imidlertid vurdert til å ha vært relativt stabil i siste 15-årsperiode.

2.4.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.4.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) krikkand i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 - 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

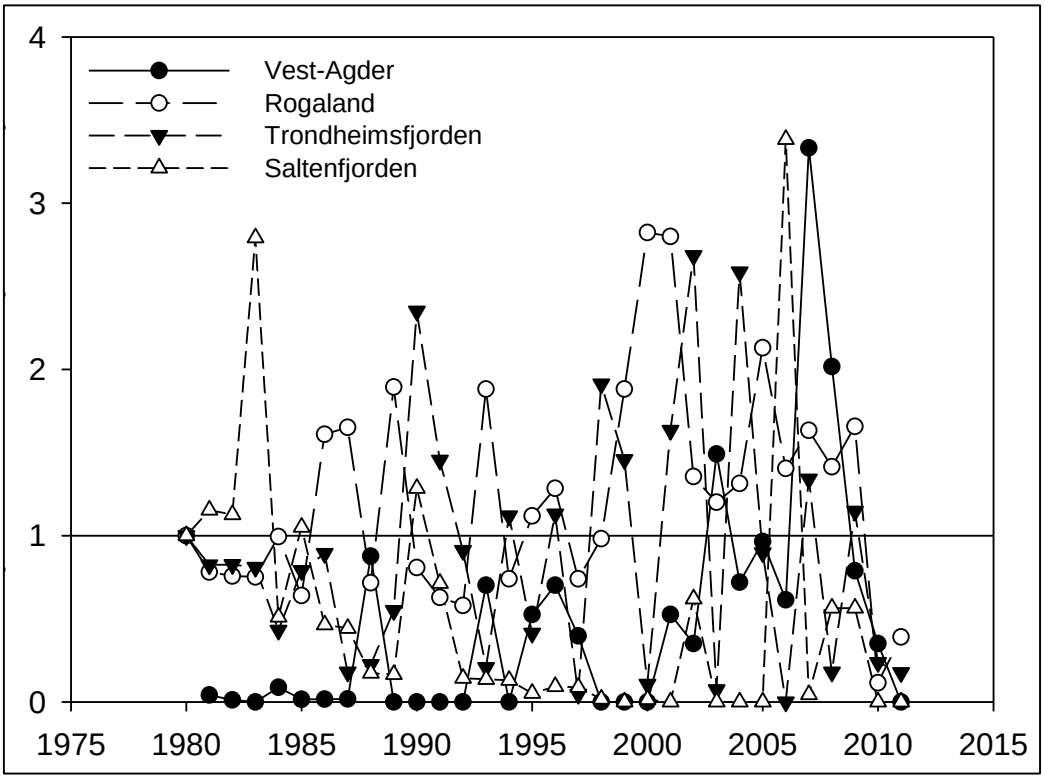
Som vi ser av **figur 2.4.1** hekker krikkanda vanlig over hele landet fra kyst til langt opp i fjellet. De aller fleste krikkendene trekker ut av landet om vinteren, men noen overvintrer fra Trøndelag og sørover, hovedsakelig i kystnære områder eller åpent ferskvann på Østlandet (**figur 2.4.1**).

Gjershaug et al. (1994) estimerte den norske hekkebestanden av krikkand i perioden 1970-1990 til 30 000-50 000 par. Ti år senere ble bestanden antatt å være stabil og bestandsestimatet forble uendret (BirdLife International 2004). Den norske hekkebestanden er nå anslått til å være 20 000-30 000 par (Shimmings & Øien 2015).

Dette estimatet er basert på en ekstrapolering av grove anslag for bestandsestimater foretatt av NOF i sine respektive fylker, og noen publiserte fylkesvise estimater (se referanser i Shimmings & Øien 2015). Det er estimert å være 150-300 par i Sogn og Fjordane, 400-600 par i Vest-Agder, 800-1000 par i Aust-Agder, 200-2000 par i Telemark, 750-1500 par i Buskerud, 1000-1500 par i Oppland, 50-150 par i Oslo og Akershus og 300-700 par i Østfold.

Hekkebestanden er imidlertid vurdert til å ha vært relativt stabil i siste 15-årsperiode, så et lavere estimatet nå antas å skyldes at det nye er noe mer nøyaktig enn det forrige (Shimmings & Øien 2015).

Høsttrekket strekker seg over en forholdsvis lang periode, selv om det er en topp i september-oktober. Fuglene begynner å trekke sørover allerede i overgangen juli/august. I løpet av høsten og vinteren sprer de norske krikkendene seg over en stor del av Vest-Europa (Bakken et al. 2003).



***Figur 2.4.2**. Bestandsutvikling for overvintrende krikkand i noen overvåkingslokaliteter for sjøfugler (data fra www.seapop.no). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 1.*

***Tabell 2.4.1**. Bestandsutvikling for overvintrende krikkand i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler*.

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Vest-Agder	1980-2011	32	38,83	0,112
	2002-2011	10	-29,8	0,425
Rogaland	1980-2011	32	0,29	0,461
	2002-2011	10	-15,54	0,093
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	0,21	0,514
	2002-2011	10	-17,78	0,138
Salten	1980-2011	32	-2,42	0,068
	2002-2011	10	-2,69	0,463

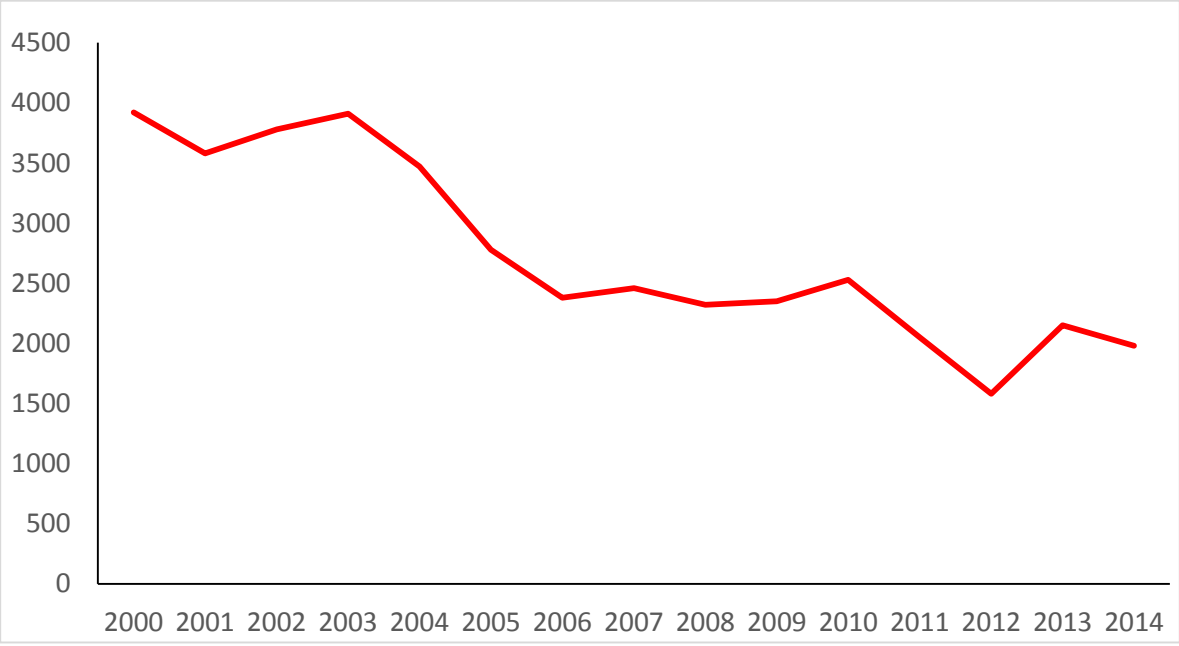
Et tilstrekkelig antall brunnakker overvåkes gjennom årlige tellinger i Vest-Agder, Rogaland, Trondheimsfjorden og Saltenfjorden til at bestandstrender kan beregnes (**figur 2.4.2** og **tabell 2.4.1**). Resultatene er ikke entydige, men de siste ti årene synes det å være en tendens til nedgang flere steder.

En økning i Vest-Agder over hele perioden 1980-2011 kan indikere en økning av overvintrende krikkender lengst sør i landet. Det er ikke kjent hva som kan være årsaken(e) til dette, men klimaendringene kan være en medvirkende faktor. Det er ikke mulig å antyde om dette kan få en effekt på jaktuttaket utover høsten og tidlig vinter.

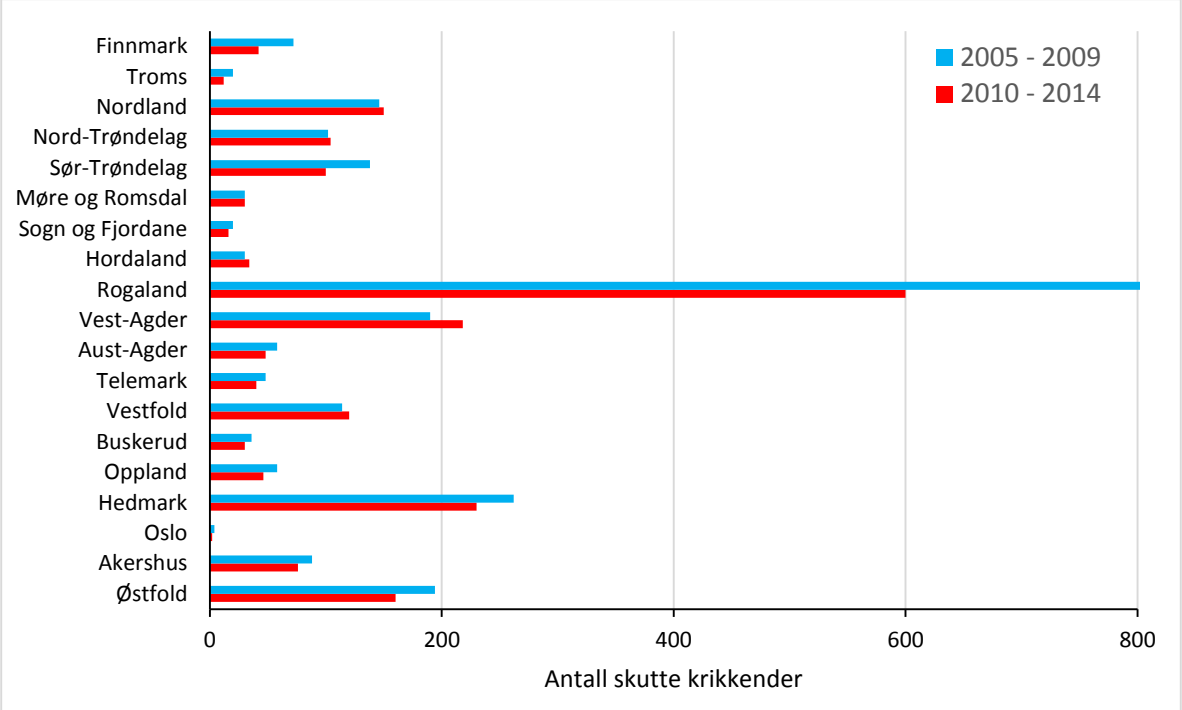
2.4.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet med det unntak som nevnes nedenfor: **21.8 - 23.12.**

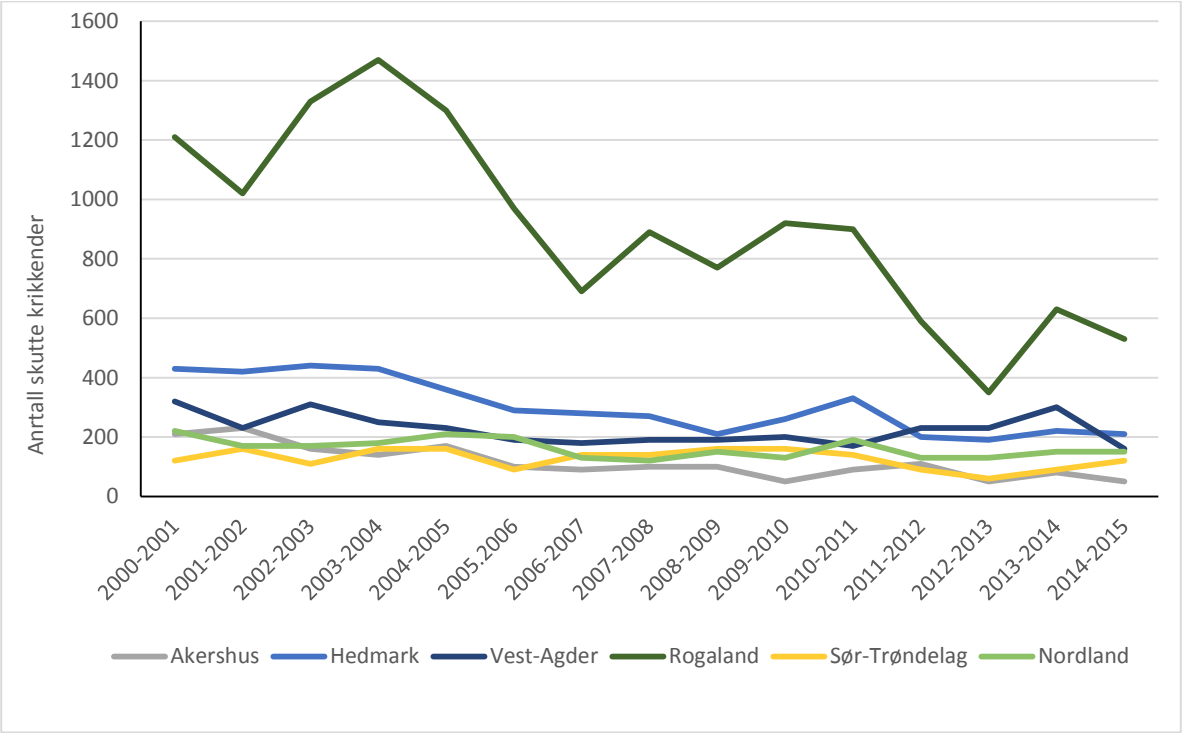
- Den frie jakten på hav og fjord, jf. Viltloven § 32, fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke: 10.9 - 23.12.



***Figur 2.4.3.** Antall skutte krikkender på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*

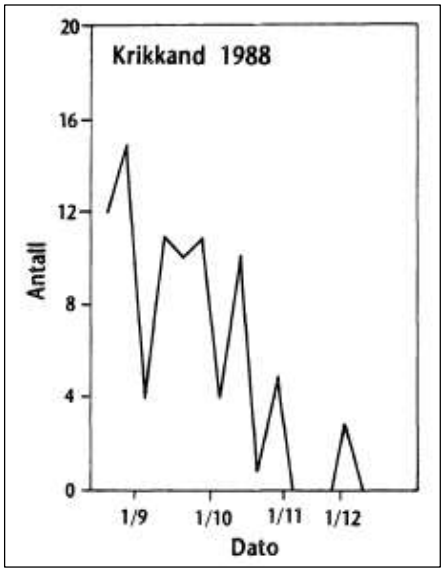


***Figur 2.4.4**. Gjennomsnittlig antall skutte krikkender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.4.5**. Antall skutte krikkender fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

Jaktstatistikken viser at antall felte krikkender i Norge har sunket fra et nivå rundt 4000 individer årene like etter årtusenskiftet, til et nivå på rundt 2000 de siste årene (**figur 2.4.3**). Det felles krikkender i de fleste fylkene, men flest i Rogaland (**figur 2.4.4**). Gjennomsnittlig antall skutte krikkender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014 viser en relativt stor nedgang i siste periode i forhold til første i Rogaland, mens for de andre fylkene er det praktisk talt ingen forskjell (**figur 2.4.4**). Nedgangen i antall felte fugler i Rogaland er også tydelig når en ser på hele perioden 2000-2014 (**figur 2.4.5**).



Et prosjekt med innsamling av vinger av andefugler som ble felt under jakta i 1988, viste at de fleste krikkendene ble felt i august, september og tidlig oktober (**figur 2.4.6**). Det er ikke kjent hva som er årsaken(e) til dette, jfr. også tilsvarende figurer for stokkand, som viser at flest vinger ble samlet inn i samme periode. Brunnakke, derimot, viser en tidsmessig fordeling av vinger som er mer lik resultatene for kvinand. Det er ikke kjent i hvilken grad krikkand jaktes før den forlater hekkeområdene, under trekket eller først når den har nådd overvintringsområdene.

Figur 2.4.6. *Tidsmessig fordeling av vinger fra krikkand, felt i jaktsesongen 1988 (fra Jordhøy & Kålås 1989).*

2.4.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det finnes ingen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, og derfor finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for krikkand. Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid. Vi vet imidlertid lite om hvor stor del av overvintringsbestanden som utgjøres av norske fugler, og dermed hvilken effekt jakta kan ha for bestandsutviklingen av arten.

Det felles i overkant av 2000 krikkender i Norge, av en hekkebestand vurdert til 20 000-30 000 par (**kap 2.4.1**). Det foreligger ingen populasjonsdynamiske studier som kan belyse hvilken effekt dette jaktuttaket i Norge betyr for bestandsutviklingen i Norge.

Ringmerkingsfunn viser at mange krikkender periodevis trekker ut av landet, hovedsakelig i september-oktober (Bakken et al. 2003). Krikkanda er der utsatt for et stort jakttrykk, og de fleste gjenfunn utgjøres av fugler skutt under jakta. Hele 56 av 61 gjenfunn rapportert som «drepte», er fra utlandet (Bakken et al. 2003). Fordi fellingsstatistikker mangler i mange land, gir dette lite informasjon om hvor mange norske krikkender som blir skutt i løpet av et år.

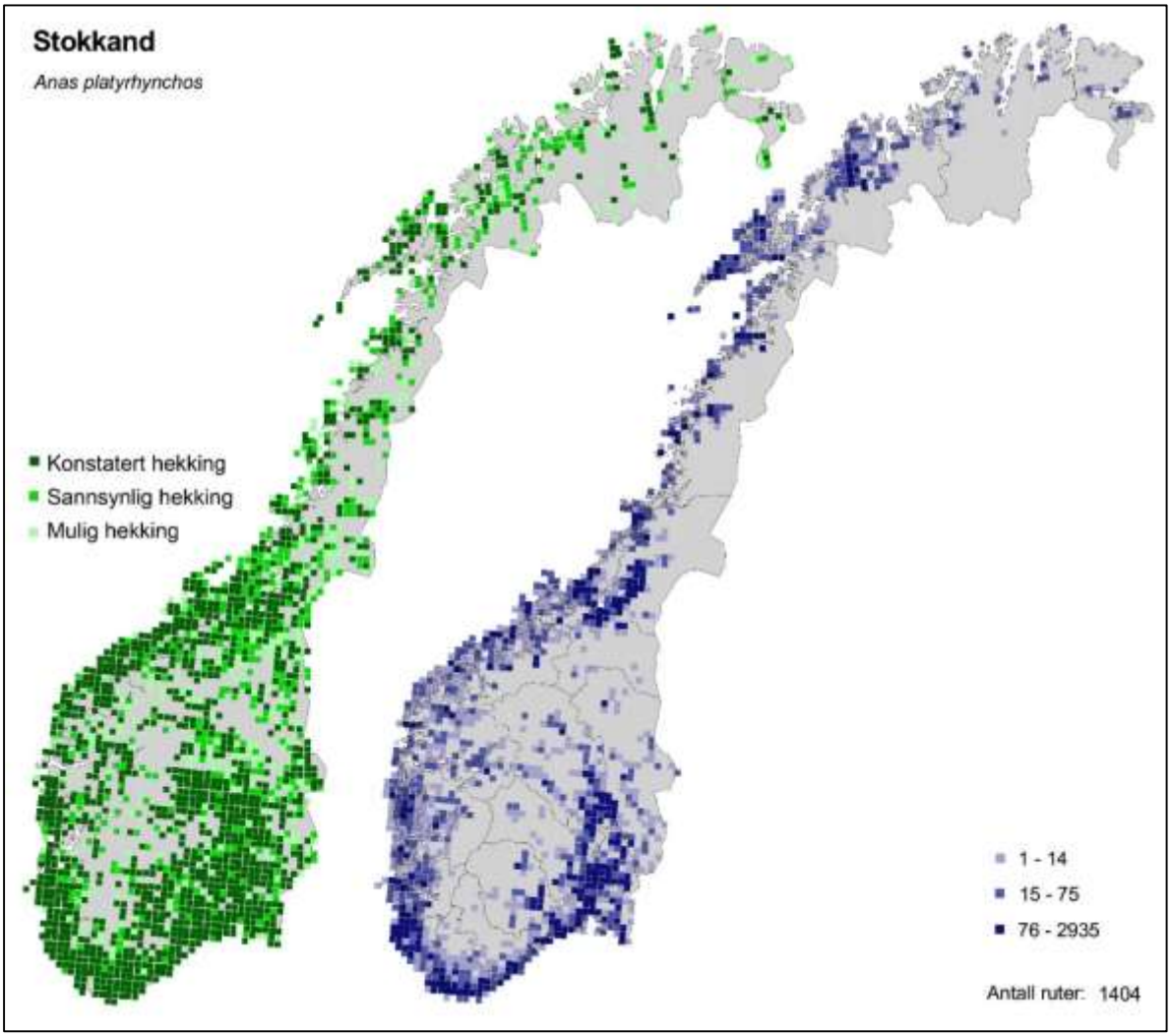
2.4.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

For å bedre forvaltningen av krikkanda i Norge er det behov for pålitelige fellingsstatistikker fra inn- og utland samt populasjonsstudier som kan vise hvilken betydning det samlede jaktuttaket i Norge og andre land kan ha for vår hekkebestand. Ettersom det ikke er noen tegn til nedgang i bestanden, og jaktuttaket er noenlunde stabilt, synes det ikke å være behov for omfattende endringer i jakttidsbestemmelsene i Norge.

2.5 Stokkand (*Anas platyrhynchos*)

Stokkanda er vår desidert vanligste gressand. I Norge hekker den i store deler av landet, med avtagende tetthet mot nord og mot fjellet. Arten er knyttet til vann og foretrekker grunne nærings- og vegetasjonsrike sjøer men er svært tilpasningsdyktig og tolerant mht. hekkebiotop så lenge det er noe åpent vann i nærheten. Våre fugler overvintrer hovedsakelig i Norge; fugler i og rundt byene er stasjonære, fugler fra høyereliggende strøk trekker ut til kysten eller ut av landet.

2.5.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

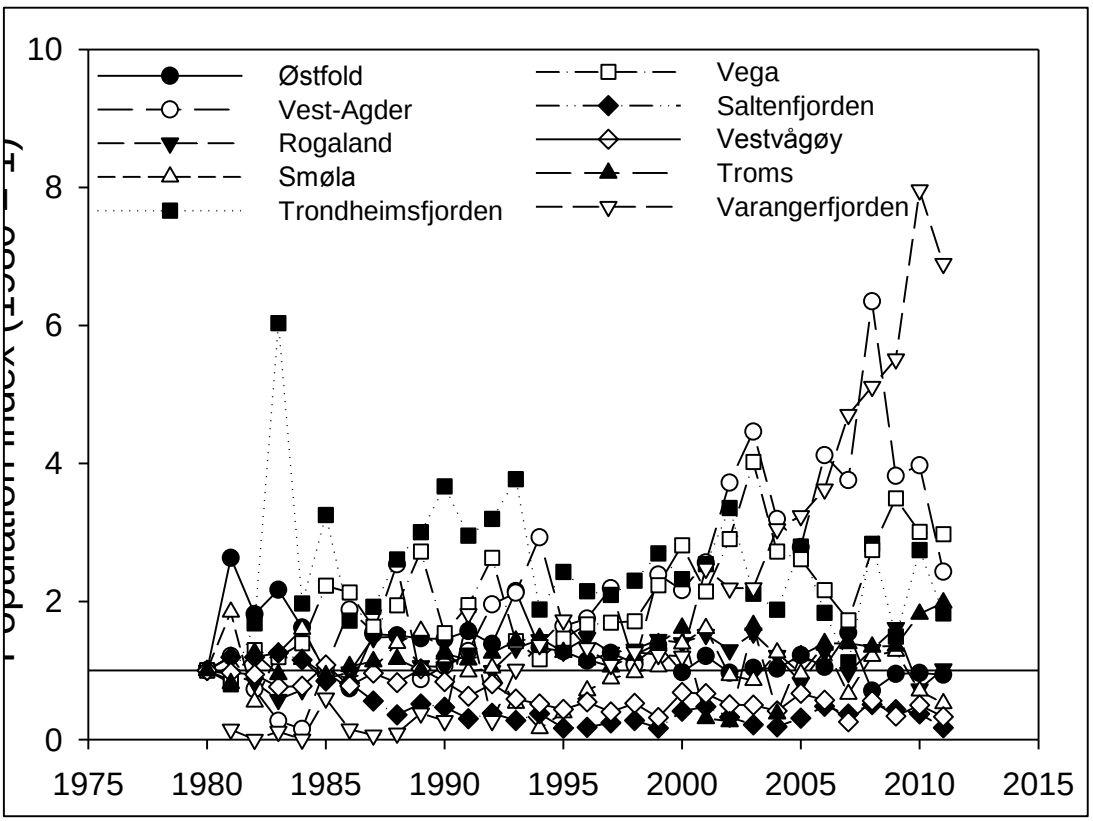


***Figur 2.5.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) stokkand i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Stokkanda er vår desidert vanligste gressand og hekker over hele landet fra kysten til opp i høyfjellet (**figur 2.5.1**). De fleste stokkendene i Norge overvintrer her, men trekker ned mot kysten og åpent vann i lavereliggende områder, ofte nær byer og tettsteder (**figur 2.5.1**).

I perioden 1970-1990 ble bestanden vurdert av Gjershaug et al. (1994) til 40 000-70 000 par. Bestanden ble antatt å være stabil mellom 1990 og 2003, og det samme estimatet ble brukt i «Birds in Europe II» (BirdLife International 2004). Ifølge Dalby et al. (2013) var det en økning i bestanden på 7,5 % mellom 1996 og 2010. Selv om grunnlagsdata i utgangspunktet er veldige grove, er den norske hekkebestanden nå anslått til å være mellom 43 000 og 75 250 par (Shimmings & Øien 2015). Ettersom det ikke finnes noen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for hekkebestanden for stokkand.

Våre fugler overvintrer hovedsakelig i Norge, men noen trekker likevel ut av landet. Fugler i og rundt byene er i stor grad stasjonære, mens fugler fra andre områder trekker ut til kysten eller ut av landet. Det er merket mange stokkender i byer og urbane strøk i Norge, i første rekke nær noen av de største byene. Bare 10,6 % av gjenfunnene er fra utlandet, flest fra Storbritannia, Sverige, Danmark og Finland, men det er også noen få fra Russland. I Norge overvintrer det også en del fugler fra Sverige, Finland og Russland, eller de stopper her under trekket. Vi vet ikke hvor mange fugler dette reier seg om.



***Figur 2.5.2**. Bestandsutvikling for overvintrende stokkand i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler. Bestandsutviklingen er vist i forhold til antallet i 1980, som er satt til 1 (data fra www.seapop.no).*

Et tilstrekkelig antall stokkender overvåkes gjennom årlige tellinger i flere overvåkingsområder til at bestandstrender kan beregnes (**figur 2.5.2** og **tabell 2.5.1**). Resultatene er ikke entydige i flere av områdene, men de siste ti årene synes det å være en tendens til økning flere steder,

som i Troms og Finnmark. Selv om bestandsutviklingen i Vest-Agder i snitt har vært svakt negativ de siste ti årene, viser **figur 2.5.2** store årlige variasjoner innenfor denne perioden.

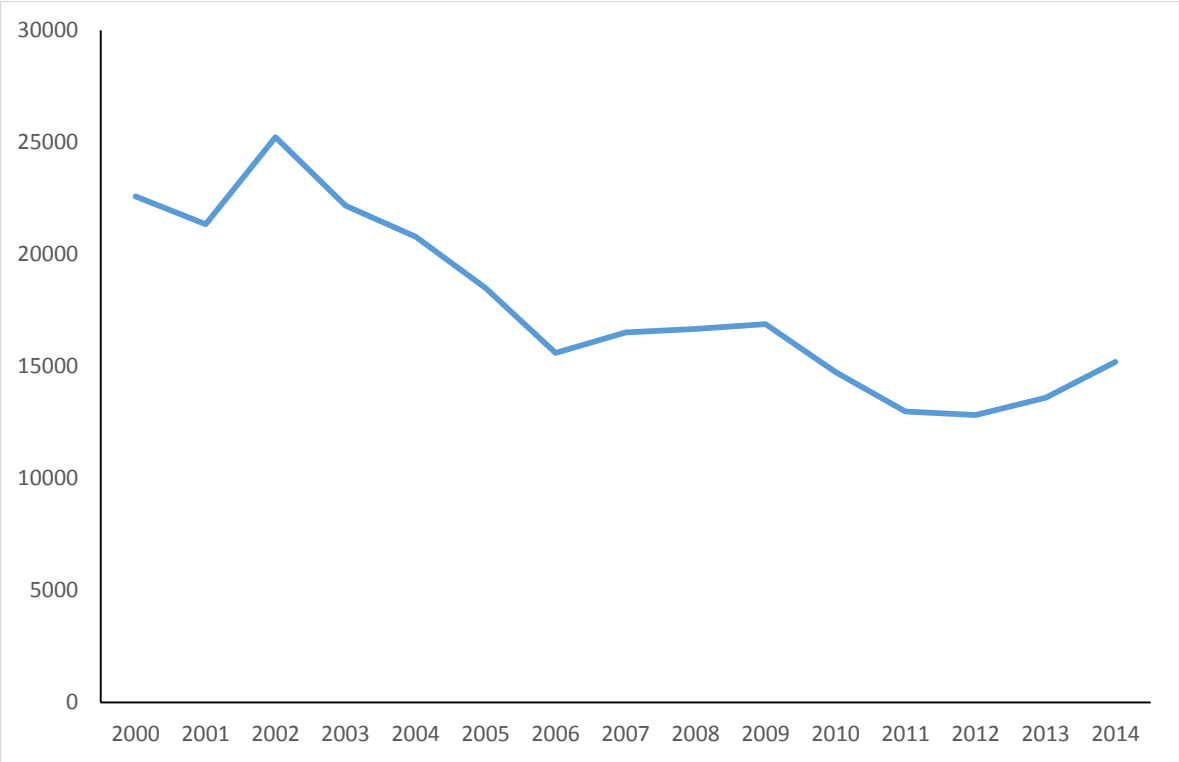
Tabell 2.5.1*. Bestandsutvikling for overvintrende stokkand i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler.*

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Østfold	1980-2011	32	-1,78	0,080
	2002-2011	10	-1,45	0,398
Vest-Agder	1980-2011	32	6,57	0,003
	2002-2011	10	-0,84	0,251
Rogaland	1980-2011	32	0,92	0,063
	2002-2011	10	-2,89	0,204
Smøla	1980-2011	32	-0,62	0,167
	2002-2011	10	-3,92	0,166
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	0,09	0,299
	2002-2011	10	-3,13	0,167
Vega	1980-2011	32	2,88	0,005
	2002-2011	10	-0,39	0,402
Salten	1980-2011	32	-4,18	0,0008
	2002-2011	10	2,37	0,545
Vestvågøy	1980-2011	32	-3,08	0,0004
	2002-2011	10	-3,57	0,156
Troms	1980-2011	32	0,48	0,718
	2002-2011	10	16,89	0,053
Varanger	1980-2011	32	196,68	0,0001
	2002-2011	10	15,61	0,004

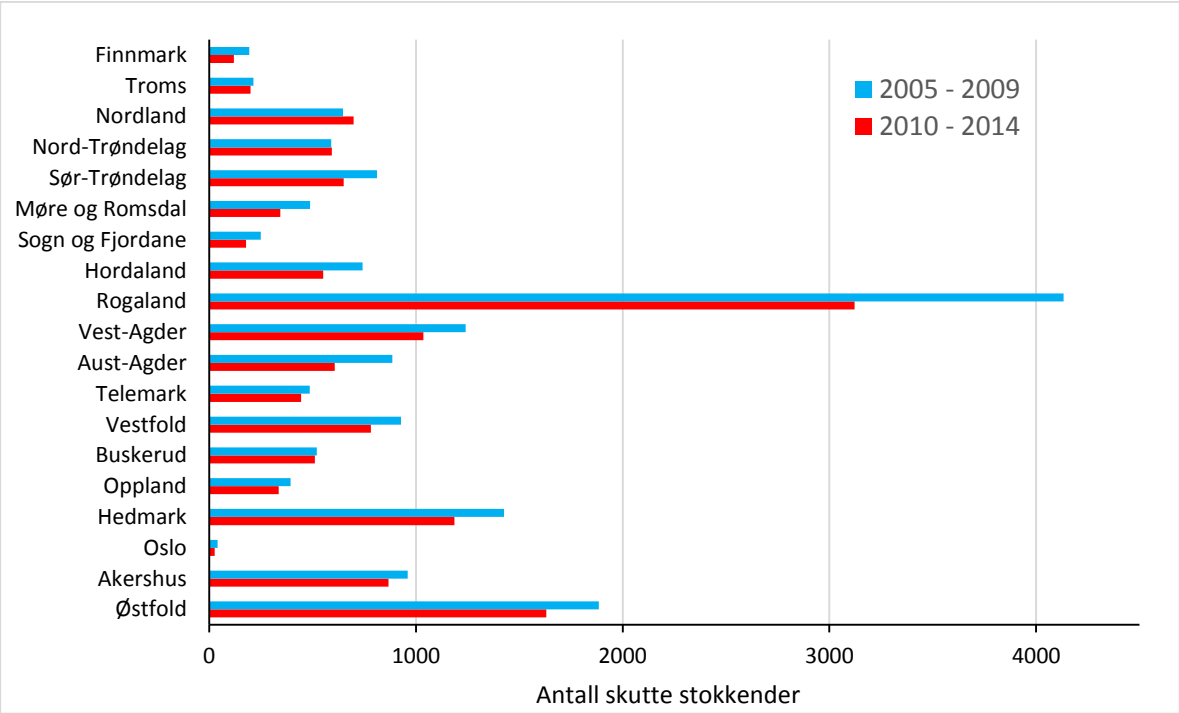
2.5.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet med det unntak som nevnes nedenfor: **21.8 - 23.12.**

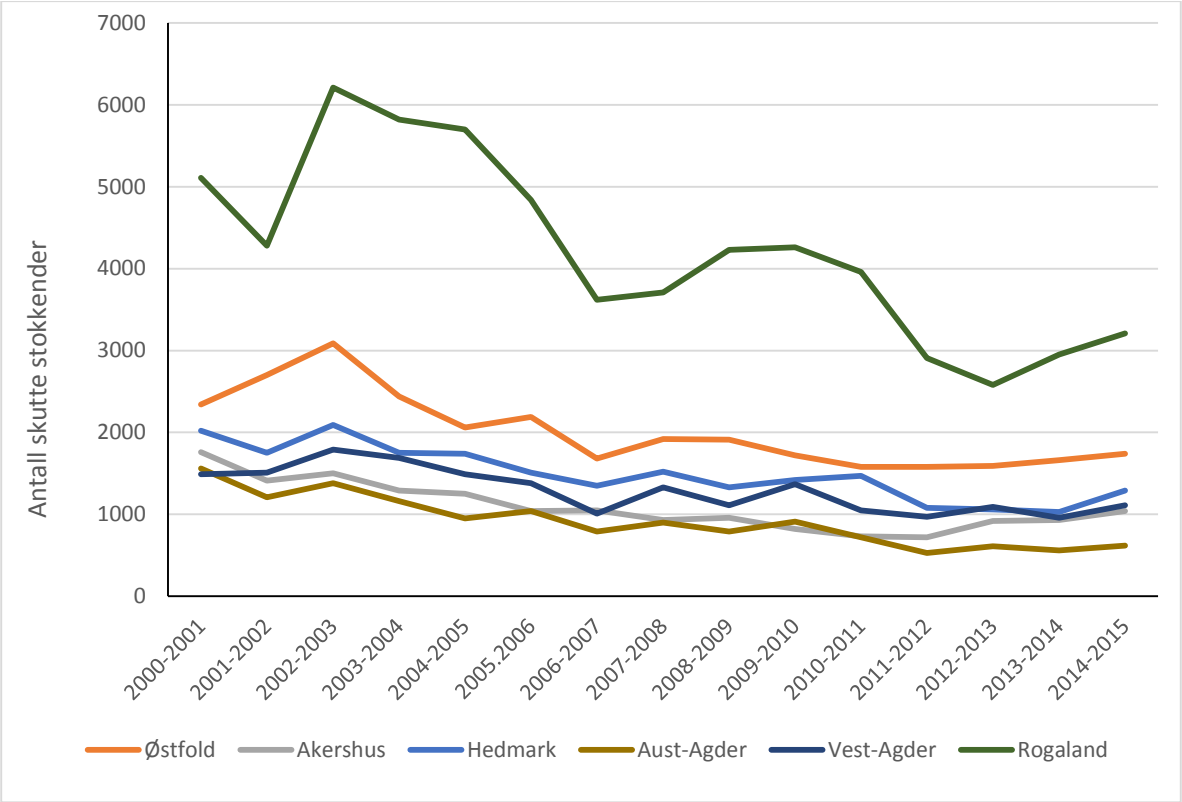
- Den frie jakten på hav og fjord, jf. viltloven § 32, fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke 10.9 - 23.12.



Figur 2.5.3. *Antall skutte stokkender på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.5.4*. Gjennomsnittlig antall skutte stokkender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

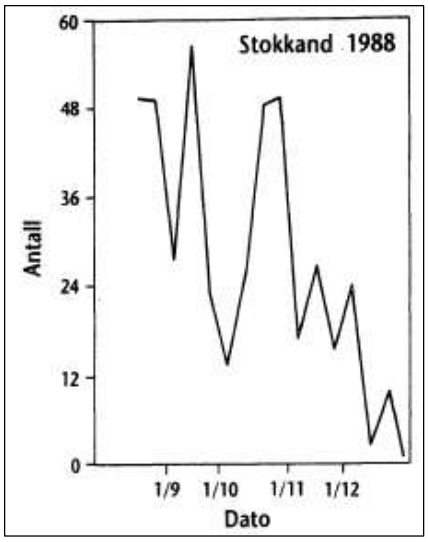


***Figur 2.5.5**. Antall skutte stokkender fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

I perioden 2000-2014 har antall skutte stokkender gått betydelig ned fra om lag 25 000 rundt år 2000 til om lag 14 000 de siste årene (**figur 2.5.3**). Dette gjenspeiles også i antall skutte stokkender i de to periodene 2005-2009 og 2010-2014, da det ble felt hhv. 16834 og 13886 stokkender i Norge (**tabell 2.5.1**). Dette er en nedgang på 18 % for hele landet, og nedgangen synes å være rimelig lik for alle landsdelene, men med størst nedgang i Rogaland (**figur 2.5.4 og 2.5.5**). Utviklingen i antall skutte stokkender i Rogaland synes å være forholdsvis lik tilsvarende utvikling for krikkand (**figur 2.4.5**), noe som kan indikere noen felles bakenforliggende forhold.

***Tabell 2.5.1**. Antall felte stokkender i ulike områder i periodene 2005-2009 og 2010-2014.*

Landsdel	2005-2009	2010-2014	%-vis endring
Nord-Norge (Nordland - Finnmark)	1056	1018	-3,6
Midt-Norge (Møre og Trøndelag)	1890	1588	-16,0
Sør- og Vestlandet (Agder til Sogn&Fj.)	7250	5496	-24,2
Østlandet (f.o.m. Telemark)	6638	5784	-12,9
Sum	16834	13886	-17,5



I et prosjekt med innsamling av vinger av andefugler som ble felt under jakta i 1988, viste at de fleste stokkendene ble felt i august, september og oktober (**figur 2.5.6**). Det er ikke kjent hva som er årsaken(e) til dette, jfr. også tilsvarende figur for krikkand (**figur 2.4.6**). Brunnakke, derimot, viser en tidsmessig fordeling av vinger som er mer lik resultatene for kvinand. Det er ikke kjent i hvilken grad stokkand jaktes før den forlater hekkeområdene, under trekket eller først når den har nådd overvintringsområdene.

Figur 2.5.6. *Tidsmessig fordeling av vinger fra stokkand, felt i jaktsesongen 1988 (fra Jordhøy & Kålås 1989).*

2.5.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det finnes ingen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, og derfor finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for stokkand. Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid. Vi vet imidlertid lite om hvor stor del av vinterbestanden som utgjøres av norske fugler i noen områder, og dermed hvilken effekt jakt kan ha for bestandsutviklingen av arten.

De siste fem årene er det felt i gjennomsnitt nær 14 000 stokkender, av en hekkebestand som er estimert til 43 000-75 250 par (se **kap. 2.5.1**). Medregnet årets unger vil bestanden før jakta starter – meget grovt anslått – kunne være i størrelsesorden et par hundre tusen fugler. Da vil jaktuttaket kunne være i størrelsesorden 5-10 % av høstbestanden, før jakt.

Vi har ikke estimater for fylkesvise hekkebestander, og kan da ikke vurdere hvilke eventuelle bestandseffekter jaktuttaket har hatt på hekkebestandene, hverken lokalt eller på nasjonalt nivå. Men med en antatt stabil hekkebestand de siste årene, er det liten grunn til å anta at jaktuttaket i Norge har en vesentlig effekt på bestandsutviklingen.

2.5.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

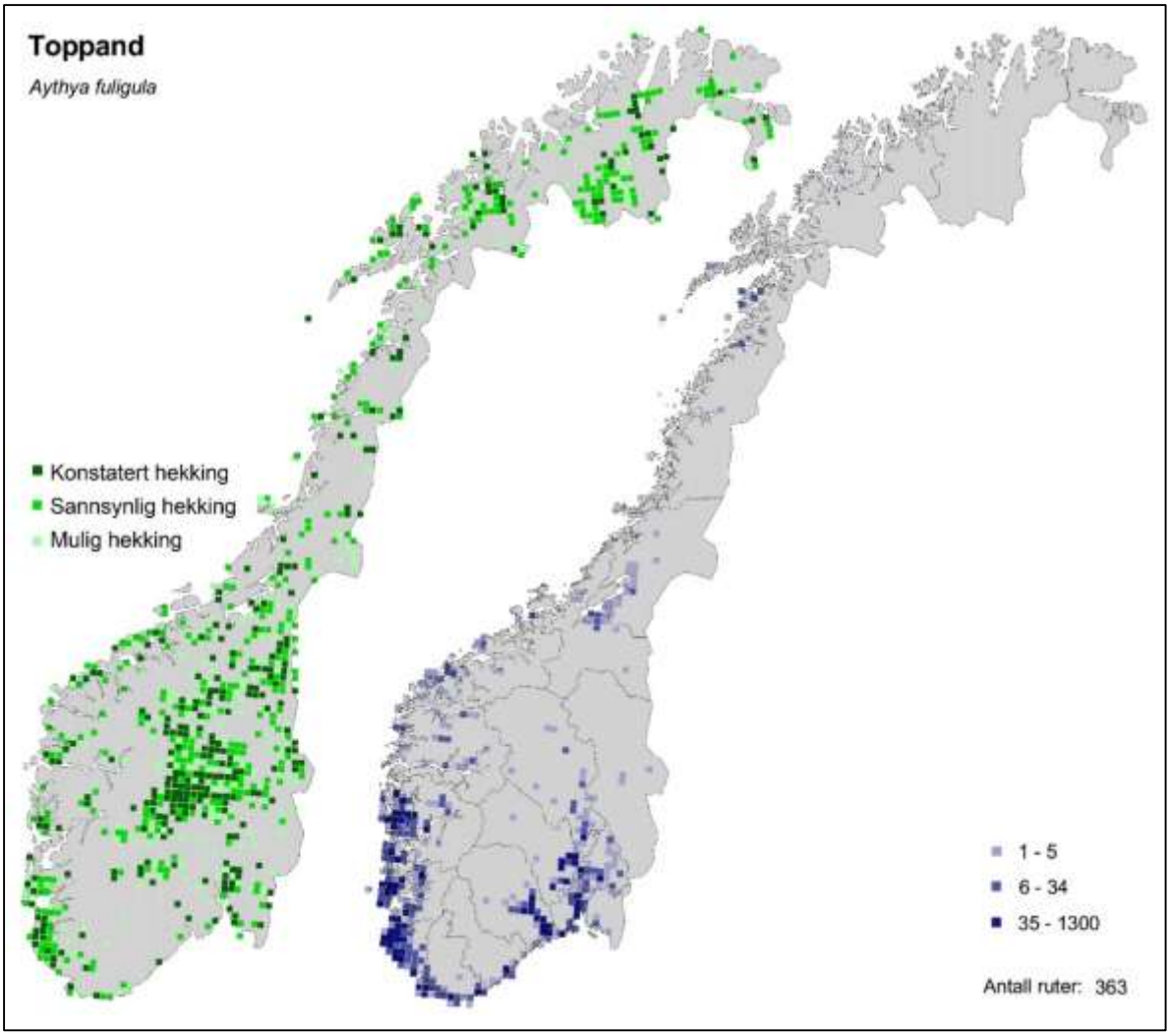
Mange stokkender overvintrer i byer og tettsteder i Norge, og gjenfunnsmaterialet er i en viss grad preget av at det er mange urbane stokkender som er ringmerket i Norge (de kan være lette å fange i en park hvor de mates av folk). Stokkanda har med sin nærhet til folk vært i søkelyset i forbindelse med mulig smittefare knyttet til trekkfugler, bl.a. da fugleinfluensaen «truet» Norge (VKM 2007). En bedre kjennskap til trekkforholdene for våre mindre urbane stokkender ville ha vært ønskelig, dersom man ønsker et bedre faglig grunnlag for å kunne vurdere risikobildet ved eventuelt nye utbrudd av smittsomme sykdommer som kan true høns og andre fugler i oppdrett.

I flere europeiske land jaktes det i dag på utsatte stokkender, avlet fram for å kunne settes ut i områder hvor jegere kan jakte på dem. Dette har også fått fotfeste i Norge, men er omdiskutert. Vi er ikke kjent med noen studier hvor effektene av dette på lokale hekkebestander er studert, ei heller hva denne form for jakt vil bety for andre arter som oppholder seg i slike jaktområder. Men vi vil anta at jegerne ikke klarer å felle på langt nær alle fugler som settes ut, slik at noen senere kan danne par med ville stokkender. Det bør sikres at egg eller klekte unger ikke importeres fra områder hvor det kan være fare for smitteoverføring av bl.a. fugleinfluensa, som er påvist i Europa senest høsten 2015.

2.6 Toppand (*Aythya fuligula*)

I Norge hekker toppand spredt over store deler av landet. Arten er i hekketiden knyttet til grunne innsjøer, og henter sin føde hovedsakelig fra bunnen. Hekker ofte i måkekolonier. Våre fugler overvintrer muligens i all hovedsak utenfor landet i Nederland og Storbritannia, mens toppender som overvintrer i Sør-Norge kan være østfra. Historisk var toppand knyttet til Nord-Norge og særlig Finnmarksvidda, men arten ekspanderte kraftig i Sør-Norge på 1900-tallet.

2.6.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

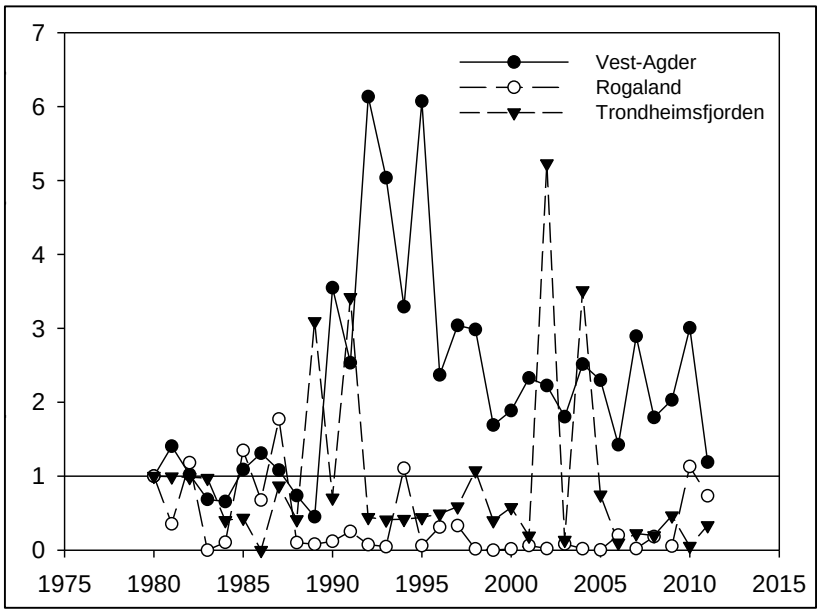


Figur 2.6.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) toppand i Norge. Hekke-kartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vi ser av **figur 2.6.1** hekker toppanda spredt over hele landet, både i kystnære strøk og i høyereliggende områder. Den største tettheten finnes på indre deler av Østlandet, indre deler av Troms og Finnmark, foruten på Sør-Vestlandet (**figur 2.6.1**). De fleste toppendene trekker sannsynligvis ut av landet om vinteren, men mange overvintrer også i kystnære strøk på Sør- og Vestlandet, foruten Østlandsområdet og rundt Trondheimsfjorden (**figur 2.6.1).**

Gjershaug et al. (1994) vurderte den norske bestanden av toppand i perioden 1970-1990 til å være i intervallet 7 000 - 10 000 par. I denne perioden hadde både bestandsstørrelsen og utbredelsen økt. I en ny vurdering for perioden 1990-2003 ble bestanden betraktet å være stabil, og fremdeles i det samme intervallet på 7 000 - 10 000 par (BirdLife International 2004). Basert på fylkesvise estimater for flere fylker i Sør- og Midt-Norge, og et estimat basert på en tetthet på 1,1 par/km^2 i Nord-Norge, vurderer Shimmings & Øien (2015) den norske bestanden av toppand til 6 500 – 9 000 par. Det finnes ingen kvantifisert kunnskap om pågående bestandsendringer for hekkebestanden av toppand.

Det er få gjenfunn av toppand merket i Norge. Trekkforholdene for norske toppender er dermed lite kjent, men våre fugler overvintrer trolig i all hovedsak utenfor landet i Nederland og Storbritannia. Mange toppender merket i Sverige om vinteren hekker i Sverige og Russland. Dette kan indikere at også en del av toppendene som overvintrer i Norge eller stopper opp her under trekket, kan være fugler som kommer fra land nordøst for oss (Bakken et al. 2003).



***Figur 2.6.2**. Bestandsutvikling for overvintrende toppand i noen overvåkingslokaliteter for sjøfugler. Bestandsutviklingen er vist i forhold til antallet i 1980, som er satt til 1 (data fra www.seapop.no).*

Et tilstrekkelig antall toppender overvåkes gjennom årlige tellinger i Vest-Agder, Rogaland og Trondheimsfjorden til at bestandstrender kan beregnes (**figur 2.6.2** og **tabell 2.6.1**). I Vest-Agder har det vært store variasjoner i antallene, med flest overvintrende fugler tidlig på 1990-tallet, mens antallene har vært noenlunde stabile de siste ti årene. I Rogaland har det vært lave antall i mange av årene, men med en tendens til økning i 2010 og 2011. I Trondheimsfjorden er det store variasjoner, med en tendens til nedgang de siste ti årene.

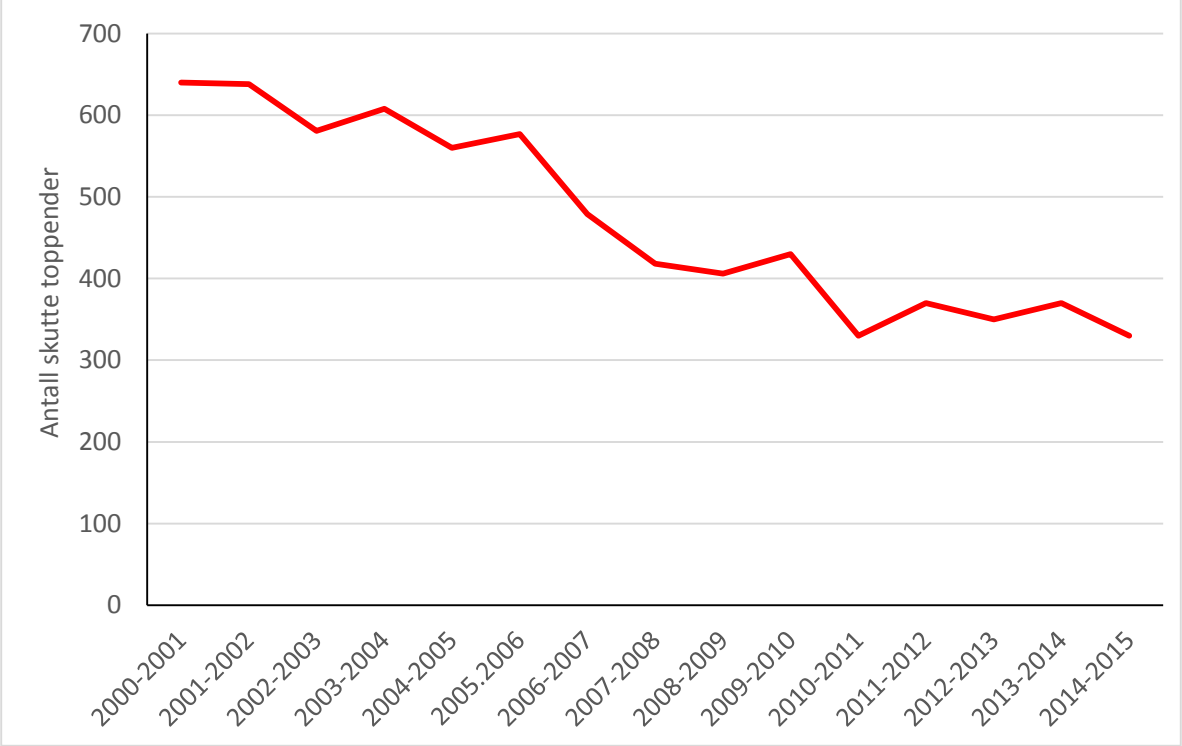
***Tabell 2.6.1.** Bestandsutvikling for overvintrende toppand i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler.*

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Vest-Agder	1980-2011	32	2,77	0,075
	2002-2011	10	-1,92	0,162
Rogaland	1980-2011	32	-1,59	0,168
	2002-2011	10	8,67	0,043
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	-0,68	0,424
	2002-2011	10	-23,47	0,168

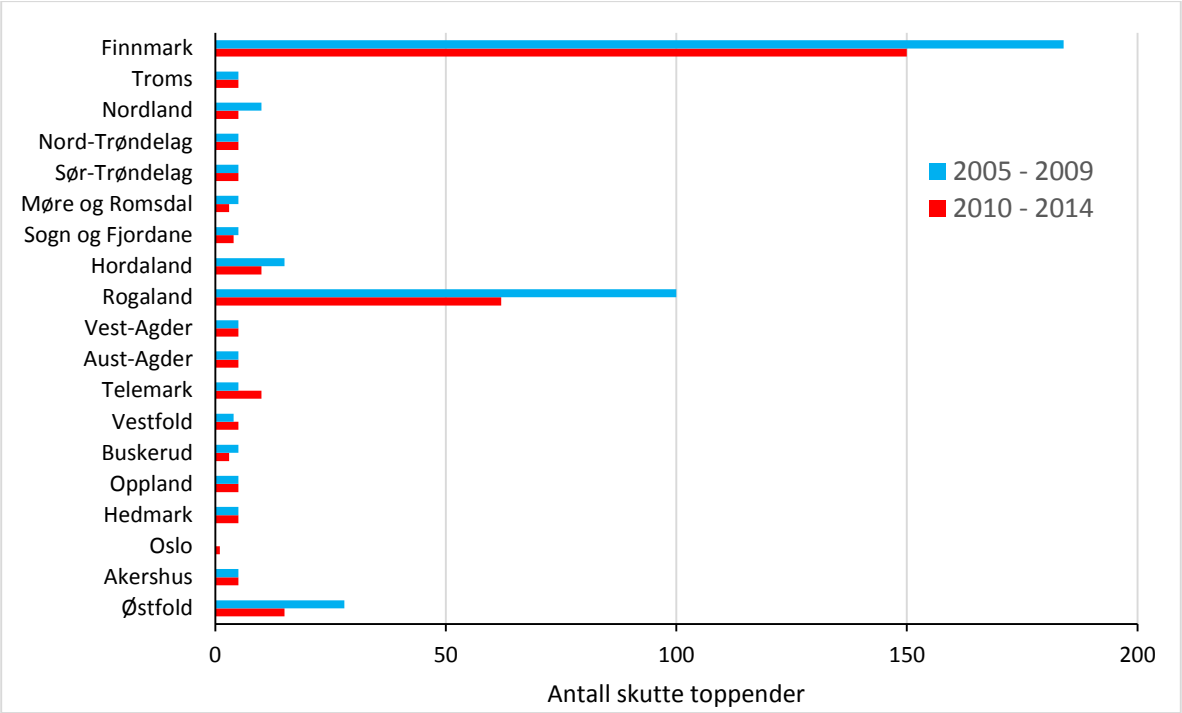
2.6.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet: **10.9 - 23.12**.

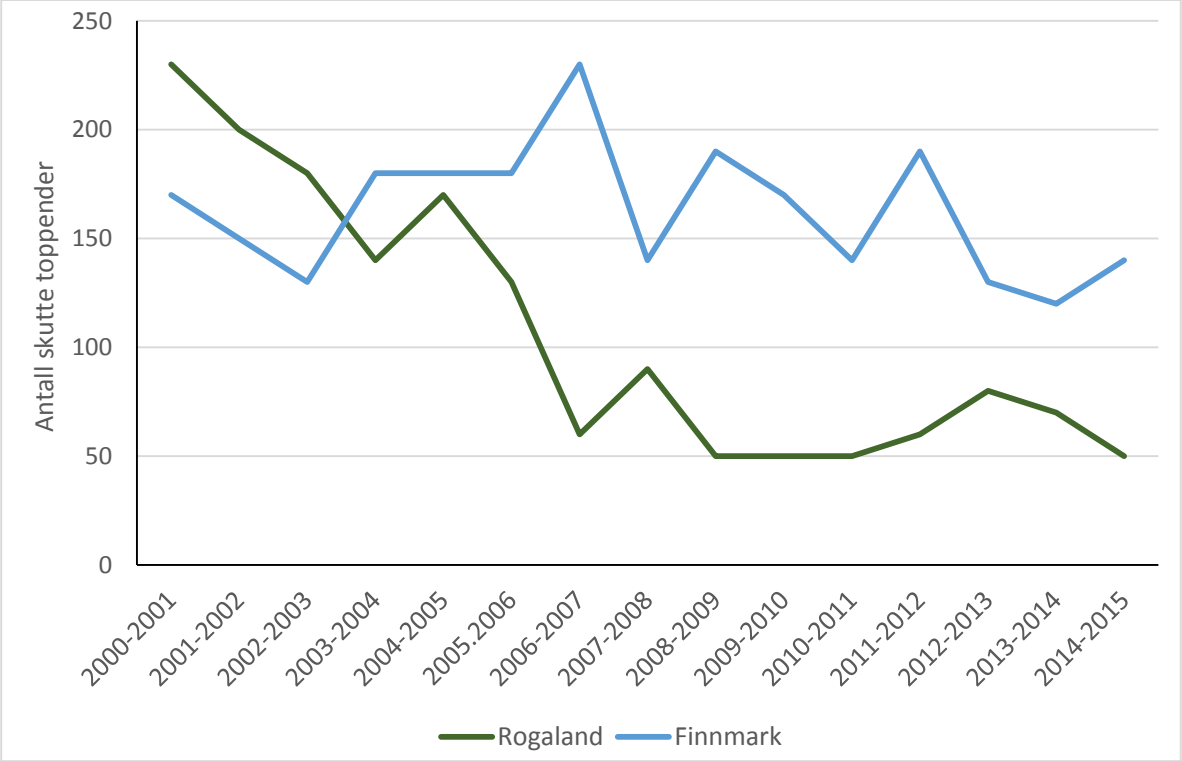
Det felles relativt få toppender i Norge. Antallet har gått ned fra om lag 650 rundt år 2000 til i gjennomsnitt rundt 350 de siste fem årene (**Figur 2.6.3**). Gjennomsnittlig antall skutte toppender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014 viser nedgang fra første til siste periode i praktisk talt alle fylker (**figur 2.6.4**). Det felles flest toppender i Finnmark, Rogaland og Østfold (**Figur 2.6.4**). I Finnmark har antallet vært noenlunde stabilt på rundt 150-200 individer årlig i perioden 2000-2014, og de aller fleste blir skutt i Kautokeino. I Rogaland har antall skutte toppender gått vesentlig ned (men vær oppmerksom tynt datagrunnlag) (**figur 2.6.5**).



Figur 2.6.3. *Antall skutte toppender på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.6.4**. Gjennomsnittlig antall skutte toppender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.6.5**. Antall skutte toppender fra sesongen 2000 til 2014 for de to fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.6.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det finnes ingen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, og derfor finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for toppand. Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid. Vi vet imidlertid lite om hvor stor del av overvintringsbestanden som utgjøres av norske fugler, og dermed hvilken effekt jakta kan ha for bestandsutviklingen av arten i Norge.

2.6.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

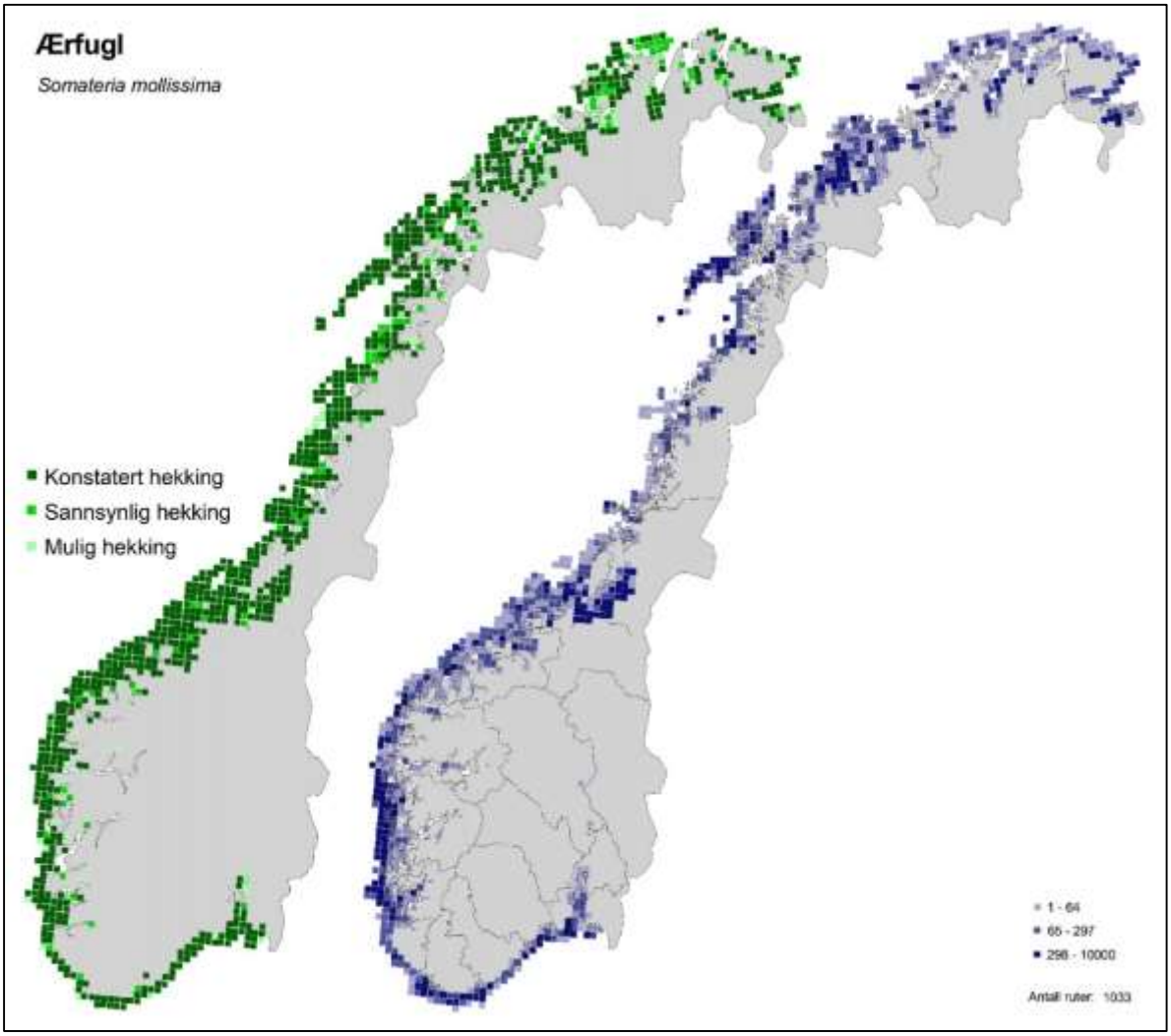
For en bedre forvaltning av toppanda i Norge er det behov for å etablere et system for overvåking av hekkebestanden i noen områder, bedre informasjon om hvor mange toppender som felles i andre land, og populasjonsstudier som kan vise hvilken betydning det samlede jaktuttaket i Norge og andre land kan ha for vår hekkebestand. Ettersom det ikke er noen tegn til nedgang i bestanden, og jaktuttaket er noenlunde stabilt, synes det ikke å være behov for omfattende endringer i jakttidsbestemmelsene i Norge.

Det felles forholdsvis mange toppender i Finnmark, selv om totaltallet er lavt. Jaktstatistikken sier ikke noe om hvor mange som felles under vårjakt eller i normal jakttid, men det kan være grunn for å anta at de fleste felles under vårjakta i Kautokeino. Det burde ha vært undersøkt om dette har effekter på lokale hekkebestander, sammenliknet med kommuner uten vårjakt.

2.7 Ærfugl (*Somateria mollissima*)

I Norge hekker ærfugl relativt vanlig langs hele norske-kysten fra de ytterste øyer til innerst i fjordene. Arten er utpreget sosial og kan noen steder hekke i kolonier. Våre ærfugler synes å være ganske stasjonære, men i sørlige deler av landet trekker noen til danske farvann om vinteren. Flere steder ble ærfugl tidligere holdt som husdyr, hvor folket på øyene laget egne hus der hunnen fikk skjul mot predatorer. I dag holdes denne egg- og dunværtradisjonen i hevd først og fremst på øyer i Vega kommune på Helgelandskysten. Ærfuglen finner maten på bunn i relativt grunne områder, helt fra fjæra til åpen sjø

2.7.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

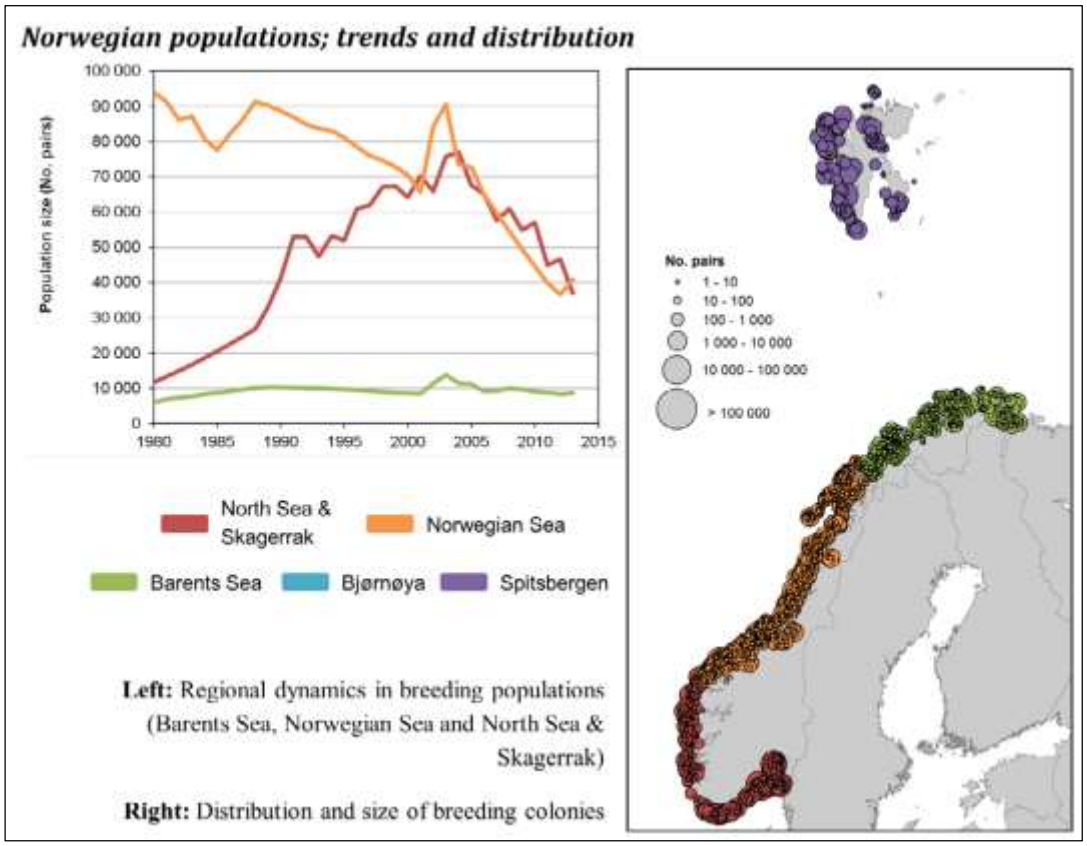


Figur 2.7.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende ærfugl (til høyre) i Norge. Hekke-kartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Ærfuglen forekommer langs kysten i hele landet både i hekkeperioden og vinterstid (**figur 2.7.1**). Eldre opplysninger, basert på innsamlet edderdun, tyder på at det rundt 1900 hekket rundt 100 000 par i dunværene i Nord-Norge (Suul 2012). I perioden 1970-1990 ble den norske bestanden av ærfugl estimert til 100 000-150 000 par (Gjershaug et al. 1994). Bestandsestimatet var i samme intervallet i perioden 1990-2001 (BirdLife International 2004). Dagens bestand er vurdert til rundt 87 000 par, og har gått tilbake med 15-30 % de siste 15 årene (Anker-Nilssen et al. 2015).

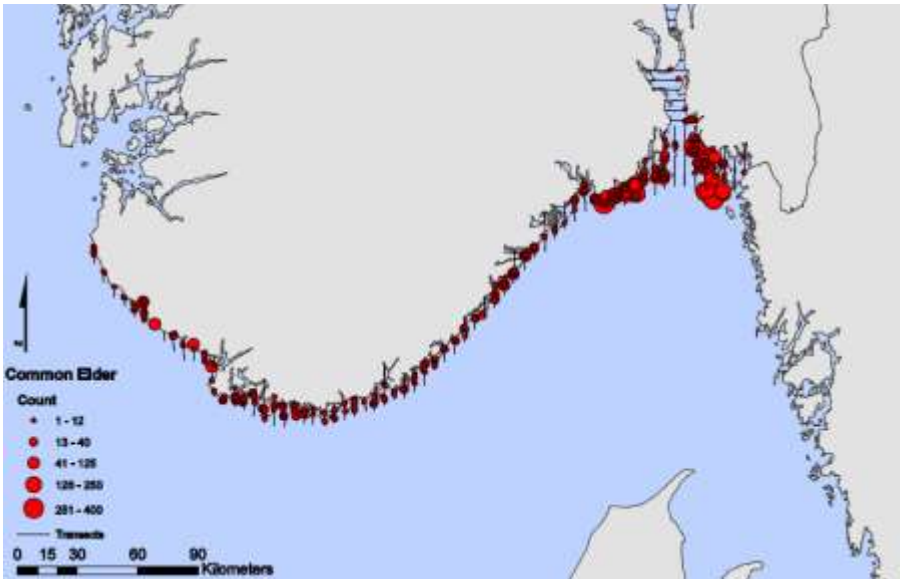
Data fra det Nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (Fauchald et al. 2015, S.-H. Lorentsen pers.medd.) indikerer nedgang i den norske hekkebestanden i intervallet 15-30 % for siste 15-årsperiode. Bestanden i Skagerak og Nordsjøen var i vekst fram til ca. 2005, men har etter den tid hatt nedgang. Hekkebestandene knyttet opp mot Norskehavet har hatt nedgang det meste av perioden etter årtusenskiftet (Fauchald et al. 2015, **figur 2.7.2**). Det er rapportert om bestandsnedgang både i Hordaland og Sogn og Fjordane etter vekst i bestanden på slutten av 1900-tallet (Larsen 2012).

Med dette som bakgrunn klassifiseres arten til rødlistekategori Nær truet (NT) basert på A2 kriteriet (15-30 % bestandsnedgang siste 3 generasjoner). I Sverige var det en kraftig vekst i Østersjøbestanden fram til 1990-tallet. Etter det har det her vært en kraftig bestandsnedgang, mens den svenske vestkystbestanden har hatt en mindre nedgang i siste 15-årsperioden (Ottosson et al. 2012). Det har også vært nedgang i Finsk bestand (Valkama et al. 2011), mens dansk bestand har vært mer stabil (Dansk ornitologisk forening 2014). Basert på at det er registrert bestandsnedgang i flere av våre nærområder er ikke rødlistekategorien nedgradert ved siste revidering, dvs. arten anses fremdeles som Nær truet (Henriksen & Hilmo 2015).



Figur 2.7.2. *Fordeling og størrelse for hekkeforekomster av ærfugl langs norskekysten, og utvikling i regionale hekkebestander i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen/Skagerrak (fra Fauchald et al. 2015).*

Kartlegging av ærfugl fra fly i 2009 viser at hoveddelen av ærfuglen i dette Sør-Norge hekker i Vestfold og Østfold (**figur 2.7.3**).

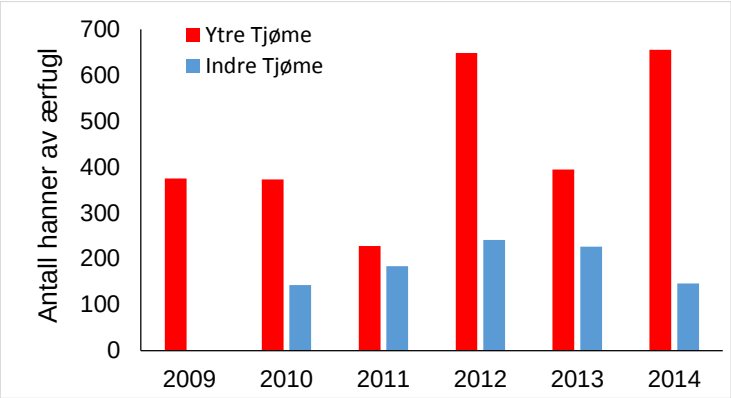


Figur 2.7.3. *Fordeling av observerte ærfugler under tellinger fra fly i februar 2009 (fra Petersen et al. 2011).*

I Vest-Agder har hekkebestanden av ærfugl vært overvåket siden algeinvasjonen i 1988 (Olsen 2012). Resultatene fra overvåkingen viser at ærfuglen har problemer med å opprettholde hekkebestanden langs kysten av Vest-Agder. Blant annet er hekkebestanden i et overvåkingsområde i Farsund blitt halvert i løpet av det siste tiåret. Til tross for 20 år med noenlunde stabil hekkesuksess, har bestanden blitt betydelig redusert. Olsen (2012) diskuterer om dette kan skyldes lavere overlevelse første vinter, siden det har vært en redusert andel av ett-årige hanner i bestanden. Mulige årsaker til dette er ikke kjent.

Etter Full City-ulykken 31. juli 2009 (Lorentsen et al. 2010) ble det i noen områder i Tjøme, Vestfold startet overvåking av antall ærfuglhanner før hekking (E. Soglo pers. medd.). I området rundt Færder startet overvåkingen før ulykken i 2009 (**Figur 2.7.4**). Kort tid etter utslippet fra Full City, grunnstøtte Godafoss i Østfold 17. februar 2011, der mye av oljen drev over mot kysten av bl.a. Vestfold. Etter Full City ser vi ingen endring i hekkebestanden i Tjøme, men etter Godafoss er det en tilbakegang i 2011. Etter dette har det vært et betydelig høyere antall hanner i 2012 og 2014. Det er vanskelig å forklare denne dynamikken i hekkebestanden, men det indikerer at en burde gjøre en separat evaluering av data for hekkende ærfugl på Østlandet, blant annet ved å inkludere mange års tellinger av sjøfugl i reservater i regi av Fylkesmennene/NOF.

Bestandsovervåking av hekkende ærfugler i andre deler av landet viser i stor grad det samme mønsteret som i Vest-Agder, både i områder fra Trøndelag og sørover (**figur 2.7.5**) og områder lenger nord (**figur 2.7.6, tabell 2.7.1**). Særlig kraftig synes tilbakegangen å ha vært på deler av Helgelandskysten. Det er mulig at dette kan knyttes til fraflytting fra mange tidligere egg- og dunvær i Vega kommune, med opphør av en stor del av den tradisjonelle egg- og dunværdriften. Etter at den ble tatt opp igjen i flere vær i forbindelse med at Vega fikk Verdensarvstatus, har bestanden økt i flere av egg- og dunværene (Follestad in prep.).



***Figur 2.7.4**. Tellinger av ærfuglhanner i noen områder ved Færder i Tjøme kommune, Vestfold i perioden 2009-2014 (data fra E. Soglo, SNO).*

Ringmerking av ærfugl har vist at alle fugler som er ringmerket nord for Sogn og Fjordane er gjenfunnet nær merkeplassene og synes å være mer eller mindre stasjonære. Mange fugler som er merket som voksne i Sør-Norge trekker lenger vekk fra hekkeplassene. Mens fugler nord for Stad som er gjenfunnet utenom hekkesesongen i gjennomsnitt trekker 16 km, trekker fugler i Sør-Norge i gjennomsnitt 154 km. En del av disse trekker ut av landet, til Danmark eller vestkysten av Sverige. Mange av disse er rapportert som skutt (Bakken et al. 2003).

I rapporten etter *Full City*-ulykken i 2009 (Lorentsen et al. 2010) ble opprinnelsessted til ærfuglene i områdene som ble rammet av oljeutslippet, belyst gjennom både biometriske mål og analyser av gjenfunn av ringmerkede fugler. Dette summeres her, fordi det har vært mange spørsmål om det jaktes på i primært norske ærfugler i Norge, og hvor våre ærfugler overvintrer.

Ærfugler ringmerket i sommerperioden i analyseområdet (Skagerrak) og som er gjenfunnet eller kontrollert i andre sesonger, viser generelt en sørlig trekkbevegelse. (De fleste er gjenfunnet i Danmark (54 %), Norge (39 %) og Sverige (6 %). I tillegg foreligger det ett gjenfunn i Nederland. I Norge er de aller fleste gjenfunnene langs Skagerrak-kysten, og det nordligste er i Rogaland. Gjennomsnittlig trekkavstand i dette området var 32 kilometer, og den lengste trekkavstanden var 224 kilometer.

Ærfugler ringmerket i sommerperioden og gjenfunnet i høst-, vinter- og vårperioden i analyseområdet, viser at også fugler med utenlandsk opprinnelse kan overvintre i dette området **figur 2.7.5**). Det foreligger gjenfunn av ærfugler ringmerket i Sverige (7), Finland (6), De britiske øyene (4) og Nederland (1). Av disse er seks ringmerket som reirunger, åtte som 2K (andre kalenderår) eller eldre og fire med ukjent alder. Av de som ble merket som 2K eller eldre i utlandet og ble kjønnsbestemt, var det fem hunner og en hann.

***Figur 2.7.5** Trekkmønster for ærfugler ringmerket i sommerperioden i Skagerrak-området og som er gjenfunnet eller kontrollert i andre sesonger.*

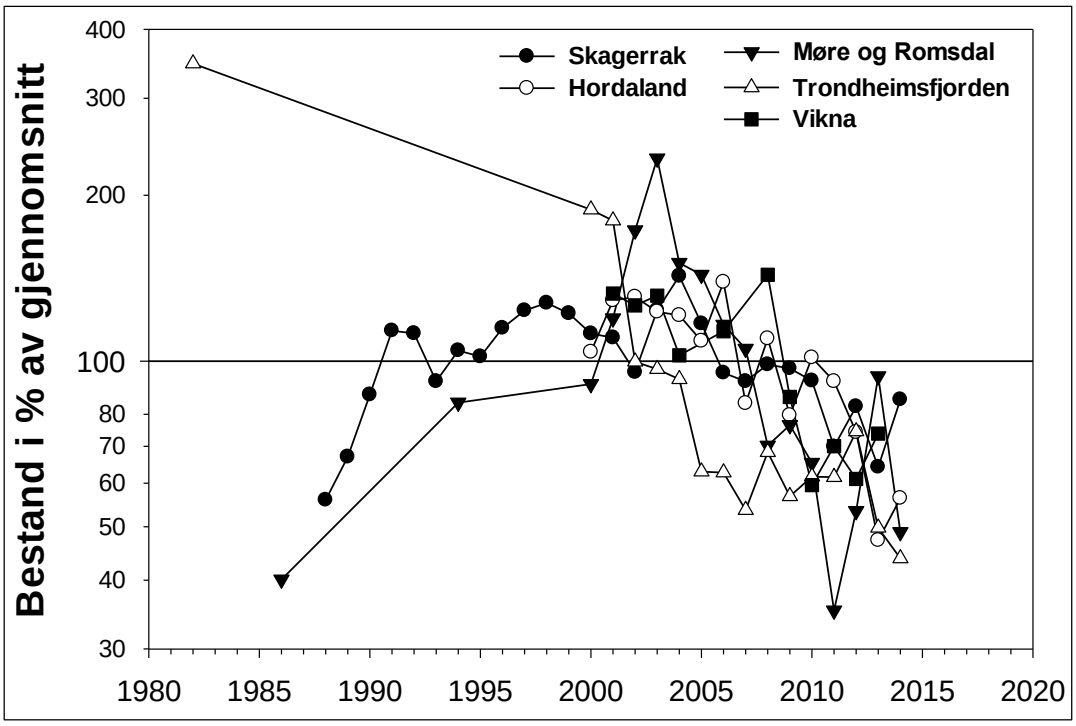
Gjennomsnittsposisjoner for kontroller og gjenfunn i hver måned av ærfugler ringmerket i sommersesongen i analyseområdet, viser at bestanden foretar en gradvis forflytning gjennom året. Det er først i august at det skjer en relativ stor forflytning fra hekkeområdene, og i april er en stor andel av bestanden på vei tilbake til hekkeområdene fra overvintringsområdene i danske farvann. Det virker ikke som det er noen stor andel av ærfuglene i analyseområdet som trekker videre opp langs norskekysten, og heller ikke at nordlige bestander trekker ned til analyseområdet utenom hekkesesongen.

Det er få andre hekkebestander enn de lokale hekkebestandene i analyseområdet som synes å overvintre langs den norske delen av Skagerrak-kysten. Fra de danske hekkebestandene er det nesten ikke gjenfunn innen analyseområdet, og det oppgis at danske hekkebestander forblir i danske farvann hele året (Bønløkke et al. 2006). Det er imidlertid vist at hanner merket som reirunger i danske kolonier er gjenfunnet som hekkefugler i Østersjøen (Bønløkke et al. 2006). De svenske bestandene av ærfugl i den sørlige delen av Østersjøen trekker mot vest/sørvest mot Danmark om høsten, og ulike hekkestander har ulike overvintringsområder i Danmark (Fransson & Pettersson 2001). Veldig få fugler fra svenske bestander er gjenfunnet i analyseområdet, og det synes som om dette er fugler som er ringmerket på den svenske vestkysten og ikke inne i Østersjøen (Fransson & Pettersson 2001). Det foreligger bare to gjenfunn fra fugler ringmerket i hekkesesongen på De britiske øyene langs norskekysten, og disse er også gjenfunnet litt vest for analyseområdet (Wernham et al. 2002).

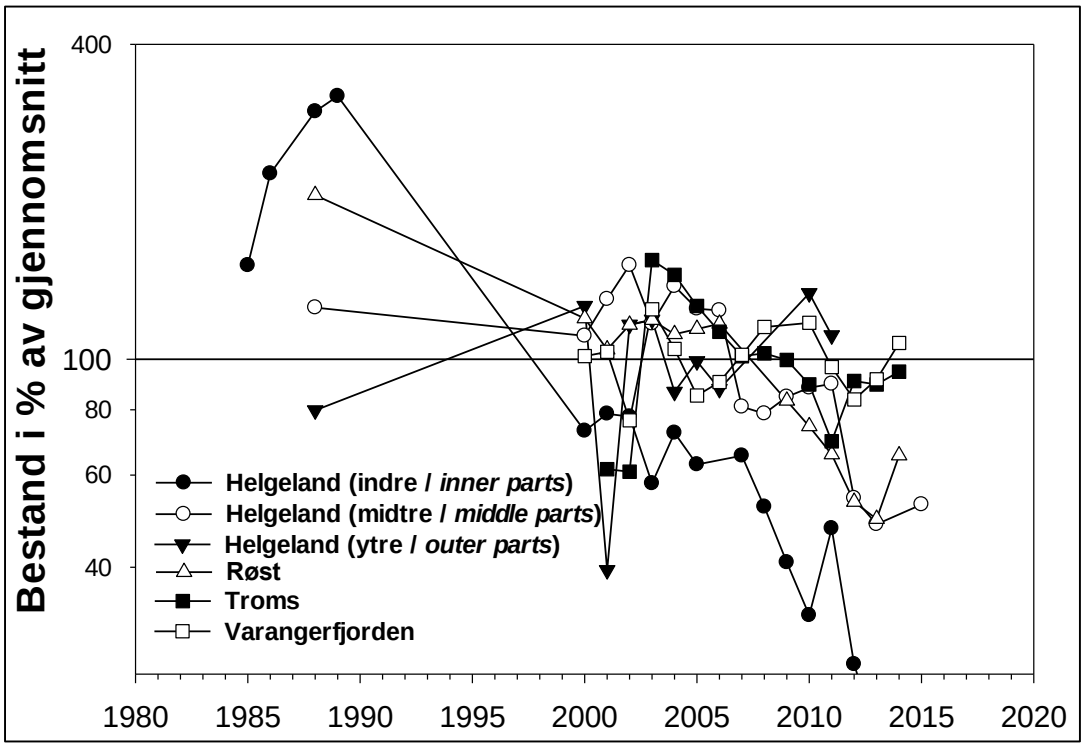
Kontroll- og gjenfunnsmaterialet er svært mangelfullt når det gjelder hannenes vandringer. Årsaken er primært et det oftest er hunner som fanges og ringmerkes mens de ruger. Hannene forsvinner fra hekkeplassene så snart eggene er lagt, og er derfor vanskelig å fange. Hos ærfuglhanner i Skagerrak ble myteperioden antatt å starte i månedsskiftet mai/juni og avsluttes i løpet av juli (Wrånes 1982, Stenmark & Wrånes 1984). Undersøkelser fra Storbritannia og Danmark indikerer imidlertid at mytingen for hannene foregår fra midten av juli til slutten av august (Ginn & Melville 1983, Joensen 1974). Tellinger etter *Full City*-ulykken viste at det i ettertid trakk ærfugler inn i området, men det er ikke kjent om dette var fugler som trakk inn mot myteområder for ærfugl i området (Lorentsen et al. 2010).

Diskriminantanalyser av biometriske data av hunner som ble funnet døde etter *Full City*-ulykken, indikerte at størsteparten av hunfuglene var fra Skagerrakbestanden (Lorentsen et al. 2010, se også Røv et al. 1992).

Et tilstrekkelig antall overvintrende ærfugler overvåkes gjennom årlige tellinger i flere områder til at bestandstrender kan beregnes **(figur 2.7.6** og **2.7.7** og **tabell 2.7.2**). Resultatene er ikke entydige, men i de siste ti årene synes det å være en tendens til nedgang flere steder, særlig etter århundreskiftet.



Figur 2.7.6. *Utviklingen i hekkebestanden (hanner i hekkeområde) av ærfugl langs Skagerrak-kysten, Hordaland, Møre og Romsdal, Trondheimsfjorden og Vikna vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. Legg merke til at y-aksen er logaritmisk. Gjennomsnitt er satt til 100 slik at 200 representerer en dobbelt så stor bestand, 300 tre ganger så stor bestand, 50 halvparten av bestanden osv. (data fra www.seapop.no).*



Figur 2.7.7. *Utviklingen i hekkebestanden (hanner i hekkeområde) av ærfugl i tre områder på Helgelandskysten, Røst, Troms og Varangerfjorden vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. For forklaring se* ***figur 2.7.6****.*

Tabell 2.7.1. *Trendanalyse for hekkebestanden av ærfugl i forskjellige områder og kolonier langs norskekysten. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, antall kolonier og prøvefelt innenfor regionen/kolonien, bestandsendring pr. år (%), trend (+/0/-) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer. *** = p < 0,01, ** = p < 0,05, * = p < 0,1, n.s. = ikke signifikant. For områder med tilstrekkelige datamengder er også trend siste 10 år (2004-2014) vist (data fra www.seapop.no).*

Lokalitet/område/fylke	Tidsperiode	Antall år med data	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Østfold[1]	1988-2014	27	1,4	+	*
	2004-2014	11	-6,3	-	*
Oslo/Akershus[1]	1990-2014	23	12,5	+	***
	2004-2014	11	4,9	+	*
Buskerud[1]	1990-2014	23	4,3	+	***
	2004-2014	11	45,0	0 (-)	n.s.
Vestfold[1]	1988-2010	11	0,6	0 (+)	n.s.
Telemark[1]	1988-2014	27	-1,1	0 (-)	n.s.
	2004-2014	11	-4,9	-	**
Aust-Agder[1]	1988-1997	10	2,5	0 (+)	n.s.
Vest-Agder[1]	1988-2014	25	-1,9	0 (-)	n.s.
	2004-2014	11	-8,4	-	**
Skagerrak, samlet[1]	1988-2014	27	-0,2	0 (-)	n.s.
	2004-2014	11	-5,3	-	**
Rauna & Farsund	1988-2014	27	6,1	+	***
Vest-Agder	2004-2014	11	-5,9	-	**
Hordaland	2000-2014	15	-5,5	-	**
Møre og Romsdal	1986-2014	17	-0,5	0 (-)	n.s.
	2004-2014	11	-1,7	-	***
Trondheimsfjorden	1982-2014	16	-6,5	-	***
	2004-2014	11	-3,5	-	**
Vikna	2001-2013	12	-6,2	-	**
Holmholmen	1962-2006	44	0,6	+	**
	1997-2006	10	-3,7	0 (-)	n.s.
Helgeland, indre	1985-2013	17	-7,7	-	***
	2003-2013	10	-10,4	-	**
Helgeland, midtre	1988-2014	16	-4,0	-	**
	2004-2014	11	-9,4	-	***
Helgeland, ytre	1988-2010	9	1,8	0 (+)	n.s.
Røst	1988-2014	14	-5,1	-	***
	2004-2014	9	-8,0	-	**
Troms	2000-2014	15	-0,5	0 (-)	n.s.
Grindøya	2000-2014	15	2,8	0 (+)	n.s.
Varangerfjorden	2000-2014	14	-0,0	0 (+)	n.s.

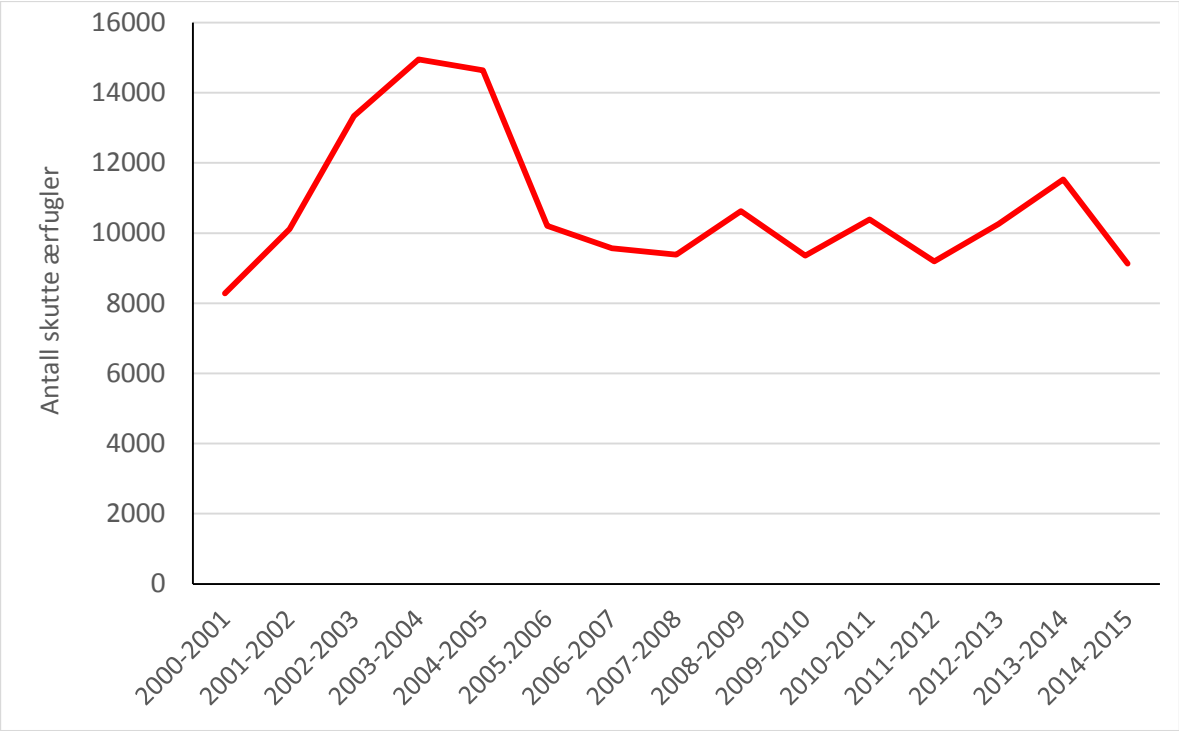
1. *Tellinger fra fly*

***Tabell 2.7.2**. Bestandsutvikling for overvintrende ærfugl i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler.*

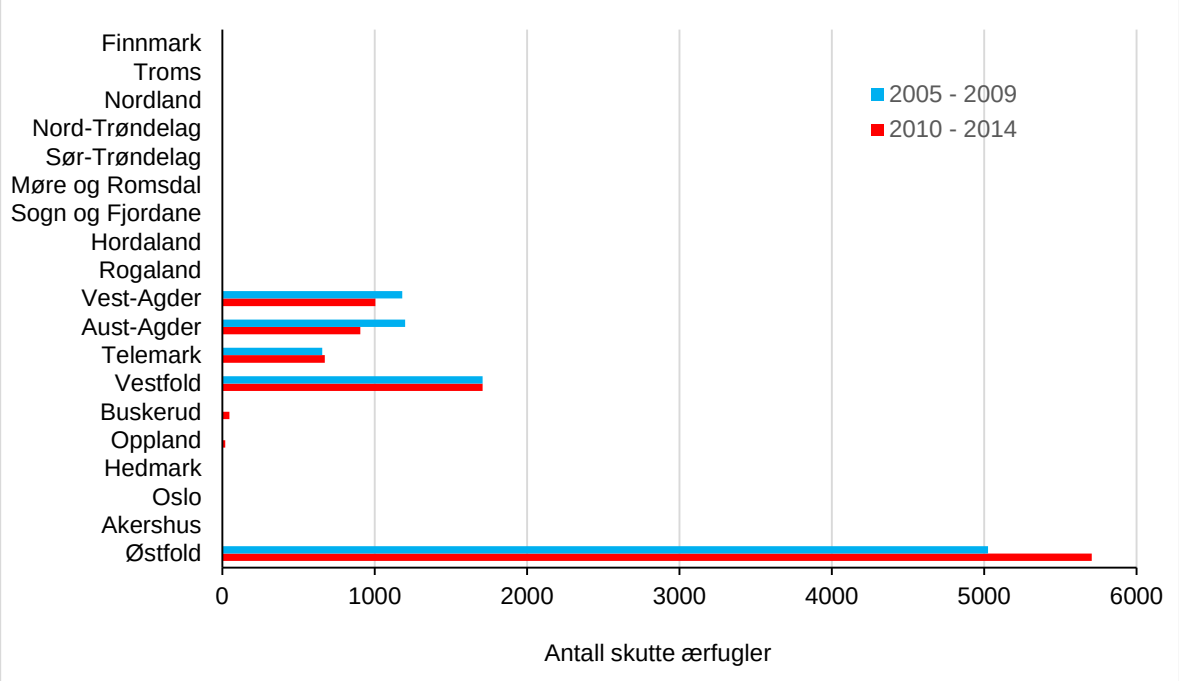
Område	Periode	Antall år	Endringer pr år (%)	P
Østfold	1980-2011	32	7,05	0,001
	2002-2011	10	7,13	0,027
Vest-Agder	1980-2011	32	2,66	0,006
	2002-2011	10	-2,56	0,341
Rogaland	1980-2011	32	0,35	0,151
	2002-2011	10	2,22	0,417
Smøla	1980-2011	32	-4,07	0,005
	2002-2011	10	-4,32	0,292
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	-4,85	0,0002
	2002-2011	10	-9,12	0,044
Vega	1980-2011	32	-2,6	0,0001
	2002-2011	10	-13,83	0,112
Salten	1980-2011	32	-7,03	0,0002
	2002-2011	10	2,43	0,197
Vestvågøy	1980-2011	32	-2,34	0,028
	2002-2011	10	0	0,415
Troms	1980-2011	32	-2,69	0,024
	2002-2011	10	9,13	0,092
Varanger	1980-2011	32	-1,73	0,304
	2002-2011	10	4,85	0,245

2.7.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

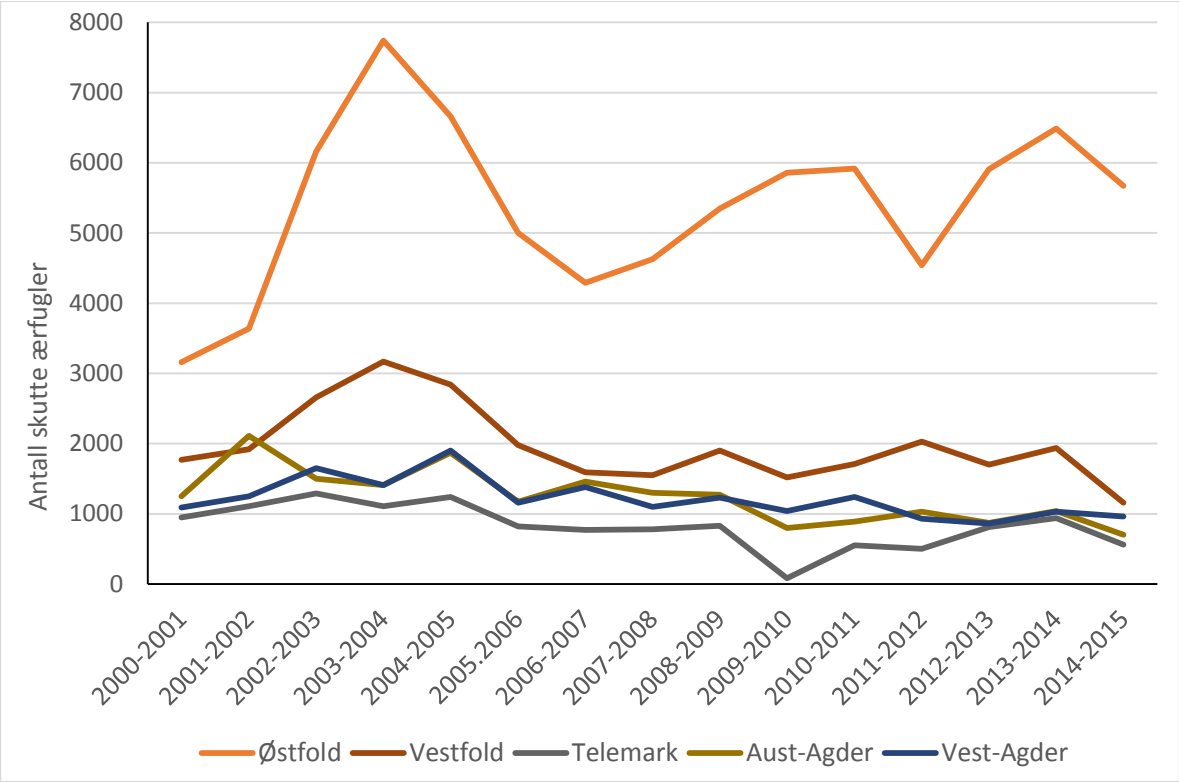
Gjeldende jakttider:
Østfold, Vestfold, Buskerud, Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder fylker: **1.10 - 30.11**.



Figur 2.7.8. *Antall skutte ærfugler på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.7.9*. Gjennomsnittlig antall skutte ærfugler i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.7.10**. Antall skutte ærfugler fra sesongen 2000 til 2014 for de fem fylkene hvor jakt har noe omfang. Data er hentet fra SSB.*

Ærfugl kan jaktes i seks fylker langs kysten fra Østfold til og med Vest-Agder. Antall skutte ærfugler har de siste årene vært forholdsvis stabilt rundt ca. 10 000 fugler, etter en topp på ca. 15 000 i 2003 og 2004 (**figur 2.7.8**). Det skytes flest ærfugler i Østfold, der det har vært en liten økning de siste fem årene sammenliknet med de fem foregående, fra 5000 til 7000 (**figur 2.7.9**). For Agder-fylkene har det vært en liten nedgang (**figur 2.7.9**). I Buskerud er det felt bare rundt 40-60 ærfugler de siste årene (**figur 2.7.9**). Antall felte ærfugler i de fem fylkene med jakt, utenom Buskerud, viser en forholdsvis stabil utvikling i perioden 2000-2014, men med en tydelig variasjon mellom år, spesielt i Østfold (**figur 2.7.10**).

2.7.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Overvåkingssystemet for både hekke- og overvintringsbestandene av ærfugl i Norge har god romlig og geografisk fordeling og er antatt å være representativt for bestandsutviklingen. Det er derimot ingen overvåking av demografiske parametere (som årlig overlevelse, hekkesuksess) som kan medvirke til å forklare årsakene til de endringene som observeres.

Ærfuglen har vært en tallrik hekkefugl i Norge, og en karakterart for kysten. Flere steder samlet den seg i de mange egg- og dunværene langs kysten, med god hjelp av menneskene som bodde der. Med fraflytting fra værene sank antallet fort og voldsomt, og i Vega hekket det rundt århundreskiftet trolig bare 2-3 % av bestanden tidlig i forrige århundre. Med økende drift i noen av egg- og dunværene med nye fuglevoktere er bestanden imidlertid i ny vekst.

2.7.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Ærfugl er på den nye rødlista klassifisert til rødlistekategori NT basert på A2 kriteriet (15-30 % bestandsnedgang siste 3 generasjoner), se **2.7.1**. Det er ikke kjent hvilken betydning jakta har

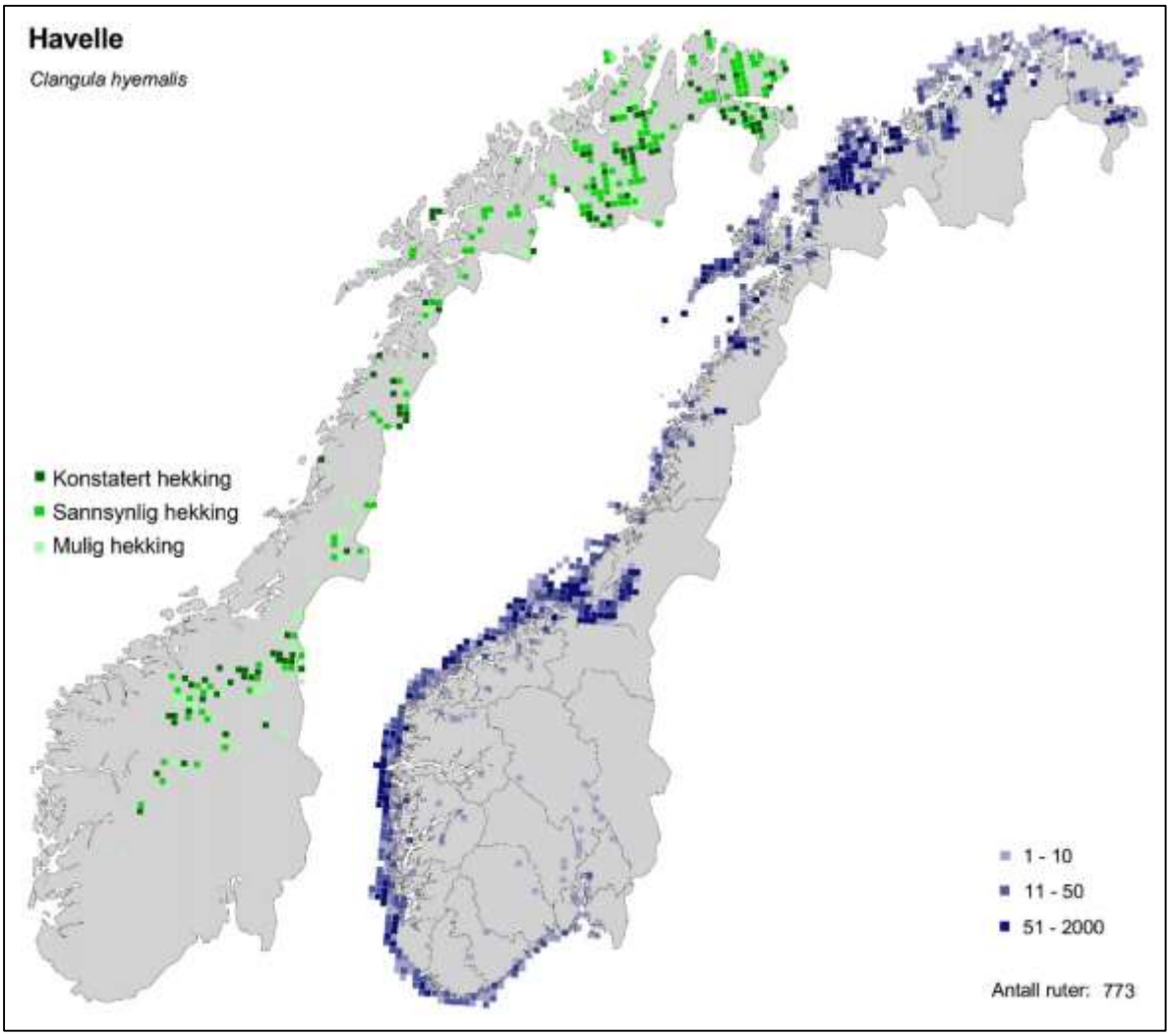
hatt for nedgangen i bestanden, men jaktstatistikken viser et stabilt uttak til tross for nedgangen i bestanden. Det mangler gode data på hvilke (del)bestander vi jakter på i Norge, om det er vesentlig lokale fugler eller om det er fugler som kommer fra andre hekkeområder.

Det foreligger noen tellinger/overvåkingsdata av hekkende ærfugler i Skagerrak-området, særlig fra Fylkesmennenes og NOFs mer eller mindre årlige tellinger i sjøfuglreservater. Dette burde ha vært sammenstilt med tanke på mulige bestandseffekter av jakta på ærfugl i flere av disse fylkene.

2.8 Havelle (*Clangula hyemalis*)

I Sør-Norge hekker havella sparsomt i sentrale fjellområder, sør til Hardangervidda. Hovedutbredelsen ligger likevel i Nord-Norge, med et betydelig antall på Finnmarksvidda og i Varanger. Typisk hekkeplass er ved ferskvannsdammer eller tjern i sentrale fjellområder eller på tundraen. Havella hekker ofte i eller i nærheten av kolonier av rødnebbterne og nyter godt av ternenes forsvar mot fjellrev og tyvjo. Utenom hekketiden oppholder havellene seg i kyst-nære områder. Der beiter den mye på hardbunn i tareskogen (dykker 3-10 m), og tar gjerne mindre bløtdyr, krepsdyr, og i noen grad også fisk.

2.8.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.8.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) havelle i Norge. Hekke-kartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

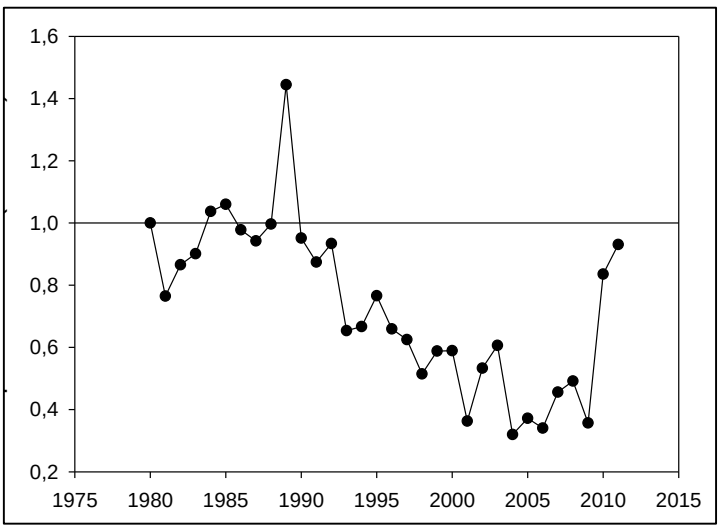
I Norge hekker havelle i høyfjellet i Sør-Norge og ut til kysten fra Brønnøysund og nordover (**figur 2.8.1**). Den er i hekketiden knyttet til ferskvannsdammer og småvann særlig i den lavalpine regionen og hekker høyere til fjells enn andre ender.

Den norske hekkebestanden er tidligere vurdert til 5 000-10 000 par (Gjershaug et al. 1994, BirdLife International 2004). Det er rapportert om redusert bestand i hele Nord-Europa, med en nedgang i Østersjøen på over 65 % mellom 1993-1995 og 2007-2009 (Skov et al. 2011) og på 59 % i den norske vinterbestanden i perioden 1980-2011 (www.seapop.no). Vi har ingen landsdekkende kvantitativ kunnskap om endringer i hekkebestanden for havella i Norge. Men det er lite som tyder på at bestandsutviklingen øker. Med bakgrunn i en antatt moderat bestandsnedgang, er den norske hekkebestanden i dag anslått til å være mellom 3 000 og 7 000 par (Shimmings & Øien 2015).

Om vinteren er havelle en typisk havfugl som forekommer langs isfrie kyster i arktiske strøk sør til Danmark (**figur 2.8.1**). Norske og svenske hekkefugler overvintrer sannsynligvis langs norskekysten. Det er bare tre gjenfunn av 90 ringmerkede haveller i Norge. Utenom et funn på merkestedet er ei funnet i Russland og ei på Island. De fleste palearktiske havellene synes å overvintre i Østersjøen. Det ene funnet indikerer at russiske fugler kan overvintre langs norskekysten.

Overvåking av overvintrende sjøfugl langs norskekysten viser en bestandsnedgang i størrelsesorden 2,8 % pr. år for perioden 1980-2011, og 25 % for en 12-års periode (S.H. Lorentsen pers.medd.) (**figur 2.8.2, tabell 2.8.1**). Wetlands International rapporterer også om en avtagende bestand i Nordvest-Europa for perioden 2000-2010. Ottosson et al. (2012) antar at en liten bestandsøkning har skjedd for den svenske bestanden i de siste 30 årene. Men i svensk rødliste av 2015 er det, basert på vintertellinger i Østersjøen, antatt at det har vært en betydelig bestandsnedgang i de siste 20 årene, en trend som også er ventet å fortsette i kommende år. For de siste 10 årene har det vært en årlig økning i bestanden, vesentlig på grunn av to gode år i 2010 og 2011 (jf. tabell 2.8.1).

For å bli kategorisert som Nær truet (NT) i den nye rødlista for 2015, må en art ha en bestandsnedgang i Norge på mer enn 10% i løpet av de siste 12 år (etter kriteriet C1 < 20 000 reproduserende individ og > 10% bestandsnedgang siste 3 generasjoner) (Hilmo 2015). Rødlistekategorien nedgraderes ikke da det er rapportert om betydelig bestandsnedgang i den vest-europeiske bestanden, noe som blant annet er begrunnet i en stor observert nedgang i antall overvintrende individer i Østersjøen. Dessuten er arten rødlistet som Sårbar (VU) på globalt nivå (IUCN 2014).



***Figur 2.8.2**. Bestandsutvikling for overvintrende havelle i hele landet, basert på resultater fra noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler. Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 1 (kilde: www.seapop.no).*

***Tabell 2.8.1**. Bestandsutvikling for overvintrende havelle i hele landet, basert på resultater fra noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler (kilde: www.seapop.no).*

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Hele landet	1980-2011	32	-2,84	0,023
	2002-2011	10	5,63	0,188

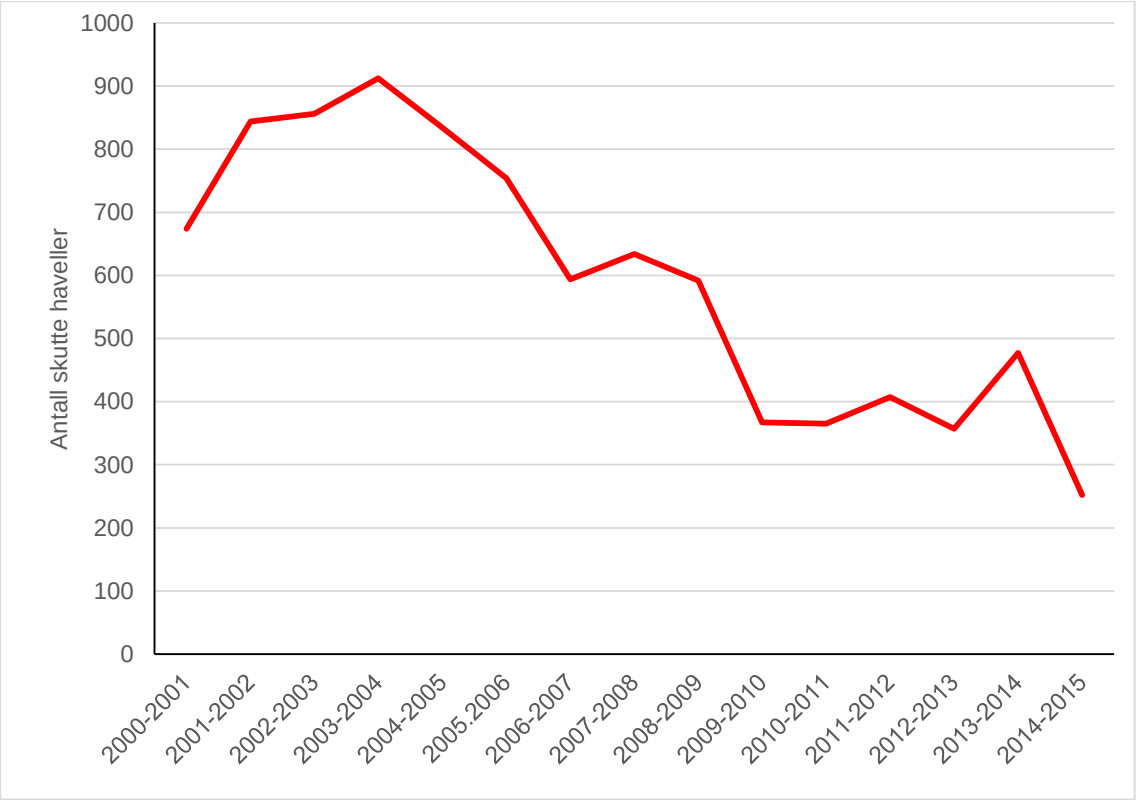
I noen områder med bestandsovervåking av overvintrende sjøfugler, er datagrunnlaget godt nok til å beregne bestandstendenser fra 1980 (**tabell 2.8.2)**. For Østfold har det vært en jevn og klar økning de siste 15-20 årene. I flere andre områder, derimot, har det vært en betydelig bestandsnedgang. Det er imidlertid årlige variasjoner i flere områder, som sammen med lave antall i noen områder gjør det vanskelig å se entydige geografiske trender i materialet. Men det synes å ha vært en markert nedgang i områdene Smøla, Trondheimsfjorden og Salten.

***Tabell 2.8.2**. Bestandsutvikling for overvintrende havelle i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler.*

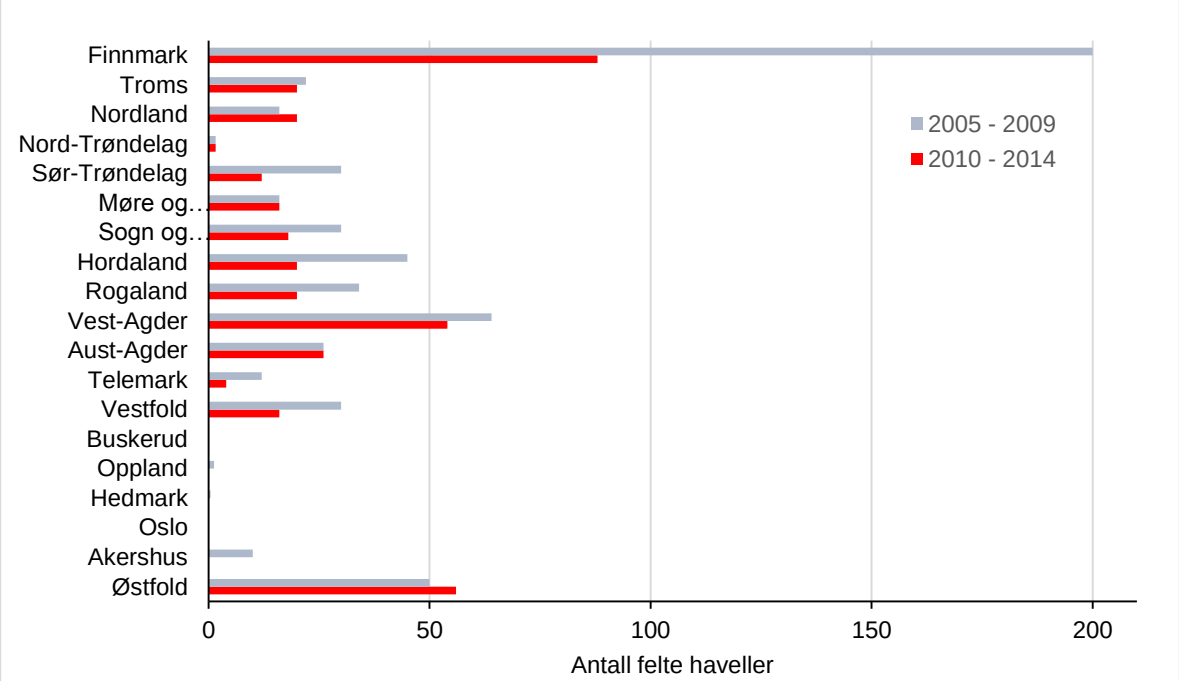
Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Østfold	1980-2011	32	29,95	0,0001
	2002-2011	10	25,69	0,004
Vest-Agder	1980-2011	32	1,42	0,070
	2002-2011	10	9,38	0,094
Rogaland	1980-2011	32	-4,25	0,0006
	2002-2011	10	-0,24	0,550
Smøla	1980-2011	32	-2,68	0,045
	2002-2011	10	-9,32	0,077
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	-6,27	0,007
	2002-2011	10	-23,48	0,0032
Vega	1980-2011	32	-3,05	0,0001
	2002-2011	10	-0,994	0,114
Salten	1980-2011	32	-8,85	0,0001
	2002-2011	10	-4,83	0,183
Vestvågøy	1980-2011	32	-4,47	0,0003
	2002-2011	10	2,45	0,287
Troms	1980-2011	32	-0,67	0,516
	2002-2011	10	26,68	0,020
Varanger	1980-2011	32	-0,94	0,495
	2002-2011	10	3,61	0,465

2.8.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

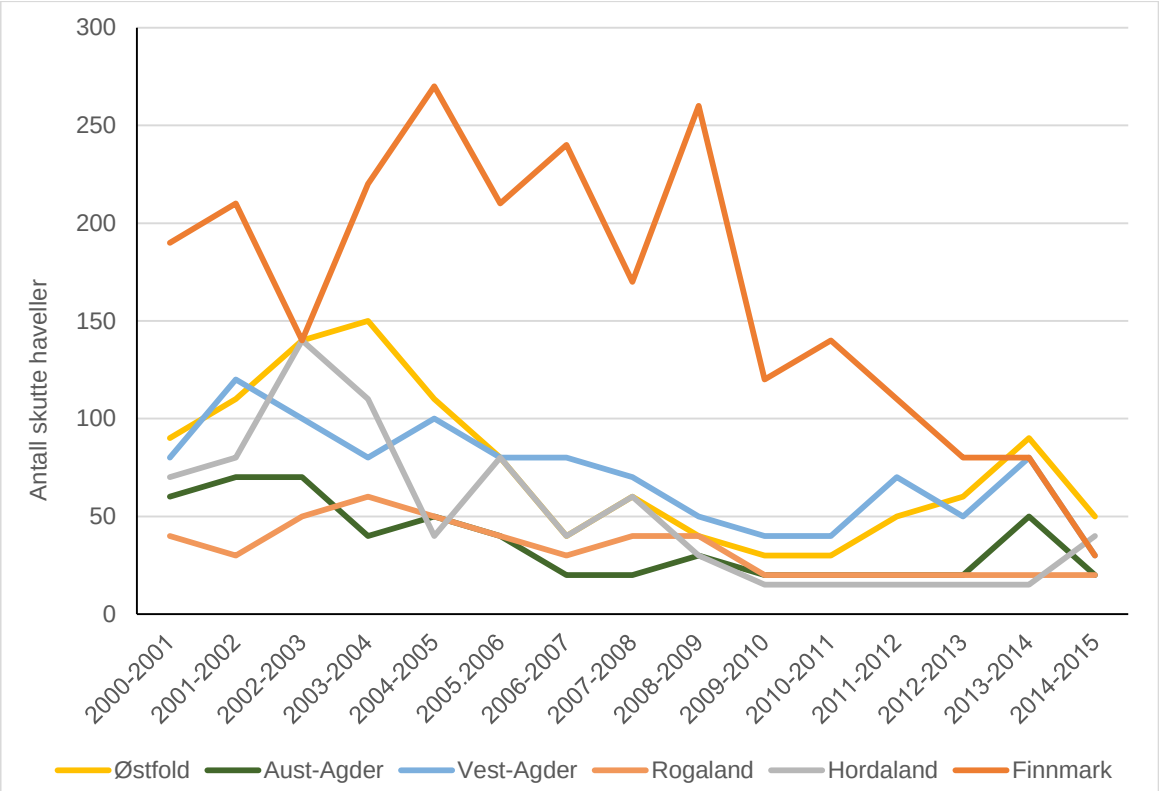
Gjeldende jakttider: Hele landet: **10.9 - 23.12**.



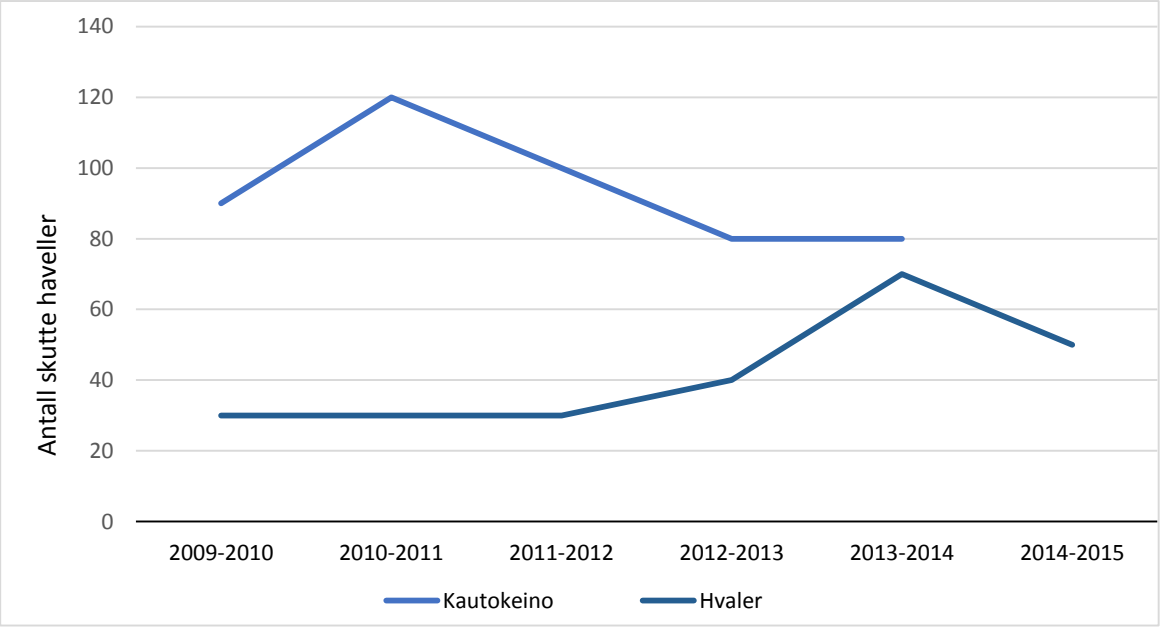
Figur 2.8.3. *Antall skutte haveller på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.8.4*. Gjennomsnittlig antall skutte haveller i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.8.5**. Antall skutte haveller fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.8.6.** Antall skutte haveller fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de to kommunene hvor totalt antall skutte fugler er høyt nok til å presentere utviklingen i antall skutte fugler. For Kautokeino er antallet så lavt i 2014-2015 at tall ikke er oppgitt (nær null?). Data er hentet fra SSB.*

Det felles relativt få haveller under jakta i Norge. I årene etter 2000 ble det på det meste skutt litt over 900 haveller, mens det i 2014 ble skutt bare om lag 250 (**figur 2.8.3**). I perioden 2005-2009 ble det felt i gjennomsnitt 588 individer, mot 372 i perioden 2010-2014. Nedgangen har vært stor

i de fleste av fylkene, særlig i Finnmark (**figur 2.8.4**). Jaktstatistikken tilbake i tid viser at det på slutten av 1990-tallet ble felt opp mot 1500 individer noen år, så det har vært en langvarig nedgang i antall skutte haveller i Norge.

I perioden 2000-2014 har det blitt skutt flest haveller i Finnmark, men med stor variasjon mellom år (**figur 2.8.5**). For alle fylker er det stor variasjon i antall skutte haveller mellom år, men trenden er gjennomgående avtagende (**figur 2.8.5).** De fleste havellene blir skutt i Kautokeinoved vårjakt på ender. Ved forrige endring i forskrift om vårjakt, som trådte i kraft 3. juni 2013, ble havelle tatt ut av de jaktbare artene (kun stokkand, toppand og siland står igjen). For 2014 var antall skutte haveller i Kautokeino så lavt at SSB ikke har oppgitt antallet. For andre kommuner er det bare i Hvaler i Østfold hvor det felles mange nok haveller til at utviklingen over tid kan vises (**figur 2.8.6**).

2.8.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det finnes ingen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, og derfor finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for havelle. Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid. Vi vet imidlertid lite om hvor stor del av overvintringsbestanden som utgjøres av norske fugler, og dermed hvilken effekt jakta kan ha for bestandsutviklingen av arten.

Årsakene til bestandsnedgangen hos havelle kan være mange og inkluderer blant annet menneskelige forstyrelser, bifangst i fiskegarn, næringskonkurranse med fisk og habitatendringer. Havella er også spesielt utsatt for olje- og annen forurensning i marine områder, og det er flere dokumenterte tilfeller fra utlandet hvor mange har omkommet som følge av oljeutslipp (se www.birdlife.no).

2.8.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Havella vil på neste partsmøte i Vannfuglavtalen få sin egen internasjonale handlingsplan og Norge er en del av denne (Hearn et al. in prep.). I utkastet til avtale er det listet en rekke kunnskapsbehov, der landene som er med i avtalen, vil få ansvar for å følge opp en rekke av disse punktene (**tabell 2.8.3)**. Jakt er ikke nevnt blant disse punktene, det er derimot bruk av koordinert bruk av GPS-teknologi for å få bedre oversikt over viktige områder for havella, også langs kysten vår, for bl.a. å styre en del menneskelige aktiviteter som vindkraftanlegg, akvakulturanlegg m.m. bort fra slike områder (Follestad 2015).

*Tabell **2.8.3**. De to kunnskapshullene med høyest prioritet vedrørende bestand, demografi og trusler for havelle, slik de er listet i et utkast til den internasjonale handlingsplan for havelle (Kilde: Tabell 10 i Wildfowl & Wetlands Trust 2015).*

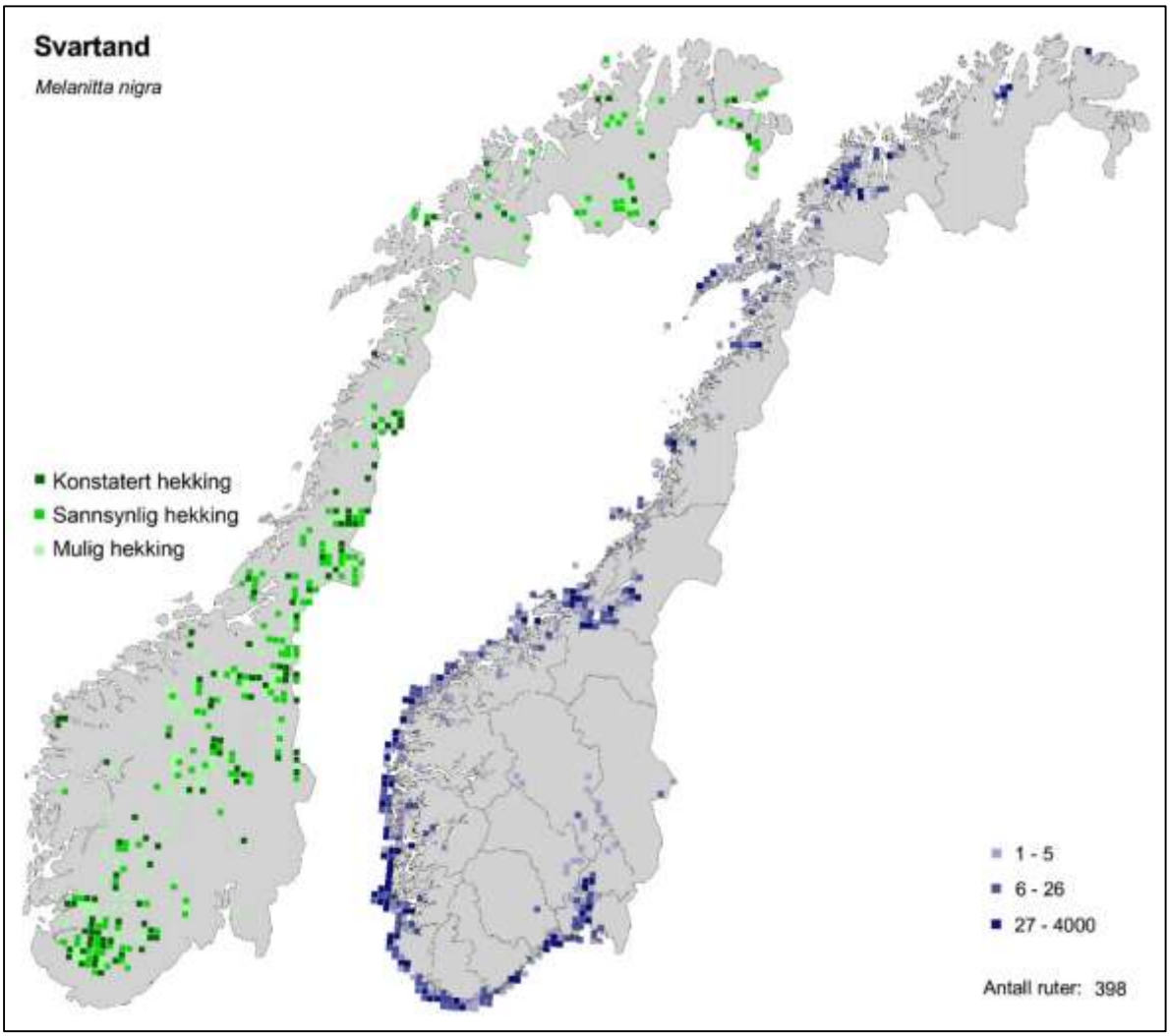
Action		Priority	Timescale	Organisations
2.2.1.	Produce more reliable estimates of birds affected by oiling incidents	High	By 2018	Range States, HELCOM, OSPAR, shipping industries
2.2.2.	Produce up-to-date estimates of birds affected by bycatch in wintering and breeding areas	High	By 2018	Range States, fishing industries

I arbeidet med den nye rødlista for 2015, er havella plassert i kategorien Nær truet (NT), se **2.8.1**. Når det samtidig er rapportert om betydelig bestandsnedgang i den vest-europeiske bestanden og at arten er rødlistet som Sårbar (VU) på globalt nivå, er det grunn for å vurdere om havella fortsatt skal være jaktbar i Norge.

2.9 Svartand (*Melanitta nigra*)

I Norge hekker svartanda spredt ved fjellvatn, hovedsakelig i bjørke- og vierregionen fra Ryfylke til Finnmark, og delvis ned i barskogen, helt inn mot svenskegrensa. Den kan også finnes i øvre del av barskogen og dels også ute ved kysten. Svartender benytter seg kun av marine miljøer til overvintring og beiter både på hardbunn og sandbunn, og dykker vanligst ned til 10 meter eller mer. Næringen består overveiende av bløtdyr som muslinger og snegler. Den foretrekker å beite på sandbunn. I vinterhalvåret er den mer knyttet til åpen sjø enn sjøorren.

2.9.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

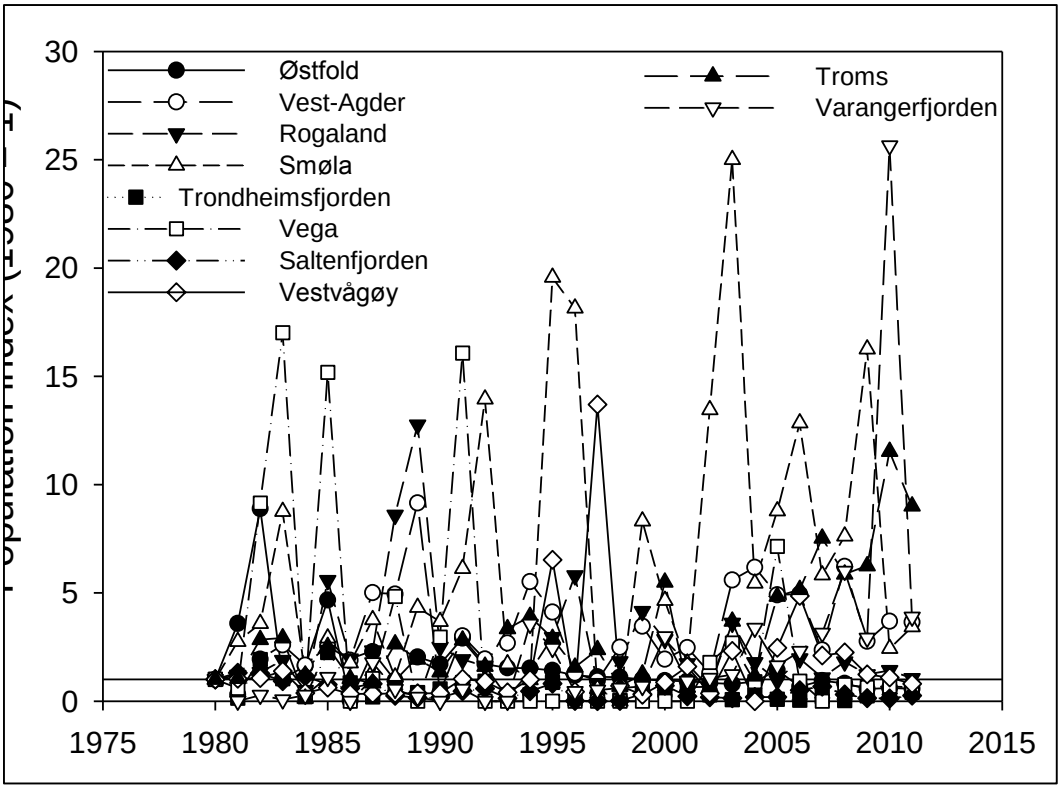


***Figur 2.9.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) svartand i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge hekker svartanda spredt og fåtallig i store deler av landet. Den er i hekketiden knyttet til fjellvann i bjørke- og vierregionen, men er unntaksvis funnet hekkende helt ute på kysten (**figur 2.9.1**). Vinterstid trekker svartanda til kysten og overvintrer hovedsakelig i tilknytning til det marine miljøet (**figur 2.9.1**). Tidligere er hekkebestanden anslått til 1000 – 5000 par (BirdLife 2004). Den norske hekkebestanden er nå anslått til å være mellom 635 og 1255 par (Shimmings & Øien 2015).

Vi har ingen landsdekkende kvantitativ kunnskap om bestandsendringer for svartand for Norge, men regionale rapporter antyder omfattende bestandsnedgang for deler av den norske hekkebestanden siden begynnelsen av 1990-tallet (Nord-Trøndelag, Oppland og Vest-Agder, > 50 % siste 20 år) (se oppsummering i Shimmings & Øien 2015). Den svenske bestanden har imidlertid økt (Ottosson et al. 2012) og for de nordlige delene av den svenske fjellkjeden ble det innenfor et stort undersøkelsesområde funnet fem ganger flere hekkende par i 2009 sammenlignet med midten av 1970-tallet (Nilsson & Nilsson 2012). Den siste undersøkelsen dekket ikke deler av skogområdene som ble undersøkt i 1972-1975. Det er derfor ikke kjent om det har vært en tilsvarende økning her. Den finske bestanden er antatt å være stabil (Valkama et al. 2011). For Oppland sin del antydes det at arten nå hekker høyere til fjells enn tidligere (Shimmings & Øien 2015), men det er ikke klart om dette og økningen i Sverige kan indikere at det har skjedd en forskyvning av hekkebestanden nordover og oppover i fjellet. Mange norske fjellområder er mindre besøkt av ornitologer og den samlede nedgangen for bestanden i Norge kan derfor være mindre enn det lokale rapporter tyder på. Svartand klassifiserer til rødlistekategori Sårbar (VU) etter kriteriet C1 (mer enn 10 % bestandsnedgang siste 12 år og bestand < 10 000 individ). For at arten skulle klassifisert til EN måtte bestandsnedgangen ha vært > 20 % siste 8 år, noe Artsdatabankens ekspertkomite for fugl vurdere ikke å ha vært tilfelle.

Unge svartender kan samle seg i flokker på flere hundre langs kysten fra siste halvdel av august, og mange synes å forlate landet i september-oktober.



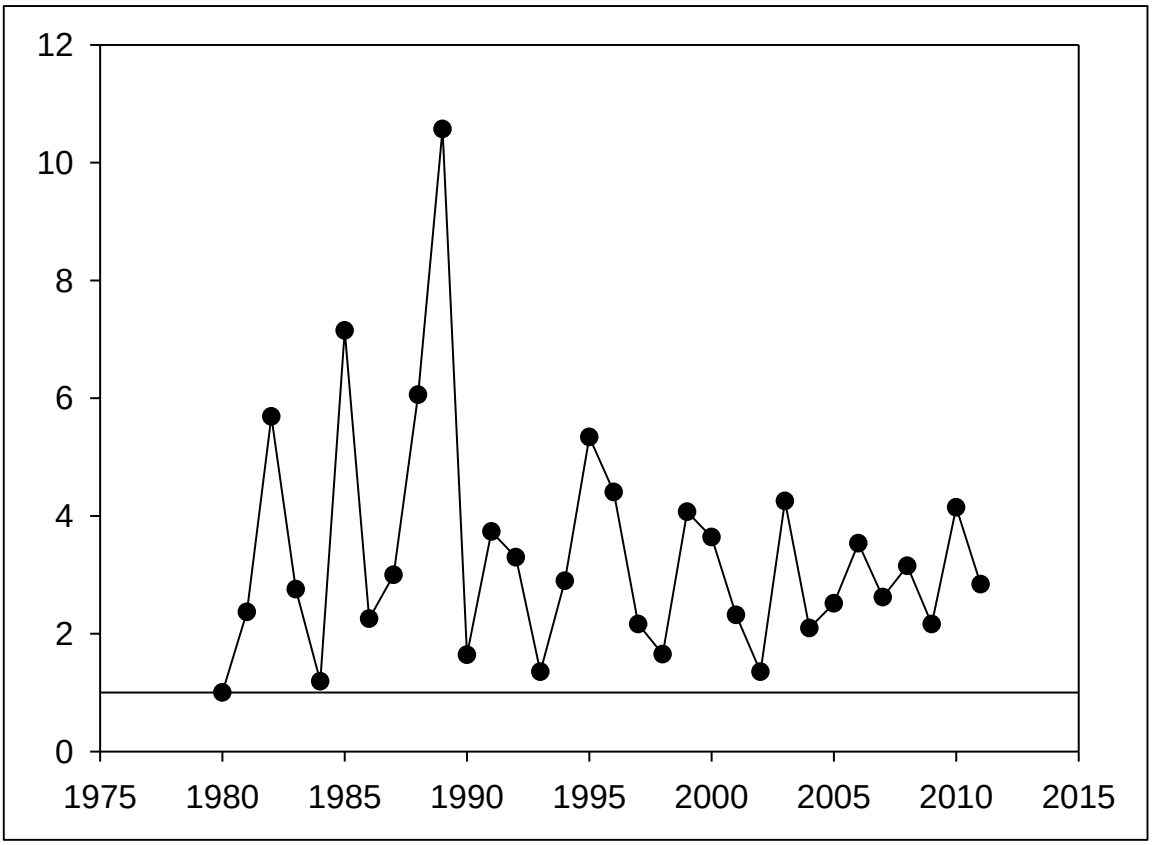
***Figur 2.9.2**. Bestandsutvikling for overvintrende svartand i flere områder som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler. Bestandsutviklingen er vist i forhold til antallet i 1980, som er satt til 1 (data fra www.seapop.no).*

Vi vet lite om trekket til de norske svartendene. Det overvintrer svartender langs norskekysten (**figur 2.9.1**), men mange trekker også sørover til danske farvann. Det foregår et omfattende trekk over Østfoldkysten på høsten, men det er ikke kjent hvor disse fuglene kommer fra. Hele vinterbestanden i NV-Europa er anslått til 800 000 individer, men det er også antydet at den kan være nesten det dobbelte, da det bare i danske farvann kan ligge opptil 800 000 individer.

Vinterbestanden i Norge er til sammenligning liten. Den varierer mye mellom år, men i snitt er den anslagsvis ca. 5500 individer. Den relative bestandsutviklingen i noen sjøfugllokaliteter er angitt i figur 2.9.3. Bestandsutvikling I Vest-Agder er det observert en positiv bestandsutvikling i perioden 1972-2000, mens overvintringsbestanden på landsbasis er stabil (**tabell 2.9.1**).

***Tabell 2.9.1**. Bestandsutvikling for overvintrende svartand i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler (data fra www.seapop.no).*

Område	**Periode**	**Antall år**	**Årlige endringer (%)**	**P**
Østfold	1980-2011	32	-3,16	0,19
	2002-2011	10	-5,43	0,106
Vest-Agder	1980-2011	32	4,67	0,046
	2002-2011	10	1,4	0,399
Rogaland	1980-2011	32	-1,01	0,461
	2002-2011	10	-1,18	0,515
Smøla	1980-2011	32	22,88	0,16
	2002-2011	10	-13,74	0,07
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	-5,72	0,092
	2002-2011	10	7,52	0,363
Vega	1980-2011	32	-18,43	0,142
	2002-2011	10	-27,83	0,226
Salten	1980-2011	32	-5,29	0,039
	2002-2011	10	1,51	0,244
Vestvågøy	1980-2011	32	4,68	0,265
	2002-2011	10	-1,15	0,598
Troms	1980-2011	32	5,6	0,047
	2002-2011	10	28,06	0,012
Varanger	1980-2011	32	234,48	0,004
	2002-2011	10	24,77	0,041



Figur 2.9.3. *Bestandsutvikling for overvintrende svartand for hele landet, basert på resultater fra noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler (data fra www.seapop.no).*

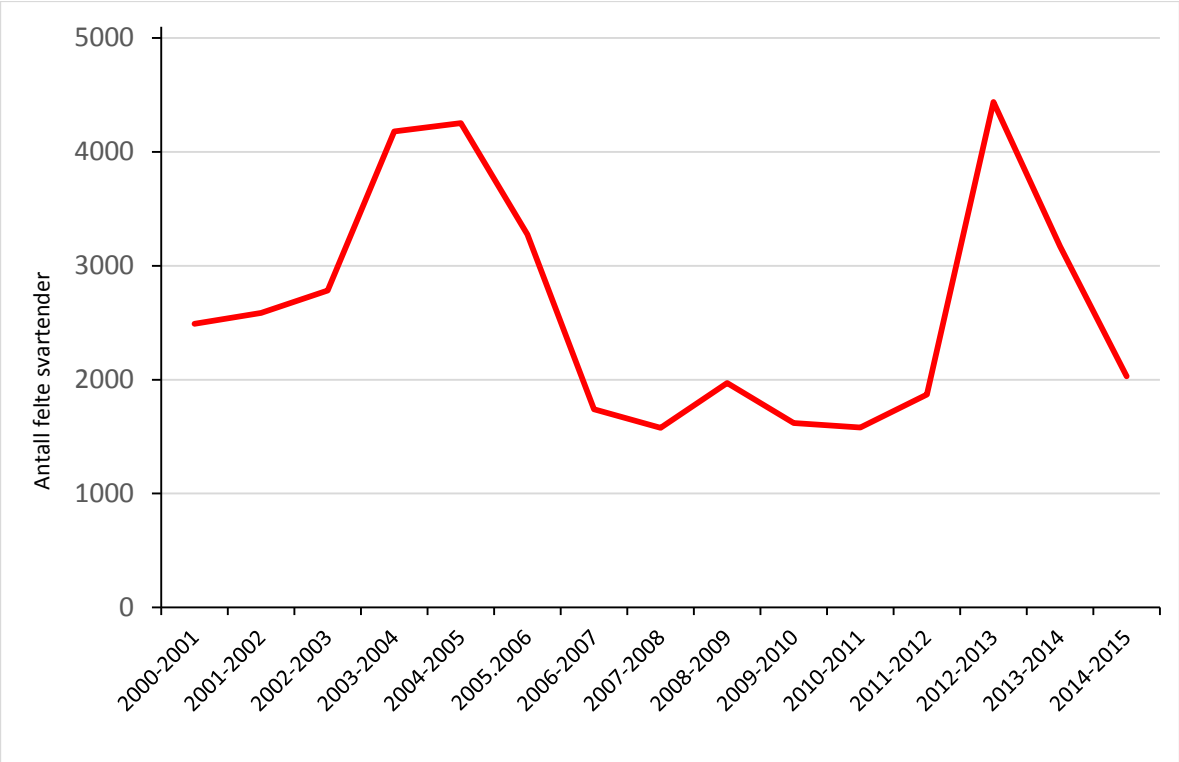
Tabell 2.9.2*. Antall felte svartender i ulike deler av landet i periodene 2004-2008 og 2009-2013 (data fra www.seapop.no).*

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Hele landet	1980-2011	32	-0,04	0,579
	2002-2011	10	4,36	0,249

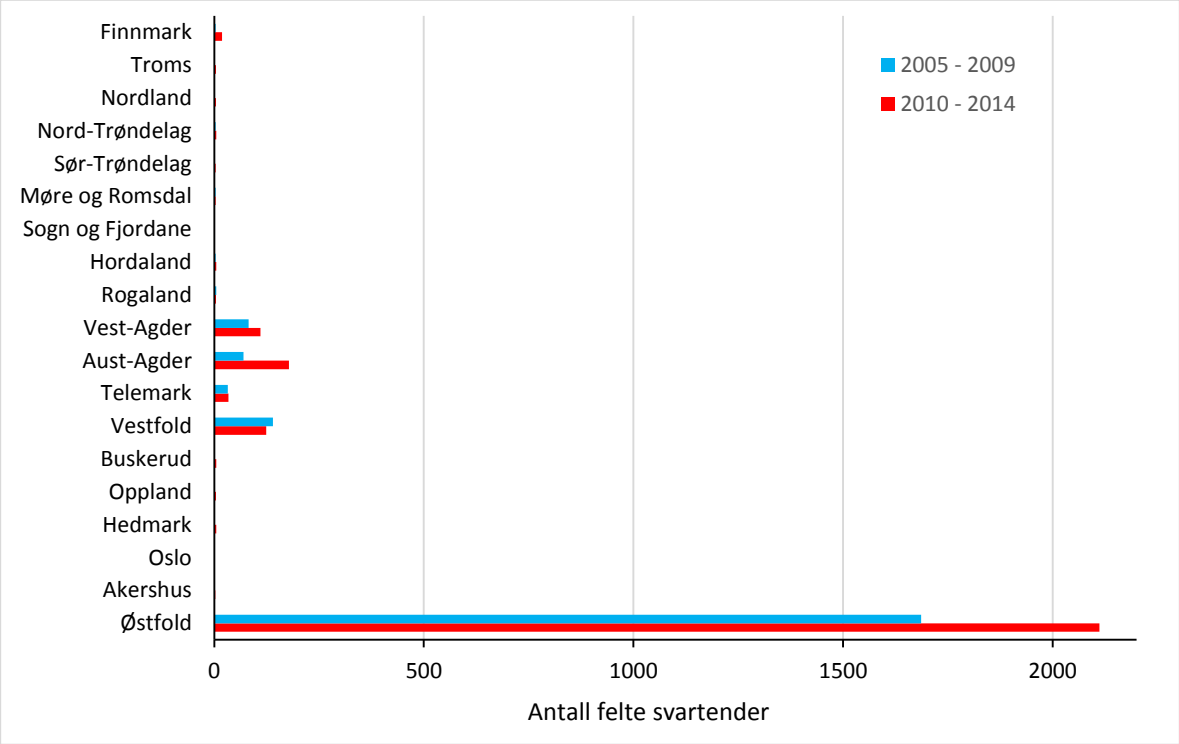
2.9.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Østfold, Akershus, Oslo, Vestfold, Buskerud, Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder fylker: **10.9 - 23.12**.

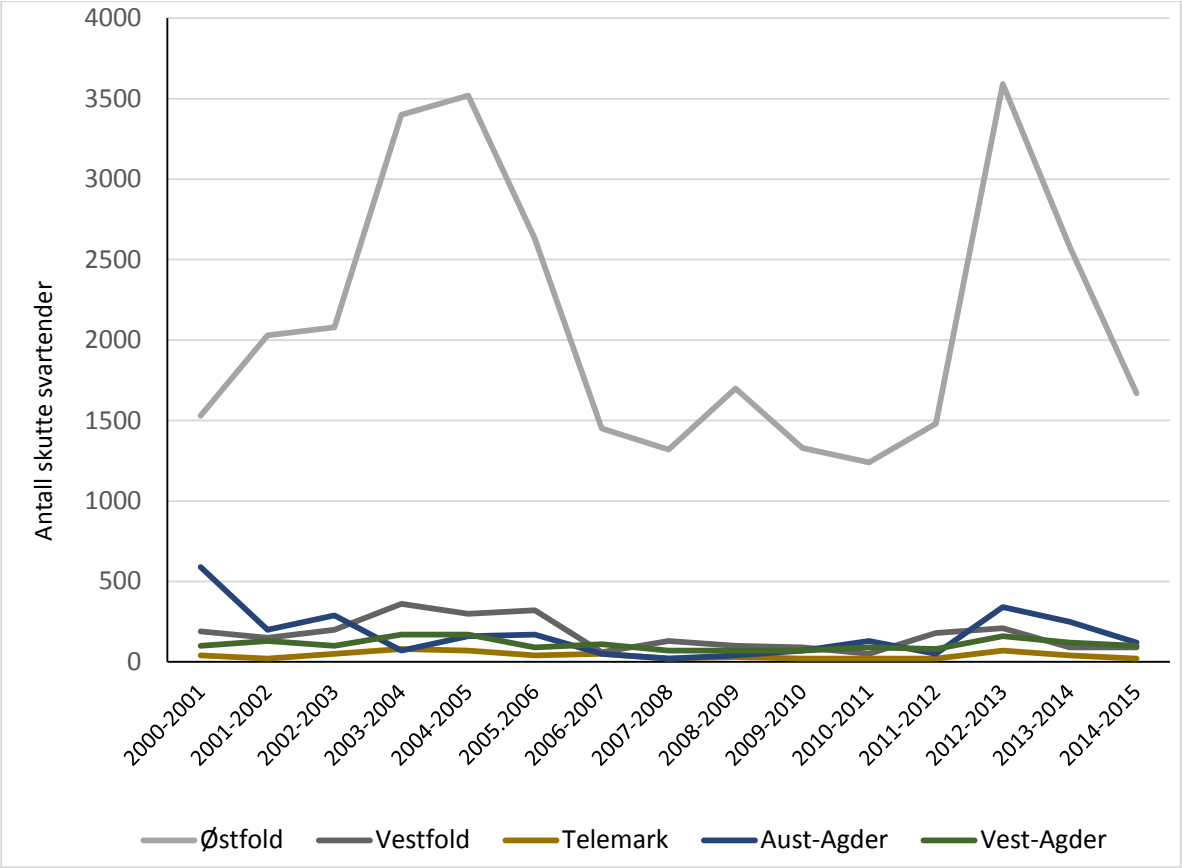
Antall skutte svartender har variert mye i perioden 2000-2014, men uten at det er en tydelig trend i materialet. Antallet har variert fra ca. 1500 til ca. 4500 årlig (**figur 2.9.4**). Det skytes klart flest svartender i Østfold (**figur 2.9.5**), og det er de årlige variasjonene i dette fylket (**figur 2.9.6**) som gir utslag for totaltallene for hele landet. I fylkene fra Vestfold til Vest-Agder skytes det årlig gjennomsnittlig fra 325 individer i 2005-2009 til vel 450 i 2010-2014. Dette er en økning mellom de to periodene på 25,7 %. Det skytes så godt som ikke svartender langs kysten fra Rogaland og nordover. De to klart viktigste kommunene for jakt på svartand, er Hvaler og Fredrikstad i Østfold, men også her varierer antall skutte svartender mye mellom år (**figur 2.9.7**).



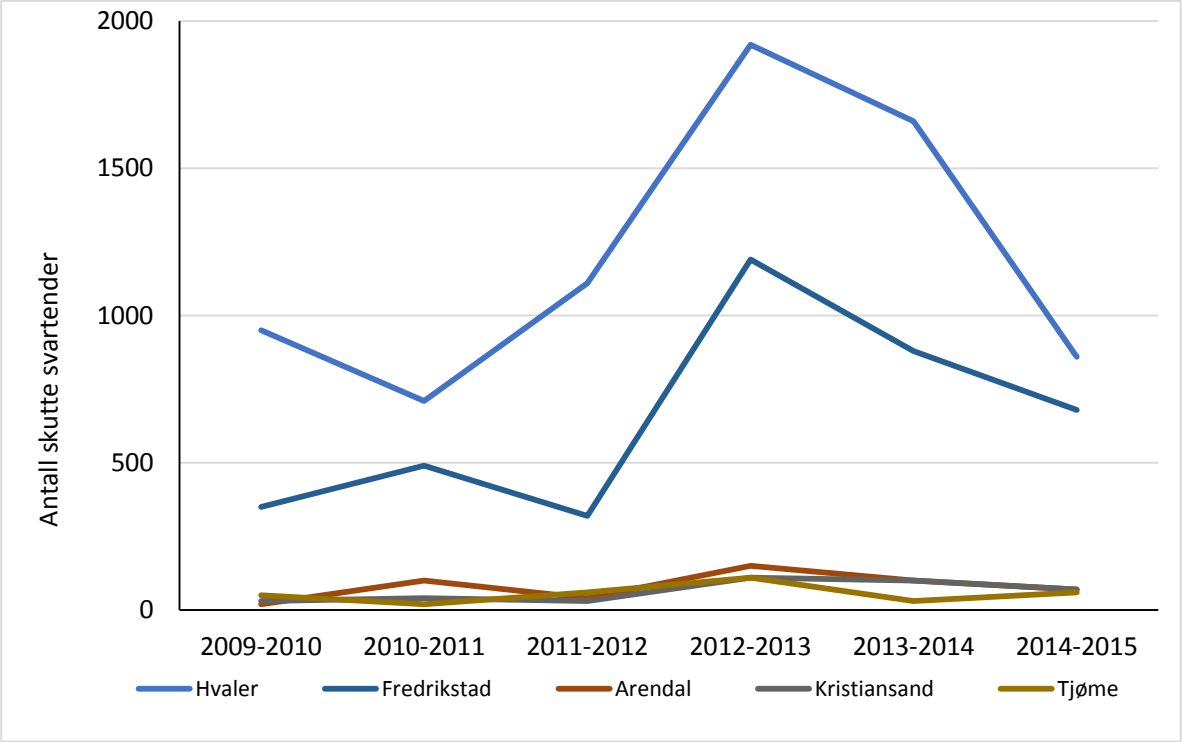
Figur 2.9.4. *Antall skutte svartender på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.9.5*. Gjennomsnittlig antall skutte svartender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.9.6**. Antall skutte svartender fra sesongen 2000 til 2014 for de fem fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.9.7.** Antall skutte svartender fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de fem kommunene med flest skutte fugler i perioden 2009-2014. Data er hentet fra SSB.*

2.9.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det finnes ingen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, og derfor finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for denne arten. Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid. Vi vet imidlertid lite om hvor stor del av overvintringsbestanden som utgjøres av norske fugler, og dermed hvilken effekt jakta kan ha for bestandsutviklingen av arten.

Svartand klassifiserer til rødlistekategori VU etter kriteriet C1 (mer enn 10 % bestandsnedgang siste 12 år og bestand < 10 000 individ, se **2.9.1**).

Det er stor usikkerhet om bestandens størrelse og utvikling, og hvilke bestander man høster av. Ettersom den norske hekkebestanden er anslått til å være mellom 635 og 1255 par (Shimmings & Øien 2015), er det mye som tyder på at fellingstall opp mot 3500-3600 svartender i Østfold, i stor grad må være fugler fra bestander i andre land. Dette kan kanskje forklare de store variasjonene i antall felte svartender i dette fylket.

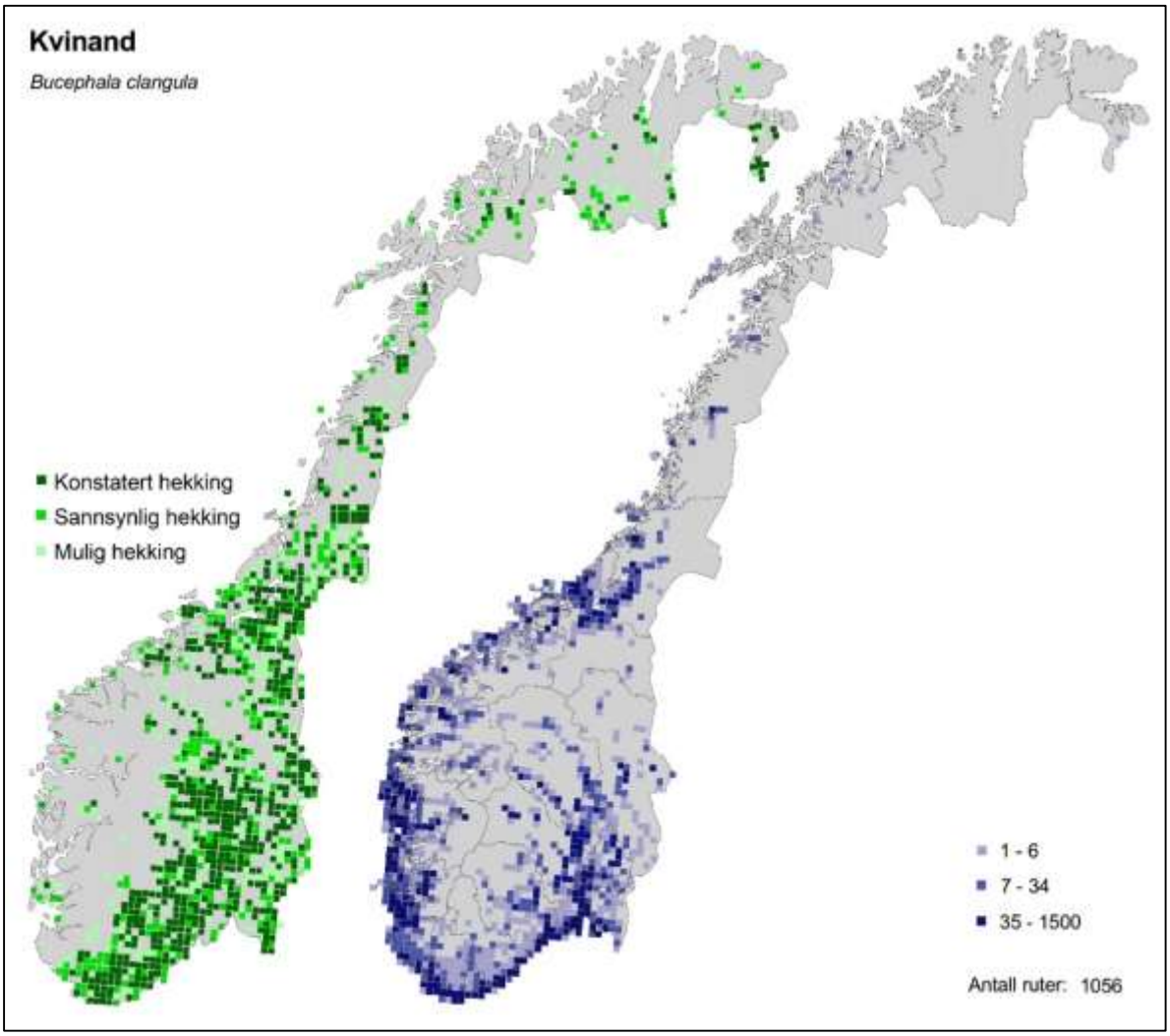
2.9.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.).

Svartanda er en av våre fjellender med en rekke kunnskapshull i forhold til lokale bestanders størrelse og utvikling, demografi og trusler mot bestanden. Framtidige behov for tiltak vil på flere områder være lik de som er skissert for havelle (se **2.8.4**).

2.10 Kvinand (*Bucephala clangula*)

I Norge hekker kvinanda vanlig i Sør-Øst og Midt-Norge i innsjøer og stillerennende elver i skogsområder. På Vestlandet er arten svært fåtallig, mens den i Nord-Norge hekker spredt i passende habitat opp til Stabbursdalen og Pasvik. Arten er avhengig av egnet hulrom for hekkeplass, så som svartspettreir eller holker.

2.10.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



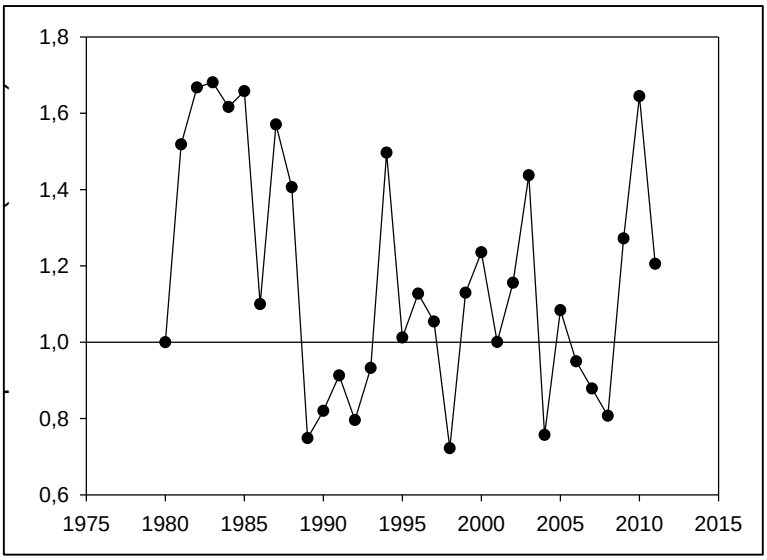
***Figur 2.10.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) kvinand i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 - 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge hekker kvinanda vanlig i Sør-Øst og Midt-Norge i innsjøer og stillerennende elver i skogsområder. På Vestlandet er arten svært fåtallig, mens den i Nord-Norge hekker spredt i passende habitat opp til Stabbursdalen og Pasvik. Den overvintrer både langs kysten og i vassdrag som er åpne om vinteren i Sør-Norge, men er fåtallig lenger nord vinterstid (**Figur 2.10.1**).

Den norske hekkebestanden av kvinand ble av Gjershaug et al. (1994) vurdert til å være i størrelsesordenen 10 000-20 000 par i perioden 1970-1990. Bestandsestimatet var uendret i perioden 1990-2002 (BirdLife International 2004). I Sverige har man forsøkt å forbedre bestandsestimatet ved å se på tettheten av kvinand i våtmark (Ottosson et al. 2012). Selv om kvinand ikke hekker ved alle passende innsjøer i Norge, og i tillegg hekker i en del andre habitater, er det sannsynlig at hekkebestanden er i størrelsesordenen 15 000-20 000 par (Shimmings & Øien 2015). Men bestandsutviklingen for arten i Norge er dårlig kjent.

De fleste ringmerkede kvinender i Norge er hunner som er fanget på reir, enten i fuglekasser eller naturlige hull. De fleste av 40 gjennfunn utenom hekkeplass, er rapportert som skutt. Det er 21 høst- og vinterfunn i utlandet, vesentlig fra Danmark, Sverige, Nederland og Frankrike. Vi vet ikke hvor stor del av bestanden som overvintrer i Norge som er norske. Det er mulig at mange av dem er fra Sverige, Finland eller Russland, som alle har store hekkebestander (se Bakken et al. 2003).

Data fra bestandsovervåking av overvintrende sjøfugler i Norge viser at bestanden av kvinand har variert en del fra år til år, uten noen klar tendens til endringer (**figur 2.10.2, tabell 2.10.1**).



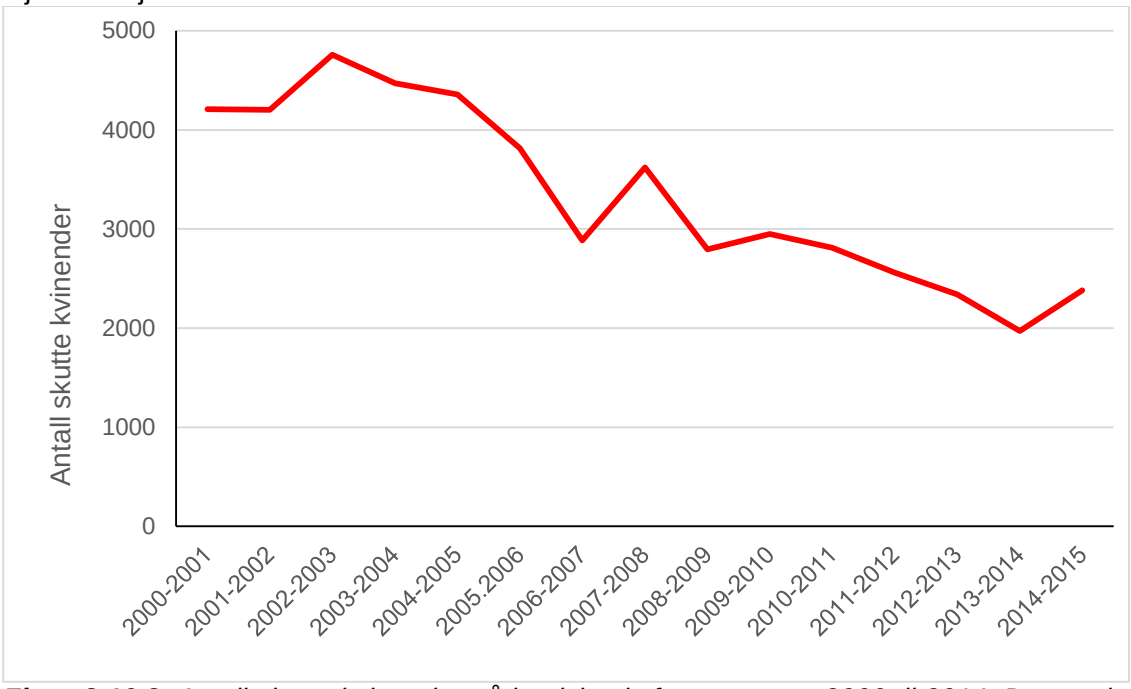
***Figur 2.10.2**. Bestandsutvikling for overvintrende kvinand i hele landet, basert på resultater fra noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler (data fra www.seapop.no). Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 1.*

***Tabell 2.10.1**. Bestandsutvikling for overvintrende kvinand i to perioder, basert på resultater fra noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler (data fra www.seapop.no).*

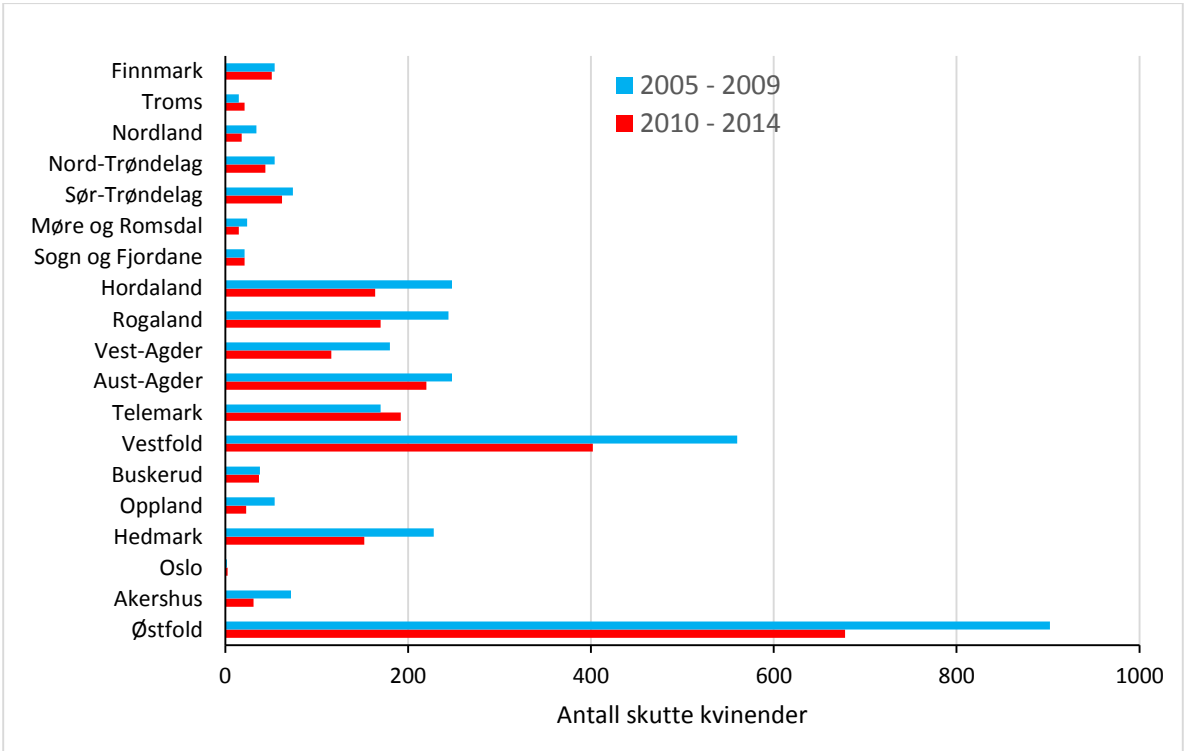
Område	Periode	Antall år	Årlig endring (%)	P
Hele landet	1980-2011	32	-0,82	0,129
	2002-2011	10	1,78	0,470

2.10.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

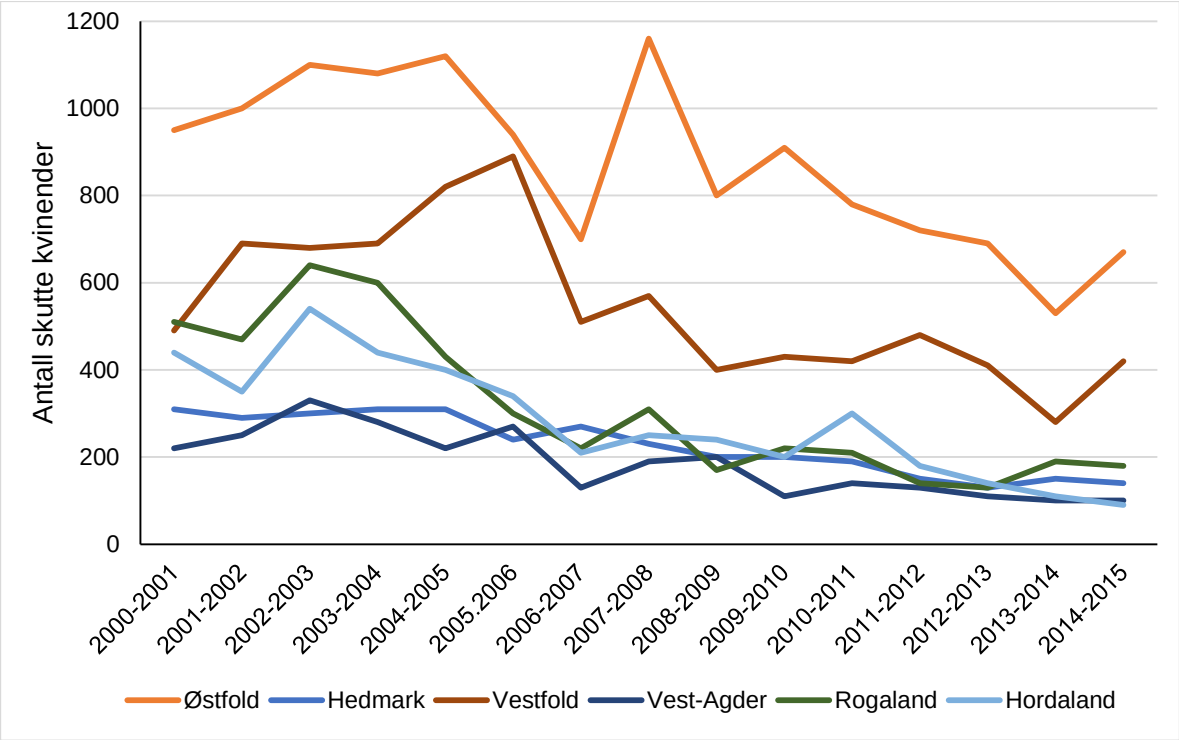
Gjeldende jakttider: Hele landet: **10.9 - 23.12.**



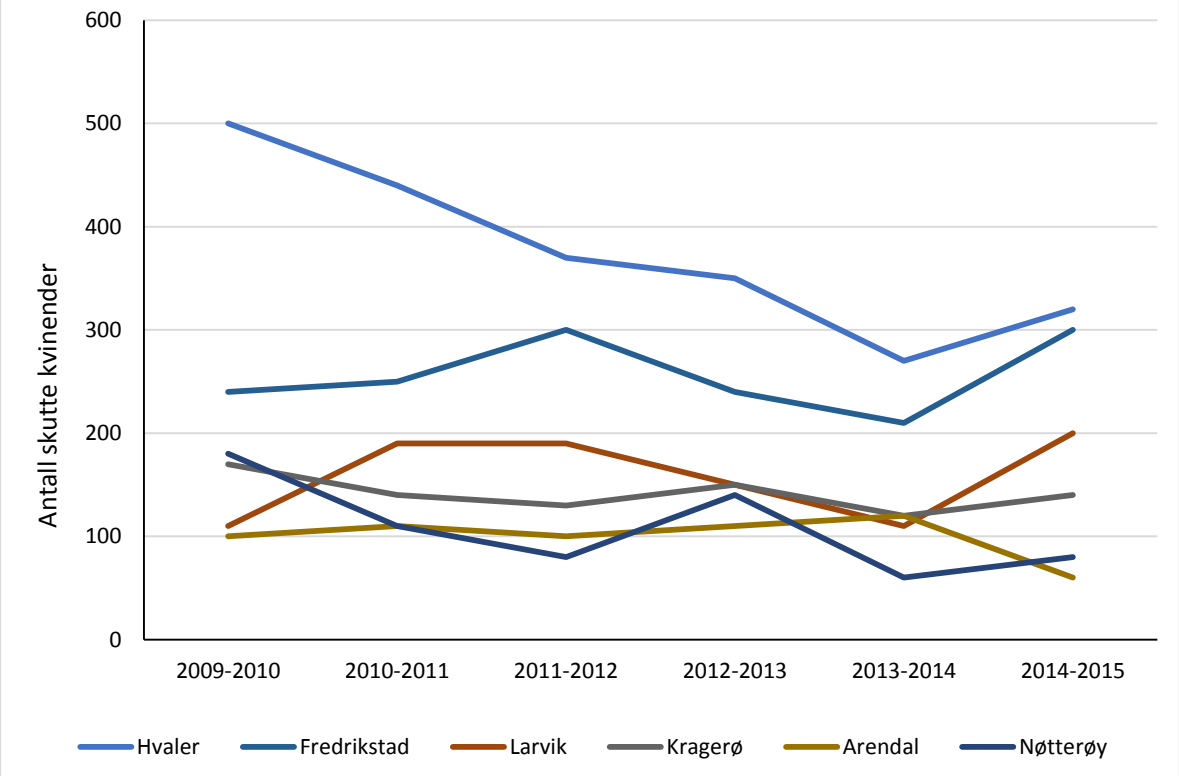
Figur 2.10.3. *Antall skutte kvinender på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.10.4*. Gjennomsnittlig antall skutte kvinender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



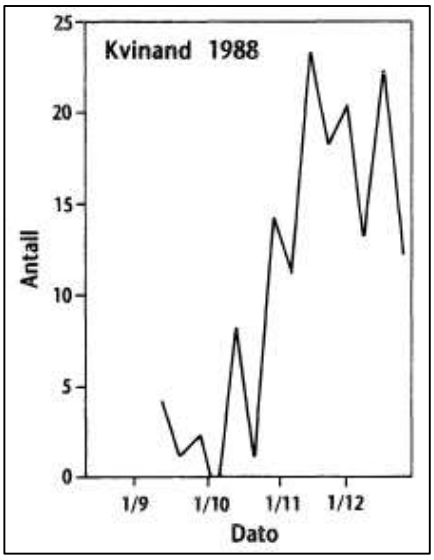
***Figur 2.10.5**. Antall skutte kvinender fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.10.6.** Antall skutte kvinender fra 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

I årene etter 2000 ble det skutt mellom 4000 og 5000 kvinender i Norge, men dette tallet er nå nær halvert til størrelsesorden 2000-2500 fugler (**figur 2.10.3**). Gjennomsnittlig antall skutte kvinender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014 viser at antall skutte ender er redusert i siste periode i praktisk talt alle fylker (**figur 2.10.4**). I perioden 2000-2014 her det blitt skutt flest kvinender i Østfold og Vestfold, men med stor variasjon i antall mellom år (**figur 2.10.5**). Fellingstallene fra fylkesnivå gjenspeiler reduksjonen i antall felte kvinender i denne perioden, som vi også ser på landsbasis (f**igur 2.10.3, 2.10.5**). Samlet for hele Sør-Norge er nedgangen 27,5 %.

På kommunenivå skytes det flest kvinender i de to Østfoldskommunene Hvaler og Fredrikstad (**figur 2.10.6**). Mens antallet har gått noe ned i Hvaler, synes det å være mer stabilt i Fredrikstad.



Et prosjekt med innsamling av vinger av andefugler som ble felt under jakta i 1988, viste at de fleste kvinendene ble felt i november og desember (**figur 2.10.6**). Det er ikke kjent hva som er årsaken(e) til dette, jfr. også tilsvarende figurer for stokkand og krikkand, som viser at flest vinger ble sendt inn av fugler skutt i august og september. Brunnakke, derimot, viser en tidsmessig fordeling av vinger som er mer lik resultatene for kvinand. Det er ikke kjent i hvilken grad kvinand jaktes i ferskvann før den forlater hekkeområdene, eller først når den har nådd overvintringsområdene langs kysten (både ferskvann og marint).

Figur 2.10.6. *Tidsmessig fordeling av vinger fra kvinand, felt i jaktsesongen 1988 (fra Jordhøy & Kålås 1989).*

2.10.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det finnes ingen bestandsovervåking for andefugler som hekker i ferskvann i Norge, og derfor finnes det ingen konkret informasjon om pågående bestandsendringer for kvinand. Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid. Vi vet imidlertid lite om hvor stor del av overvintringsbestanden som utgjøres av norske fugler, og dermed hvilken effekt jakta kan ha for bestandsutviklingen av arten.

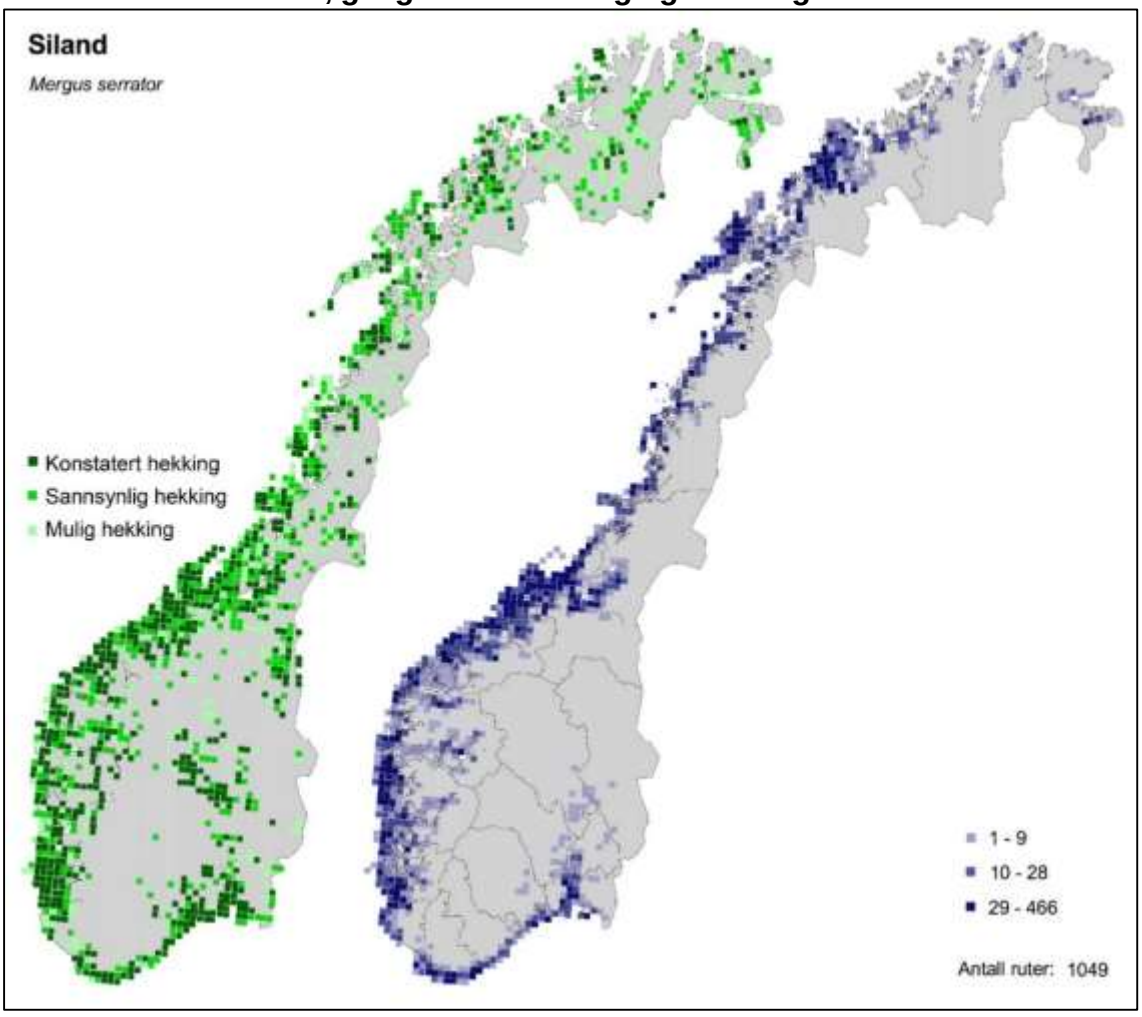
2.10.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det bør utvikles et system for overvåking av hekkebestanden av kvinand i Norge, på linje med det som er foreslått for en rekke andre ender som hekker i ferskvann. Det bør også undersøkes hvorfor det felles flest kvinender i november og desember. Dette kan kanskje henge sammen med islegging av ferskvann, slik at kvinendene må trekke til andre områder.

2.11 Siland (*Mergus serrator*)

Sammen med ærfugl er silanda den eneste andearten i vårt land som hekker i stort antall på kysten og som finner sin næring i marint miljø. Den er meget tilpasningsdyktig, og hekker både i saltvann og ferskvann og fra den ytre kystlinjen til 1000 moh. Oftest finner vi silanda i beskyttede skjærgårdsområder, grunne havbukter og elvemunninger, gjerne der det er sandbunn, men også i områder med rik tang- og tarevegetasjon. Den opptrer ofte i små grupper, men noen ganger i flokker på opptil flere hundre. Silanda er knyttet til klart vann, og lever i første rekke av fisk, men kan også ta muslinger mm.

2.11.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.11.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) siland i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge hekker silanda vanlig i store deler av landet, særlig ved kysten og i fjordene, men også i næringsfattige, større fiskerike vann og vassdrag i innlandet (**figur 2.11.1**). På kysten ligger hekkeplassene på øyer og holmer i skjærgarden eller inne i fjordene, men også ved ferskvann i lavlandet. Ofte plasseres reiret i terne- og måkekolonier, der den rugende fuglen får god beskyttelse mot predatorer. I innlandet foretrekker den å hekke ved innsjøer og elver med klart vann og steinbunn, men den kan hekke i mange forskjellige habitater, fra skogsterreng opp til vierregionen.

Gjershaug et al. (1994) estimerte den norske bestanden av siland i perioden 1970-1990 til å være stabil, og i intervallet 10 000-30 000 par. Bestandsestimatet forble uendret i perioden 1990-2003 (BirdLife International 2004). I mangel av data for de siste 10 årene, er dagens bestandsestimat uendret fra tidligere estimater (Shimmings & Øien 2015). Mangelen på konkret kunnskap om bestandsendringer for silanda betyr også at det ikke er indikasjoner på bestandsforhold som kvalifiserer arten for rødlisting.

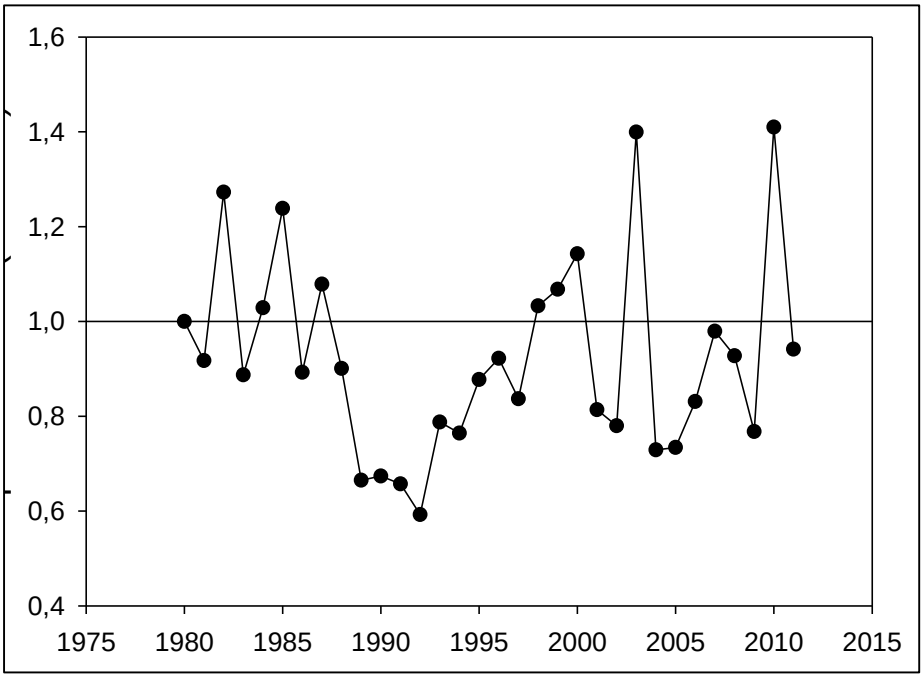
Våre silender overvintrer langs hele norskekysten (**figur 2.11.1**). De synes i mindre grad enn laksanda å overvintre i innlandet. Silanda er bare delvis trekkfugl, med to høstfunn i Danmark. En fugl merket på Lista i mars ble funnet død i Finland. Trolig overvintrer 30 000 silender langs norskekysten. Det er antatt at dette er fugler fra hele Nordvest-Europa (Bakken et al. 2003). Gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler (www.seapop.no), overvåkes et tilstrekkelig antall i noen områder til at bestandsutviklingen for overvintrende silender kan beregnes, både for de enkelte delområdene (**tabell 2.11.1**) og for hele landet under ett (**tabell 2.11.2**).

***Tabell 2.11.1**. Trendanalyse for overvintrende siland i forskjellige områder langs norskekysten i perioden 1980-2011. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%), og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer.*

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Østfold	1980-2011	32	-1,72	0,189
	2002-2011	10	2,48	0,296
Vest-Agder	1980-2011	32	0,66	0,198
	2002-2011	10	-0,23	0,608
Rogaland	1980-2011	32	0,29	0,281
	2002-2011	10	-2,23	0,363
Smøla	1980-2011	32	-1,04	0,054
	2002-2011	10	-2,98	0,305
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	-0,52	0,308
	2002-2011	10	-6,06	0,093
Vega	1980-2011	32	3,25	0,0007
	2002-2011	10	4,4	0,052
Salten	1980-2011	32	-1,04	0,091
	2002-2011	10	0,91	0,219
Vestvågøy	1980-2011	32	5,44	0,0002
	2002-2011	10	-1,87	0,358
Troms	1980-2011	32	3,14	0,069
	2002-2011	10	24,09	0,068
Varanger	1980-2011	32	-2,6	0,207
	2002-2011	10	5	0,286

Overvintringsbestanden har variert noe fra år til år (**figur 2.11.2**), men over tid har den vært forholdsvis stabil (**tabell 2.11.2**). Det er noen regionale forskjeller ved at bestanden har økt i noen overvåkingsområder, mens den har gått ned i andre. Det synes imidlertid ikke å være noen tendens til at den går ned i en landsdel og opp i en annen.

I NINA's nasjonale sjøfugldatabase for vinterhalvåret er det registrert 21 000 silender. På dette grunnlaget er vinterbestanden vurdert til å være omkring 30 000. Silanda inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugl. Overvåkingsdataene viser en signifikant negativ bestandsutvikling i Østfold og Saltenfjorden, signifikant positiv bestandsutvikling i Vest-Agder og Vega, og stabile bestander i de andre overvåkingsområdene.



***Figur 2.11.2**. Bestandsutvikling for overvintrende siland i flere områder som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler. Figuren viser en populasjonsindeks der antallet i 1980 er satt til 1 (www.seapop.no).*

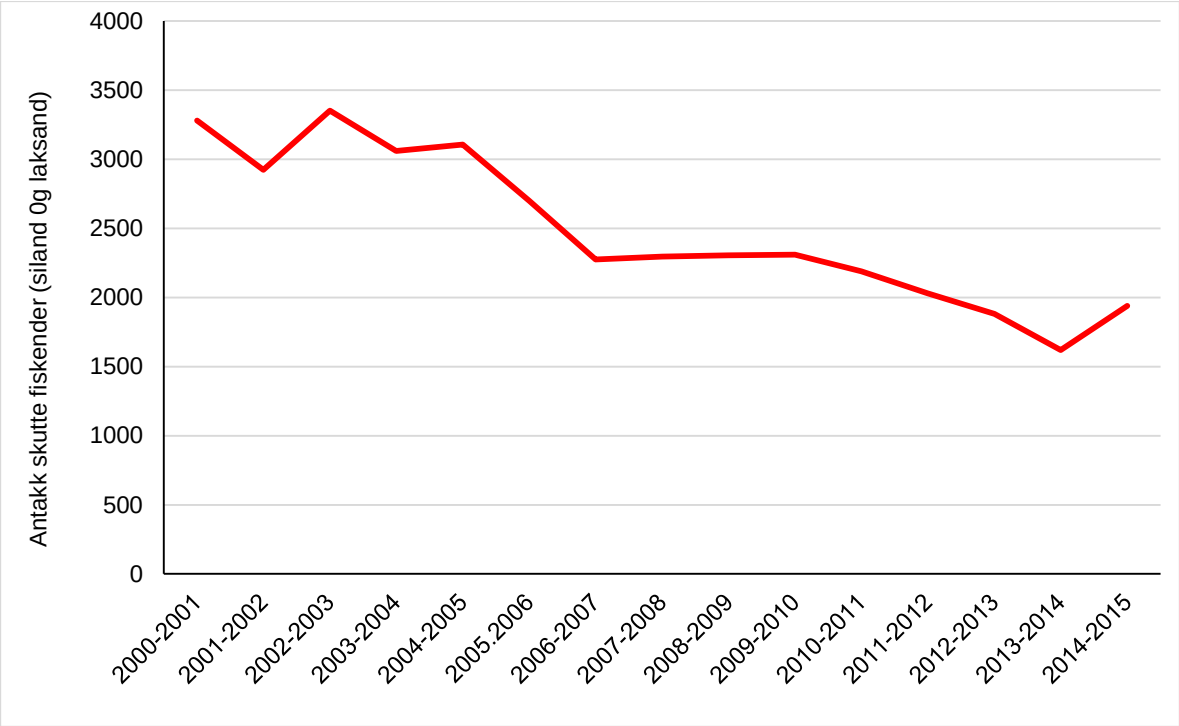
***Tabell 2.11.2.** Bestandsutvikling for overvintrende fiskender i noen overvåkingslokaliteter for overvintrende sjøfugler (www.seapop.no).*

Område	Periode	Antall år	Årlige endringer (%)	P
Hele landet	1980-2011	32	-0,01	0,274
	2002-2011	10	1,77	0,348

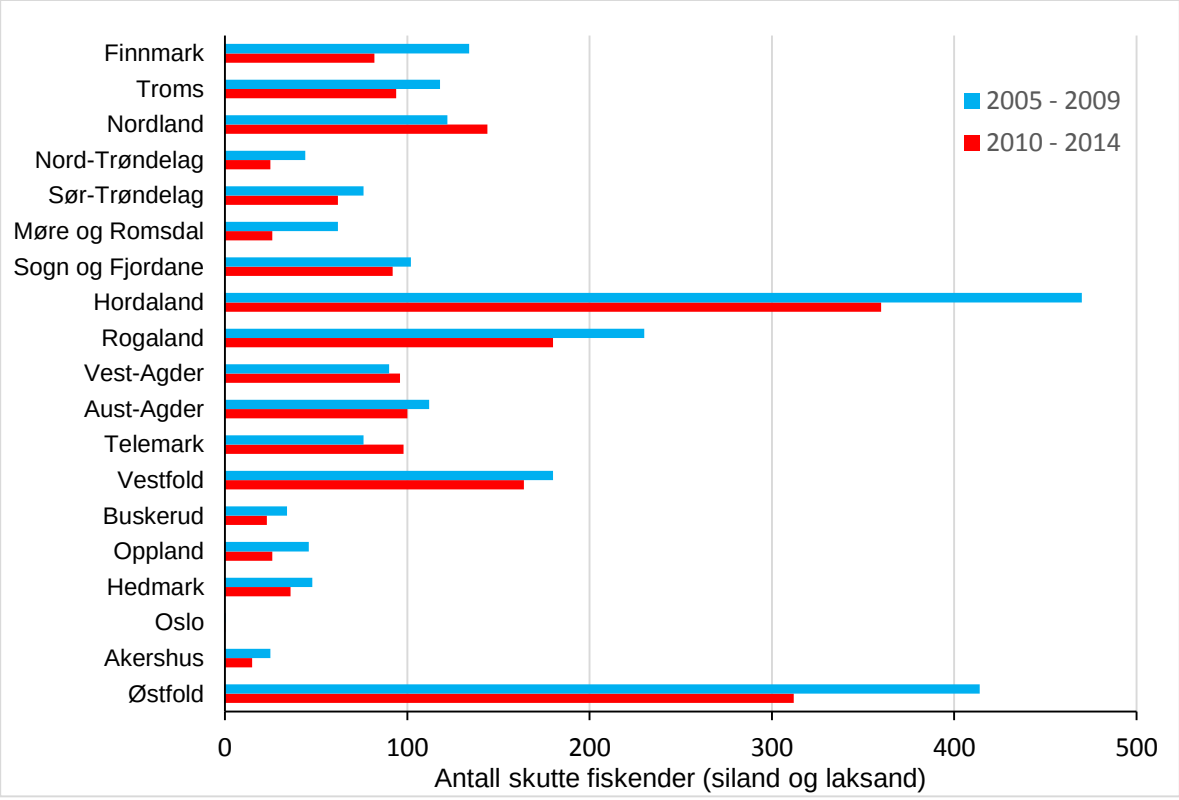
2.11.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet 10.9 - 23.12.

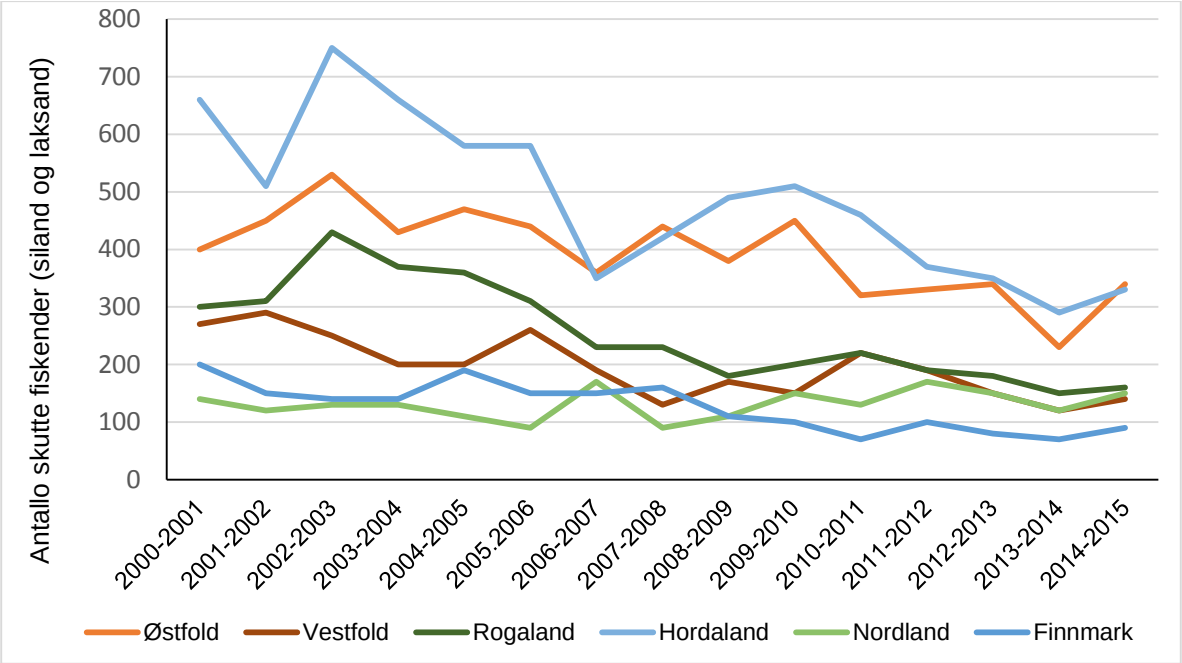
Det er felles rapportering av felte fiskender, siland og laksand, fordi det kan være vanskelig å se forskjell på særlig hunner og ungfugler av de to artene. De er derfor rapportert inn til SSB som fiskender.



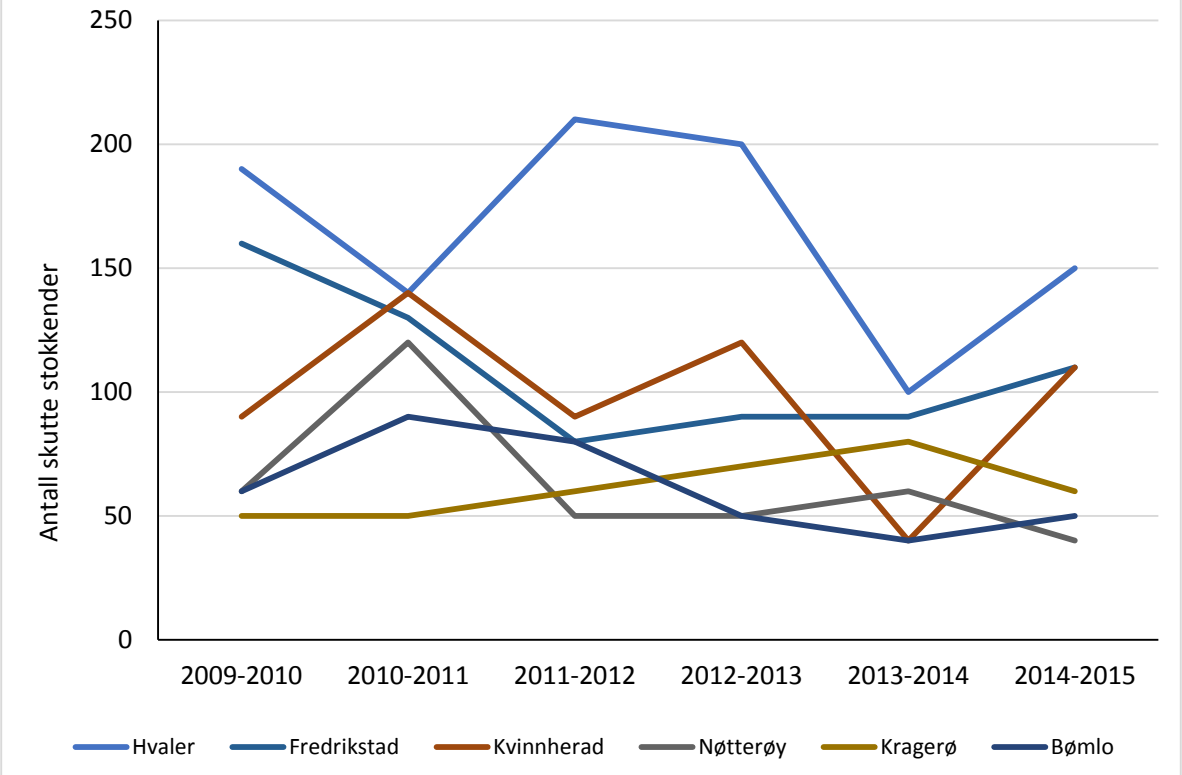
***Figur 2.11.3**. Antall skutte fiskender (siland og laksand samlet) på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.11.4**. Gjennomsnittlig antall skutte fiskender (siland og laksand samlet) i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.11.5**. Antall skutte fiskender (siland og laksand samlet) fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.11.6.** Antall skutte fiskender (siland og laksand samlet) fra 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fiskender er høyest. Data er hentet fra SSB.*

I perioden 2000-2014 ble det årlig skutt mellom 1500 og 3500 fiskender (**figur 2.11.4**). Avskytningen har vært jevnt avtagende gjennom hele perioden. Dette gjenspeiles også for praktisk talt

alle fylker, unntatt Nordland, Vest-Agder og Telemark, når en sammenligner gjennomsnittlig antall skutte fiskender i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014 (**figur 2.11.4**). Det ble skutt i størrelsesorden vel 2500 fiskender i perioden 2005-2009 og vel 2000 i perioden 2010-2014. Det er ingen data som kan indikere hvor stor del av dette som er siland og laksand.

Det skytes fiskender i hele landet, men flest i Hordaland og Østfold, der det har vært en nedgang i antall skutte fugler i perioden 2000-2014 (**figur 2.11.4**). Det skytes også i størrelsesorden 100 fugler i hvert av de tre nordligste fylkene. Det er en nedgang i antall felte fiskender i de fleste fylkene (**figur 2.11.4** og **2.11.5**). Samlet er tilbakegangen 20,9 %. Når jaktstatistikken splittes på kommuner for de siste seks årene, er bildet mer sprikende (**figur 2.11.6**). Det er ikke kjent i hvilken grad dette skyldes ulik jegerinnsats eller variasjoner i antall fugler til stede i jakttida. I Kautokeino (ikke vist i **figur 2.11.6**) er det skutt i gjennomsnitt 40-50 fiskender årlig de siste seks årene. Det er ikke kjent hvor mange av disse som er felt under vårjakta i denne kommunen.

I et prosjekt med innsamling av vinger fra felte andefugler i 1988 og 1989 i fylkene Rogaland, Østfold, Akershus og Vestfold, var det vinger fra like mange hanner som hunner for både siland og laksand (Jordhøy & Kålås 1989, 1990).

2.11.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er i dag ikke etablert noe overvåkingssystem som kan følge utviklingen av hekkebestanden av siland. Overvintringsbestanden følges gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for overvintrende sjøfugler, som gir et godt bilde på utviklingstendensen vinterstid.

I og med at det er felles rapportering for felte silender og laksender, kan vi i dag ikke vurdere hvor mange silender som felles i Norge, og hvor stort dette jaktuttaket er i forhold til et svært usikkert estimat for hekkebestanden.

Med en liten hekkebestand av laksand på Vestlandet kan det være grunn til å anta at de fleste fiskendene som felles her, er siland. Men det er stor usikkerhet knyttet til når laksendene som overvintrer på Vestlandet/Sørlandet ankommer vinterområdene, og når endene felles. Det er derfor vanskelig å gjøre en vurdering av hvor stor andel av de felte endene som er hhv. siland og laksand.

2.11.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

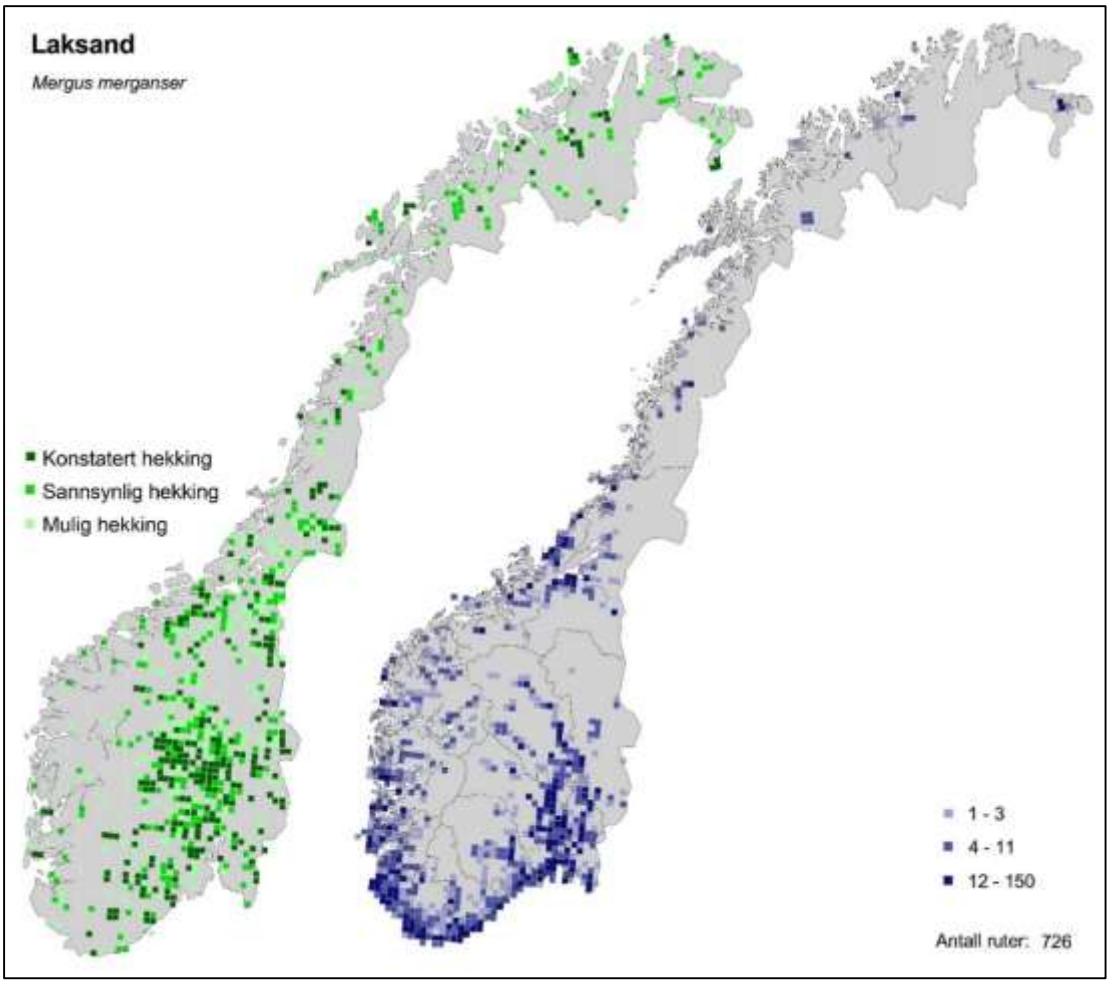
Samlet sett felles det få fiskender i Norge, sammenliknet med størrelsen av hekkebestandene for de to artene. Selv om bestandene for begge arter synes stabil over tid (for siland basert på vinterbestanden), men med stor usikkerhet særlig for laksand, har fellingstallene gått jevnt nedover siden 2000. Det er ingen åpenbar god forklaring på dette, men tilsynelatende har dagens jaktuttak liten betydning for bestandsutviklingen av siland og laksand.

Bedre informasjon om antall og aldersfordeling blant felte silender, kan fås gjennom bedre rapportering av felte fiskender. Et alternativ er innsamling av vinger (se Jordhøy & Kålås 1989, 1990), et annet kan være at jegere fotograferer felte fugler og sender disse inn for arts-, kjønns- og aldersbestemmelse.

2.12 Laksand (*Mergus merganser*)

Laksanda er i hekketiden knyttet til elver og større næringsfattige vann med klar sikt. Den lever av fisk, dels andre dyr som muslinger og krepsdyr. Laksanda hekker helst i hulrom i trær, eller andeholker, men også under steiner, trerøtter osv.

2.12.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.12.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) laksand i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 - 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge hekker laksanda vanlig i store deler av landet, men er mer fåtallig på Vestlandet (**figur 2.12.1**). Den norske hekkebestanden er anslått til å være mellom 1000 og 5000 par i periodene

1970-1990 (Gjershaug mfl. 1994) og 1990-2003 (BirdLife International 2004). Hos oss hekker arten hovedsakelig i Hedmark, Oppland, Buskerud, Telemark og Trøndelagsfylkene, samt spredte hekkeforekomster i noen andre fylker. I følge Ottosson et al. (2012) ligger tetthetene ved svenske innsjøer typisk på 0,5-0,7 par/km^2. Ved å legge disse dataene til grunn og ta høyde for at arten ikke finnes som hekkefugl ved alle egnede innsjøer, er den norske hekkebetsanden nå estimert til 3500-5000 par (Shimmings & Øien 2015).

Laksanda er bare delvis trekkfugl. Hannene trekker ut til kysten i mai-juni hvor de samles for å starte et myte- og næringstrekk til kysten av Troms, Finnmark og Kolahalvøya. En stor del av hannene fra hele Nord-Europa samles for å myte og søke næring i utløpet av de store elvene. Særlig Tanamunningen kan i denne perioden huse store antall med lakseender (opptil 25 000 individer, se Bakken et al. 2003).

Trekket sørover forgår i september til november, og norske laksender overvintrer hovedsakelig i Danmark, Tyskland og Nederland. Omkring 3000 laksender overvintrer i Norge, men vi vet ikke hvor stor del av disse som tilhører den norske hekkebestanden (Bakken et al. 2003). I Norge overvintrer den både langs kysten og i innlandsområder, særlig i Sør-Norge (**figur 2.12.1**). Fra vinteratlaskartet kan det synes som om det ikke er samsvar med en anslått overvintringsbestand på 3000 individer, og antall ruter med observerte laksender vinterstid. En bedre analyse av hvor mange laksender som overvintrer i Norge, er derfor ønskelig.

For laksand mangler bestandsdata tilsvarende det man har for siland, men se **tabell 2.11.2**.

2.12.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet: 10.9 - 23.12.

For jaktstatistikk, se under siland. SSB oppgir felles statistikk for de to fiskendene, der særlig hunnene og ungfuglene kan være vanskelig å artsbestemme for en del jegere.

2.12.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er i dag ikke etablert noe overvåkingssystem som kan følge bestandsutviklingen for laksand. Det mangler også data på bestandsutvikling for overvintrende laksender. Fra vinteratlaskartet kan det synes som om det ikke er samsvar med en anslått overvintringsbestand på 3000 individer, og antall ruter med observerte laksender vinterstid. En bedre analyse av hvor mange laksender som overvintrer i Norge, er derfor ønskelig.

I og med at det er felles rapportering for felte silender og laksender, kan vi i dag ikke vurdere hvor mange laksender som felles i Norge, og hvor stort dette jaktuttaket er i forhold til et svært usikkert estimat for hekkebestanden.

2.12.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

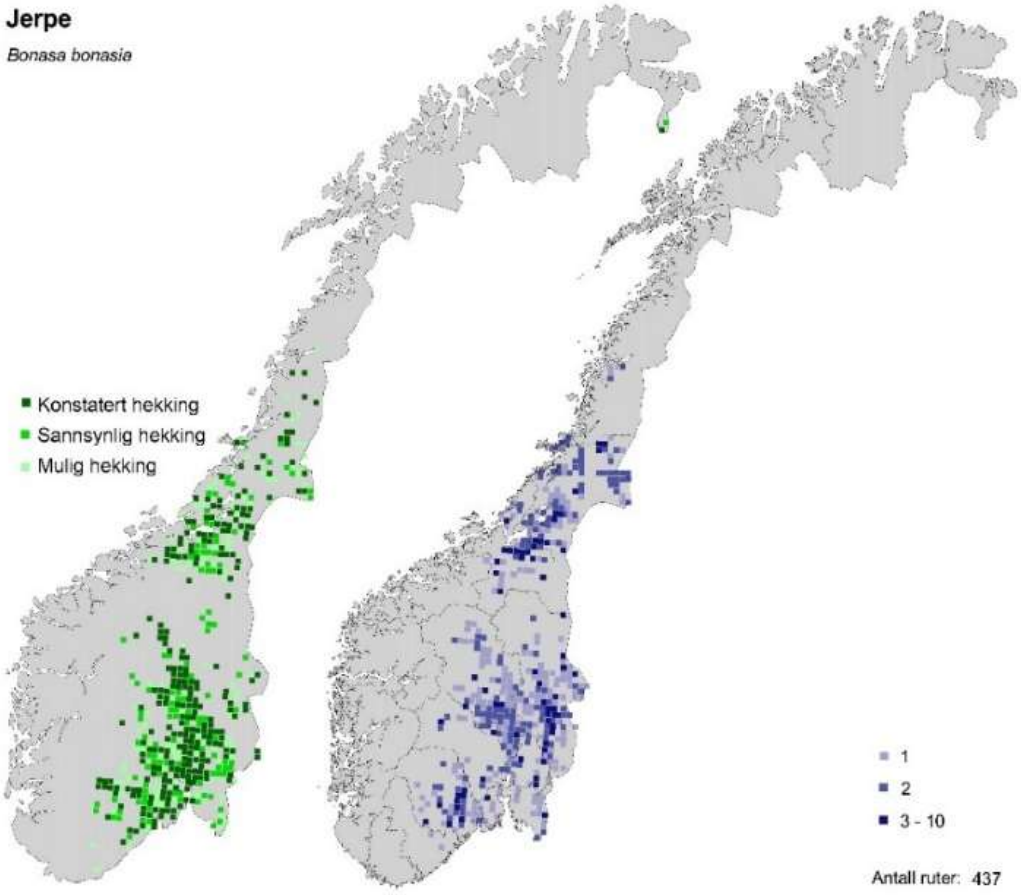
For å bedre kunnskapsnivået for laksand i Norge, kan en vurdere om det skal etableres et overvåkingssystem for hekkende laksender i noen områder, gjerne kombinert med andre arter som kan hekke på de samme lokalitetene som laksanda (se også omtale av tilsvarende behov for overvåking av de fleste andre jaktbare endene).

For behov for bedre jaktstatistikk, se under siland.

2.13 Jerpe (*Bonasa bonasia*)

Jerpa finnes i barskogsbeltet fra Norge østover gjennom Russland til Stillehavet. Den finnes også i høyereliggende barksogsområder i Mellom-Europa. I Norge er jerpa hovedsakelig knyttet til granskoger med rikt innslag av løvtrær og finnes derfor vanligst på Østlandet, i Trøndelag og sørlige deler av Nordland. Den finnes spredt På Sørlandet, men mangler på Vestlandet til Møre. Jerpa har også en bestand i Øvre Pasvik som har forbindelse med bestanden i Finland og Russland. Vinters tid beiter jerpa, som eneste hønsefugl, på knopper og rakler av or.

2.13.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



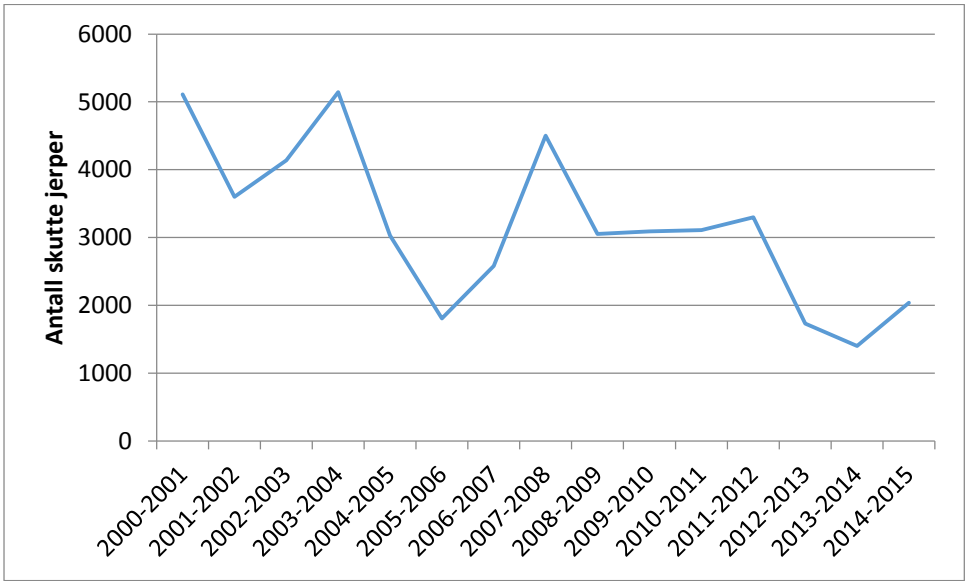
Figur 2.13.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) jerpe i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vi ser av **figur 2.13.1** så er jerpa observert hekkende i store deler av Sør-Norge, med unntak av Vestlandet, opp til Saltfjellet. Den er også observert hekkende i Pasvik, mens enkeltobservasjoner finnes også nord for Saltfjellet i Nordland og i Troms. Selv om det i dag finnes lite informasjon om bestandens størrelse er det antatt at bestanden gikk noe tilbake fra 1990 til 2002. Sannsynligvis var bestanden på 1980-tallet, i likhet med mange andre småviltarter begunstiget av en redusert rødrevbestand. Swenson (1994) vurderte den norske bestanden av jerpe til 25 000-40 000 par om våren i toppår, og 12 000-20 000 i bunnår. På bakgrunn av dette har Shimmings & Øien (2015) anslått dagens hekkebestand til 12 000 – 40 000 par. Ut ifra jaktstatistikk synes også bestanden å ha avtatt fra 2000/01 til 2014/15 (**figur 213.2**), men avskytningen varierer sterkt. Det er dessuten vanskelig å vite om jaktuttaket reflekterer bestanden da det mange steder er innført fredning og jerpejakt ikke har samme omfang som tidligere.

2.13.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

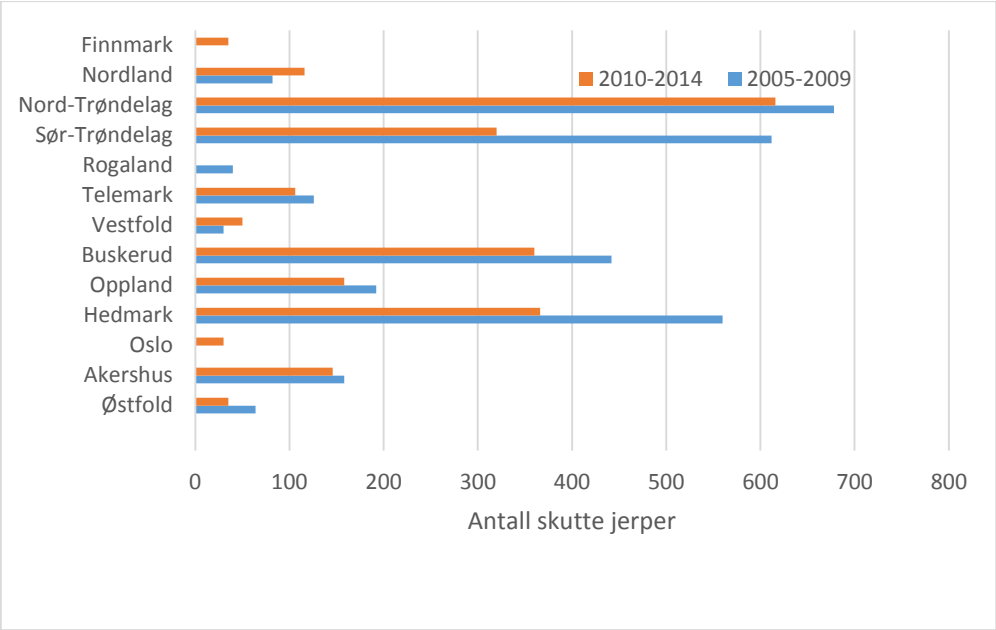
Gjeldende jakttider; hele landet fra 10.09 til og med 23.12

Som vist i figur 2.13.2 har det blitt felt mellom 5000 og 1400 jerper årlig i perioden 2000/01 til 2014/15. I likhet med de andre hønsefuglartene og mange av pattedyrartene ser vi i avskytningsstatistikken for jerpe topper i 2003/04, 2007/08 og 20011/12. Den siste toppen er for mange av de andre artene særlig tydelig, men for jerpe er ikke dette tilfelle. Selv om det er tidels store variasjoner i avskytningstall mellom år, er det er nedadgående trend gjennom hele denne perioden.

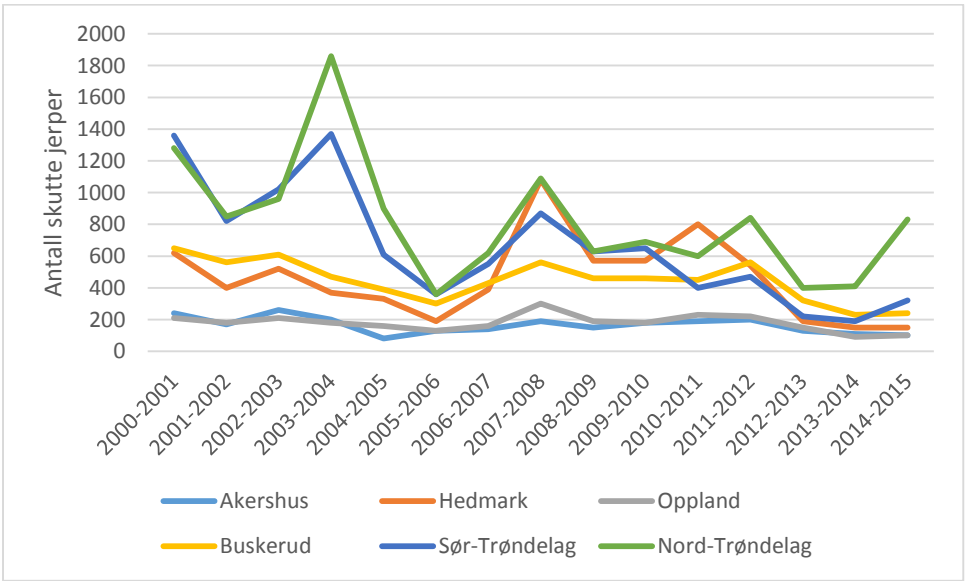


Figur 2.13.2. *Antall skutte jerper på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall jerper skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 2.13.3**. I de fylkene der det er skutt flest jerper, har antall felte jerper gått ned i siste periode sammenlignet med første. I fylker der antall felte jerper er lavt, er det ingen klare trender, men dette kan skyldes tilfeldigheter da antall skutte individer er svært lavt. I Oslo, Rogaland og Finnmark hvor bestanden er lav, ser vi at det ble skutt jerper i kun en av de to periodene.



Figur 2.13.3. *Gjennomsnittlig antall skutte jerper i de to 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2005/06-2009/10. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.13.4. *Antall skutte jerper fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte jerper er høyest. Data er hentet fra SSB.*

F**igur 2.13.4** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte jerper i perioden 2000/01 til 2014/15. I likhet med fellingstall for landet som helhet viser Trøndelagsfylkene, som har høyest antall felte jerper, en nedadgående trend i hele perioden (**figur 2.13.4**). De to fylkene med lavest antall felte jerper (Akershus, Oppland) har relativt stabilt antall felte jerper i hele perioden. Mens de to siste fylkene (Hedmark, Buskerud) viser en relativt stor variasjon uten en fremtredende nedgang gjennom perioden. På samme måte som vist på landsbasis viser også fylkestallene topper i avskyting i 2003/04, 2007/08 og 2011/12. Det er interessant å se at for noen av toppene er det sammenfall mellom fylker, spesielt 2007/08, mens dette ikke ses for andre. Dette skyldes sannsynligvis variasjon bl.a. i tidspunkt mellom toppår for smågnagere i forskjellige deler av landet (Framstad 2014).

Antall jerper skutt er så lavt at vi ikke finner grunnlag for å presentere tall på kommunenivå. Slike tall finnes imidlertid for jerpe fra 2008/09 (SSB 2015).

2.13.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer jerpebestanden på en god måte. Sannsynligvis er den beheftet med usikkerhet på grunn av redusert interesse for jerpejakt og fredningsbestemmelser av enkelte rettighetshavere. Det kan derfor hevdes at det per dags dato ikke finnes noen pålitelige beregninger av jerpebestanden i Norge. Også fuglekomitèen som arbeider med Rødliste 2015 påpeker at kunnskapsgrunnlaget for denne artens bestandsforhold er svært dårlig.

2.13.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

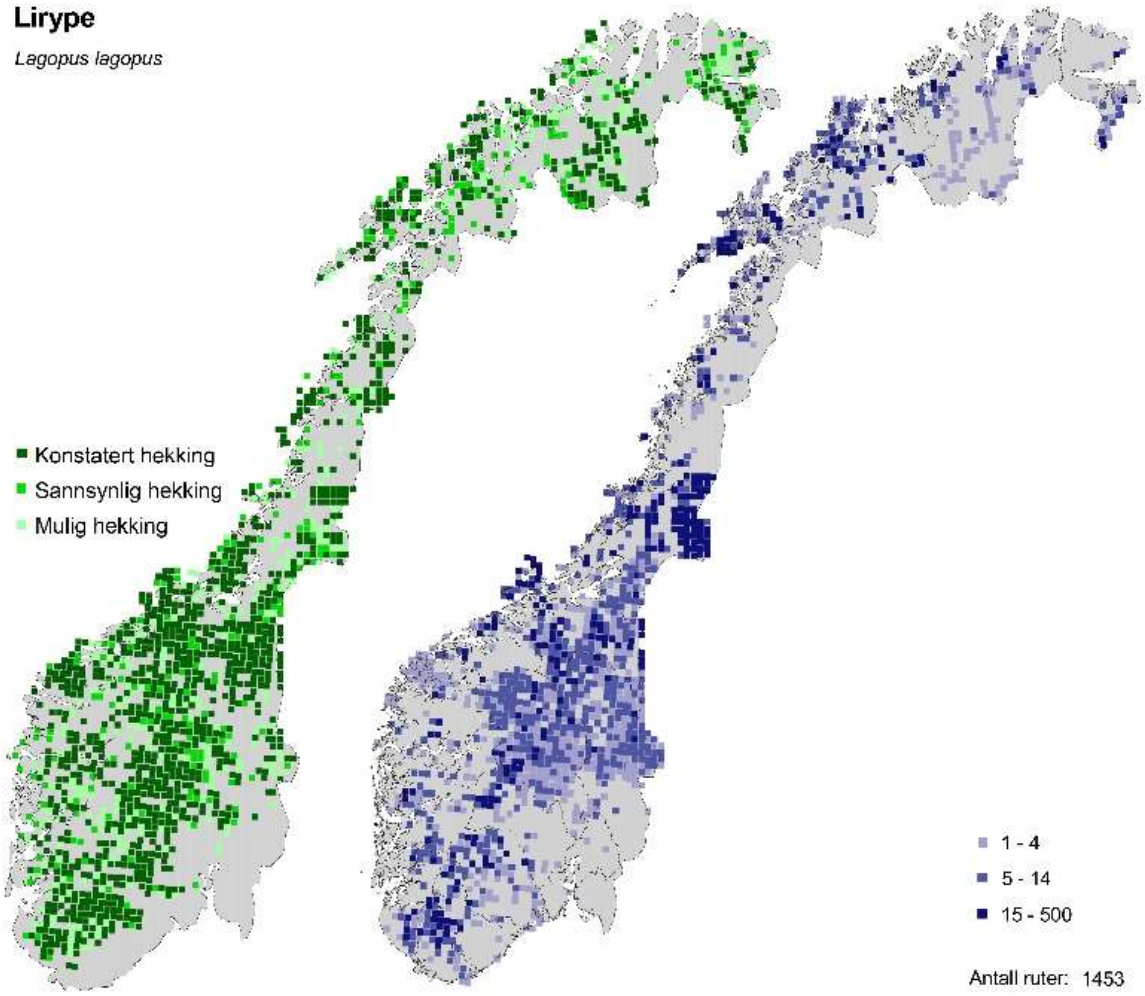
Som nevnt i pkt. 2.3.3 bør en pålitelig estimering av jerpebestandens størrelse og geografiske fordeling etableres. For denne arten kan det være interessant å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» for å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter inkludert jerpe som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera. Likeledes bør taksering av jerpe innarbeides i de årlige hønsefugltakseringene som nå inngår i Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/). I så fall bør bruk av avstandsmetoden (Distance) testes ut for jerpe, og alternative takseringsmetoder utprøves.

I den grad jaktstatistikk skal brukes som en bestandsindeks bør omfanget av fredning kartlegges og hvor stor betydning det har for bruk av jaktstatistikken mellom områder og år.

2.14 Lirype (*Lagopus lagopus*)

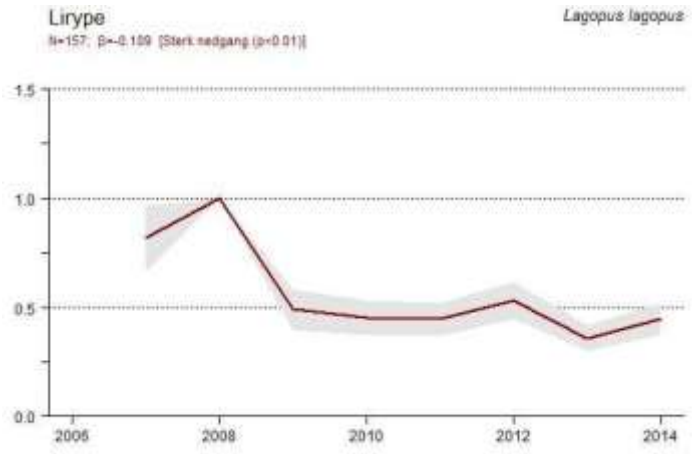
Lirypa har en nordlig sirkumpolar utbredelse med unntak av Grønland og Island. Normalt finnes den i lavarktiske områder, i Øst-Sibir og Nord-Amerika også i høyarktis og i hele utbredelsesområdet ned til den nordlige barskogsgrensa. Hovedformen finner vi i Fennoskandia og Nord-Russland. Spesielt i Nord-Amerika finnes en rekke underarter. Alle skifter til hvit vinterdrakt, med unntak av skotsk lirype *scoticus* som er brun hele året. I Norge finner vi på øyene langs Møre- og Trøndelagskysten underarten *variegatus,* som beholder noen av de brune fjærene også om vinteren.

2.14.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.14.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) lirype i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vi ser av **figur 2.14.1** så er lirypa observert i store deler av landet, med unntak av store sammenhengende barskogsområder på Østlandet, Trøndelag og i Nordland. Den har i hovedsak tilhold i fjellet og fjellbjørkeskogen, men finnes helt ned til sjøen fra Midt-Norge og nordover. På bakgrunn av jaktstatistikk, takseringer og overvåking er det vist at bestanden gikk tilbake fra 1990 til 2000. Bestanden på 1980-tallet, var i likhet med mange andre småviltarter begunstiget av en redusert rødrevbestand (Smedshaug et al.1999). Mens hekkebestanden på tidlig 1990-tallet ble anslått til 500 000 – 1 000 000 individer (Gjershaug et al. 1994), er bestanden i dag anslått til å være 150 000 - 250 000 par (Shimmings & Øien 2015). Det landsdekkende nettverket for overvåking av hekkefugl, TOV-E, viser en betydelig bestandsnedgang (størrelsesorden 55 %) for 8-års perioden 2007-2014 (**figur 2.14.2**). For hele den skandinaviske bestanden er det for perioden 2003-2012 registrert en vel så omfattende nedgang (Lehikoinen et al. 2014). For TOV-områdene (årlig 20-40 km takseringslinjer i henholdsvis Dividalen, Børgefjell S, Dovrefjell N, Hardangervidda SØ og Bjerkreim) viser tilsvarende data en gjennomsnittlig bestandsnedgang for voksenfugler i størrelsesorden 65 % for 10-årsperioden 2005-2014. Ut ifra jaktstatistikk synes også bestanden å ha avtatt sterkt fra 2000/01 til 2014/15 (**figur 2.14.3**), men avskytningen varierer sterkt mellom år. Det er dessuten vanskelig å vite hvor godt jaktuttaket reflekterer bestanden da det mange steder er innført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013). Totalt sett synes hekkebestanden for lirype å være redusert med over 50 % i siste 10-års periode. Store variasjoner i høstbestander og perioder med kraftig bestandsnedgang ser ut til å være et naturlig fenomen for lirype og fjellrype (Pedersen & Karlsen 2007, Hjeljord 2008). Imidlertid omfatter bestandsnedgangen som er registrert for lirype siste 10-årsperiode hele Fennoskandia og inngår i en omfattende bestandsreduksjon som ser ut til gjelde flere fuglearter knyttet til fjell- og fjellnære områder (Lehikoinen et al. 2014). På bakgrunn av dette er lirype plassert i rødlistekategori NT – nær truet i Rødlista 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).



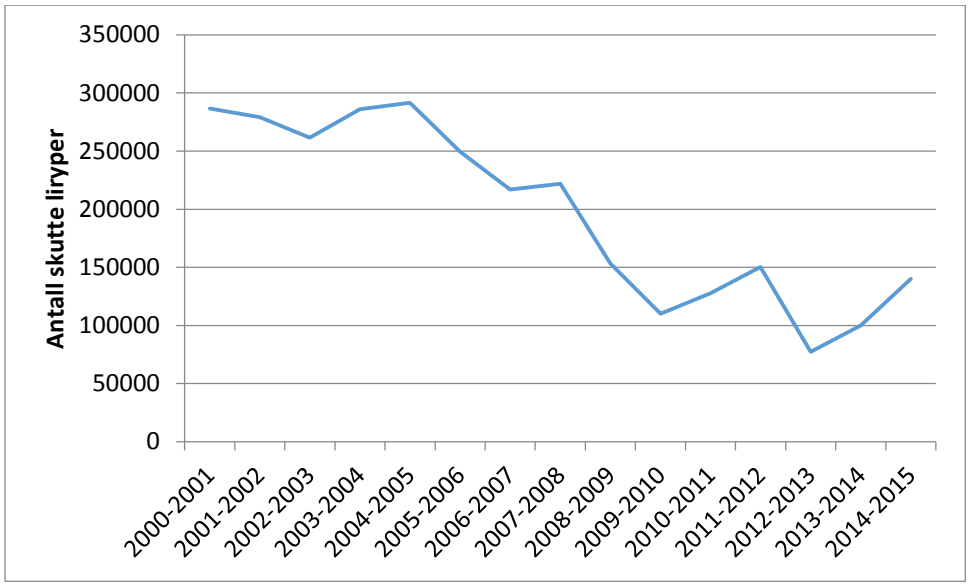
Figur 2.14.2. *Bestandsutvikling hos lirype i Norge i perioden 2007-2014 i den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Bestandsindeks er satt til 1,00 for år 2008. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen, β angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil (etter Kålås et al. 2014).*

2.14.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet med det unntak som nevnes nedenfor fra 10.09 til og med 28./29.02

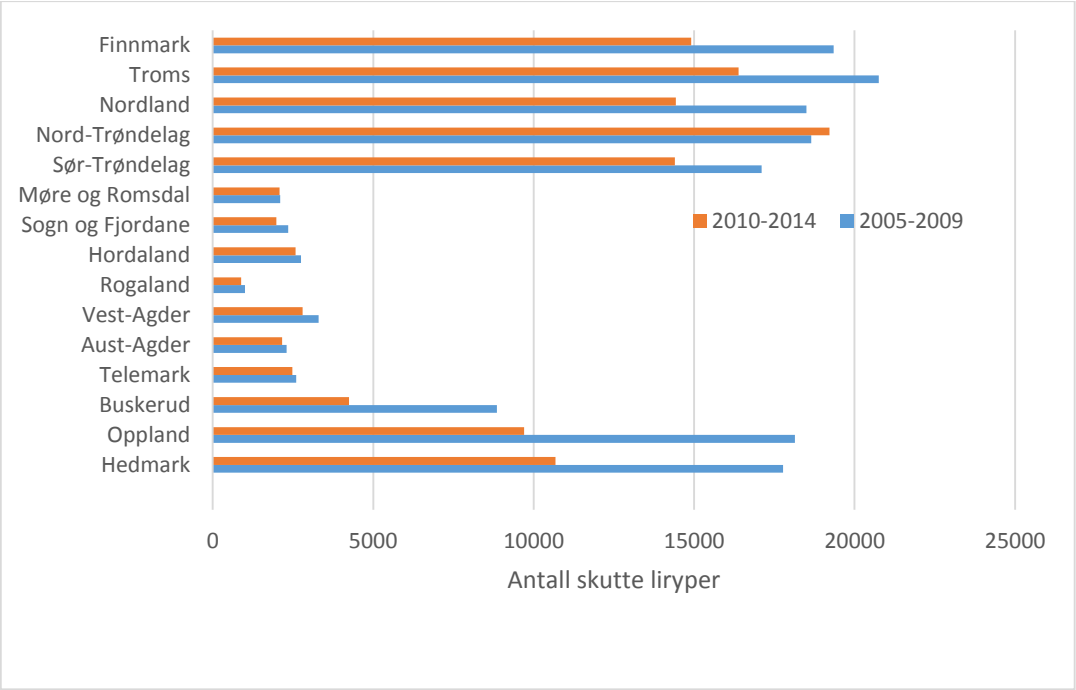
Finnmark og Troms fylker og Narvik, Ballangen og Evenes kommuner samt den delen av Tysfjord kommune som ligger nord for Tysfjorden/Hellemofjorden i Nordland fylke fra 10.09 til og med 15.03

Som vist i **figur 2.14.3** har det årlig blitt felt mellom 291 500 og 77 500 liryper i perioden 2000/01 til 2014/15, med stor variasjon mellom år. Selv om avskytningstallene generelt er preget av en stor nedgang, er det sesonger hvor nedgangen har stagnert etterfulgt av svake økninger. Det er tvilsomt om man kan kalle disse økningene for «topper», men i likhet med de andre hønsefuglartene og mange av pattedyrartene ser vi også for lirype en «topp» i 2003/04-2004/05, 2007/08 og en markert «topp» i 2011/12. Vi ser at noen av disse «toppene» sammenfaller med tilsvarende topper for skogsfugl (storfugl, orrfugl, jerpe), men ikke alltid. Som nevnt skyldes nok dette primært at uttaket av de forskjellige småviltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis alltid har synkronitet i bestandstoppene (Kvasnes et al. 2010).



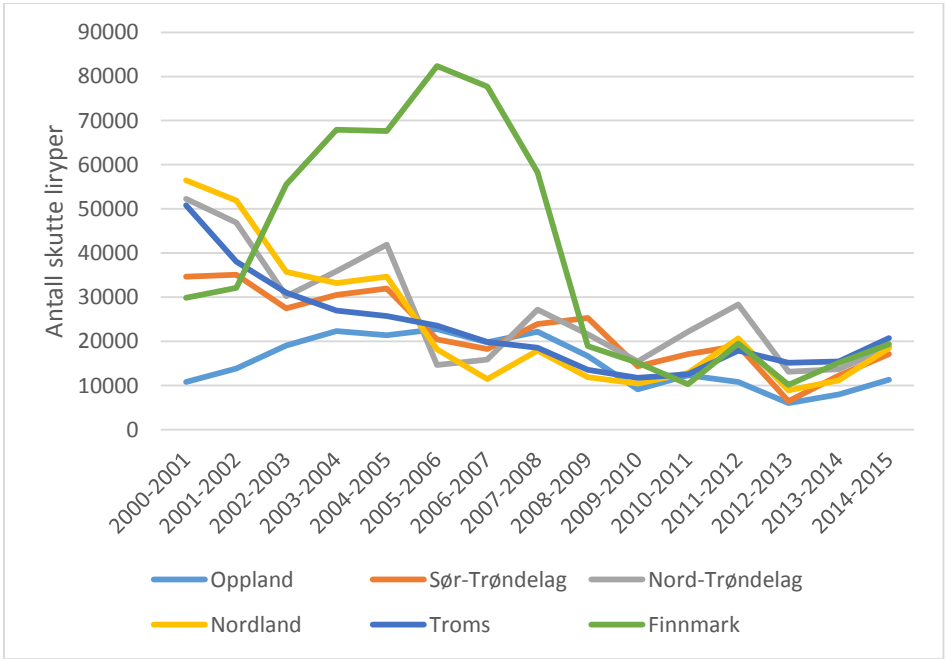
Figur 2.14.3. *Antall skutte liryper på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall liryper skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 2.14.4**. I praktisk talt samtlige fylker, med unntak av Nord-Trøndelag, er det skutt mer lirype i første periode i forhold til andre periode. Særlig er forskjellen stor i de fylkene hvor det skytes mest lirype, og spesielt i Hedmark og Oppland.



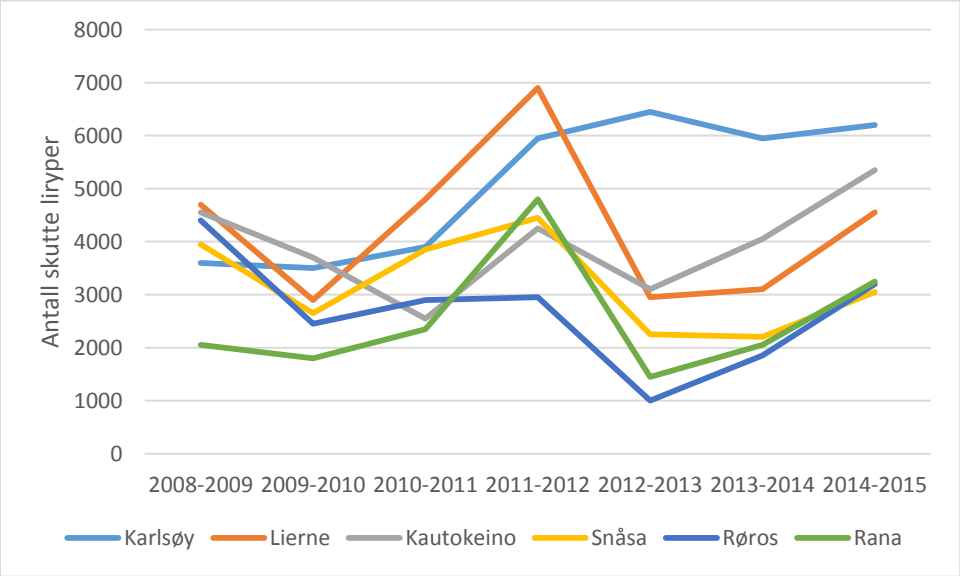
Figur 2.14.4. *Gjennomsnittlig antall skutte liryper i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

Figur 2.14.5 viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte liryper i perioden 2000/01 til 2014/15. I de fleste fylkene ser vi samme trend som på landsbasis, med nedgang i antall felte liryper gjennom hele perioden. Unntaket fra dette mønsteret er Oppland, som hadde svært lave fellingstall i begynnelsen av perioden og Finnmark som hadde en svært god periode midt på 2000-tallet og skilte seg da klart ut ifra de øvrige fylkene. Når det gjelder tidspunkt for «topper» i avskytningstall så sammenfaller dette svært godt med det som vises for skogsfugl (storfugl, orrfugl) for alle fylker med unntak av Finnmark. Dessverre er fellingstallene for Finnmark for lave for skogsfugl til å foreta en sammenligning med fellingstall for rype for dette fylket.



Figur 2.14.5. *Antall skutte liryper fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte liryper er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 7-årsperioden 2008/09 til 2014/15 finnes også fellingstall for lirype oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). I **figur 2.14.6** vises de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte liryper. Som vi ser kan vi også på kommunenivå, klart se en topp i 2011/2012. Som for orrfugl og storfugl (**figur 2.16.6, 2.17.6**) kan vi også for lirype se hvor stor forskjell det kan være mellom år innenfor en enkelt kommune; i 2010/11 ble det skutt 7000 liryper i Lierne, mens det året etter ble skutt 3000 (**figur 2.14.6**). Karlsøy synes å følge et annet mønster enn de andre kommunene, ved at toppen har blitt bibeholdt i flere sesonger. I motsetning til de andre kommunene som ligger på fastlandet, er Karlsøy en øykommune. Det kan derfor tenkes at predasjonspresset fra for eksempel rødrev i år med sammenbrudd i smågnagerbestanden får stor effekt i fastlandskommunene, mens øykommunen Karlsøy uten rødrev kan beholde toppen lengre.



Figur 2.14.6. *Antall skutte liryper fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte liryper er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.14.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er liten tvil om at lirypebestanden er redusert siden tusenårsskiftet, men datagrunnlaget er fortsatt relativt svakt med tanke på at vi ikke kjenner hvor stor nedgangen har vært i de ulike landsdeler. Selv om vi har relativt god jaktstatistikk, er det usikkert om den reflekterer bestanden på en tilfredsstillende måte, siden det i denne perioden er innført restriksjoner på jaktuttaket i form av bag limit, kvoter, redusert jakttid, redusert antall solgte jaktkort mm. I forbindelse med flere forskningsprosjekt har lirypebestanden i deler av landet blitt taksert (Pedersen & Storaas 2013), og det foregår i dag en utstrakt taksering av liryper på høsten i regi av ulike rettighetshavere. Denne aktiviteten er nå i all hovedsak koordinert og samlet innenfor Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/). En bedre utnytting av denne takseringsaktiviteten i henhold til nasjonale anliggender bør være prioritert i tiden framover. Dessuten inngår lirype i overvåkingsprogram som TOV-E. I tillegg mangler vi fortsatt data fra et landsdekkende representativt nettverk av takseringsområder som kunne gitt oss en god oversikt over bestandsutvikling og geografisk fordeling. Det er derfor viktig å 1) øke kunnskapsgrunnlaget og vår forståelse av lirypas bestandsstatus og 2) belyse hvilke faktorer som har størst effekt på bestandsutviklingen i lirypebestanden, 3) overvåke bestandsutvikling i ulike regioner. For forvaltningen bør det være av særlig interesse å få en bedre forståelse av hvilke faktorer det er mulig å påvirke, slik at man kan fatte godt begrunnede forvaltningstiltak.

Det er kjent at spesielt hønsefugl kan være utsatt for kollisjoner med vindturbiner og på Smøla er det vist at ca 30% av all mortalitet hos lirype skyldes kollisjoner (Bevanger et al. 2011). Et økende fokus på fornybar energi gjennom utnytting av vindkraft kan derfor ha ukjente negative

effekter på lirypebestanden, både i form at økt dødelighet gjennom kollisjoner med vindturbiner og overføringslinjer, men også i forhold til reduserte leveområder og fragmentering.

Klimaendringer vil kunne forskyve tidspunkt for fenologiske prosesser, f.eks. klekketidspunkt for insekter og framvekst av vegetasjon. Endret fenologi kan påvirke hekketidspunkt for skogshøns og derved kyllingers overlevelse. For eksempel kan tidlig hekking med en påfølgende dårlig værperiode, gi redusert kyllingoverlevelse. Likeledes kan klimaendringer føre til gunstigere forhold for generalistpredatorer som rødrev og kråkefugl (se **kap. 3.1.4**) og derved økt predasjon på bakkehekkende arter som hønsefugl, andefugler, gjess og sjøfugl.

For lirype er det gjennomført omfattende forskning for å belyse effekten av jakt på bestandsutviklingen. Det har framkommet ny viten som gjør forvaltningen bedre i stand til å foreta fornuftige og nødvendige forvaltningsgrep for en forsvarlig høsting. Vi mangler imidlertid fortsatt gode data på effekten av forskjellige restriksjoner i jaktutøvelsen (Pedersen & Storaas 2013).

Den viktigste utfordringen i dagens lirypeforvaltning er sannsynligvis knyttet til at man ikke kjenner den relative effekten av de ulike faktorene som virker på lirypebestanden (klimaendringer, jakt, endringer i den øvrige fjellfaunaen, annen menneskeskapt dødelighet osv) og den betydningen de ulike faktorene har på den observerte bestanden. Målrettede studier som kan kaste lys over dette vil gi viktige bidrag til en framtidig bærekraftig forvaltning

2.14.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Lirypejakt er svært populært i Norge og vil sannsynligvis fortsatt være en av jaktformene nordmenn vil prioritere i framtida. For en kunnskapsbasert moderne forvaltning er kunnskap om jaktas betydning for bestandsutviklingen viktig. Innsamling av informasjon om jaktuttak med egnet oppløsing sammen med detaljert kunnskap om størrelsen på høstbestanden bør derfor prioriteres, enten rutinemessig eller som en del av en større studie.

I Rødliste for 2015 har lirype blitt gitt rødlistekategori NT – nær truet (Henriksen & Hilmo 2015). Dette bør medføre økt fokus på lirypas bestandsstørrelse, reproduksjon og geografisk utbredelse fra så vel privat som offentlig forvaltning. I Norge blir det hvert år gjennomført omlag 600 mil med lirypetakseringer etter forhåndsbestemte takseringslinjer. Denne aktiviteten og dataene koordineres og samordnes stort sett gjennom Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/). En fortsatt fokus på betydningen av dette arbeidet i den lokale og regionale forvaltningen er av stor betydning for framtidens forvaltning. Involvering fra offentlige miljømyndigheter er avgjørende for at arbeidet skal kunne koordineres over større regioner og for at man skal kunne sikre best mulig kvalitet i all ledd. For å kunne bruke dette ikke bare til lokal forvaltning i regi av enkelte rettighetshavere, men til en nasjonal overvåking av lirype bør aktiviteten videreutvikles slik at man får data fra et landsdekkende representativt nettverk av takseringsområder.

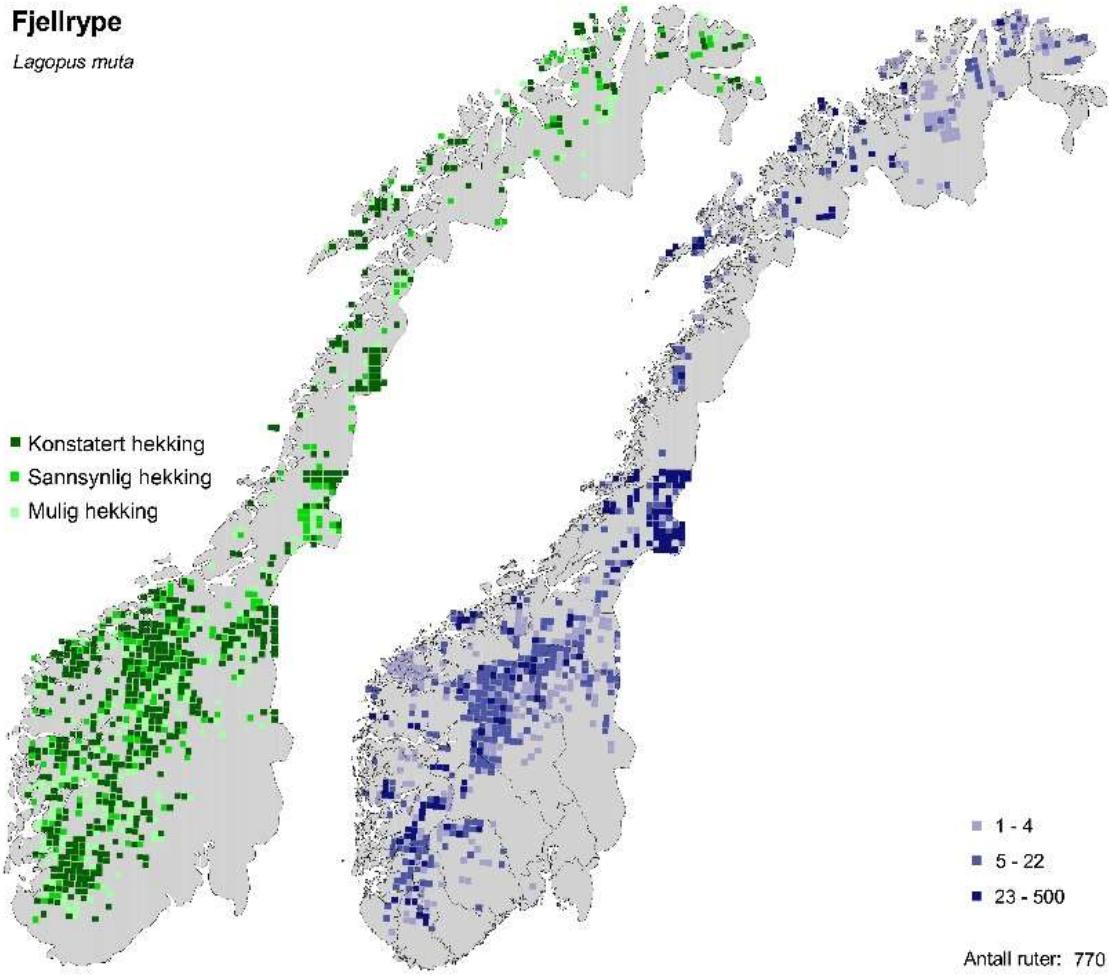
Innenfor lirypeforvaltningen finnes det ingen pålegg om gjennomføring av takseringer i forkant av jakta, og heller ingen bestemmelser om hvordan taksering skal gjennomføres. I arbeidet med Hønsefuglportalen er det imidlertid utarbeidet noen generelle retningslinjer for selve takseringen. Ut over dette står rettighetshaverne mer eller mindre fritt til å fastsette reguleringer. Dette medfører at det ofte blir et konglomerat av reguleringer som ofte har en ukjent effekt på jaktuttak og lirypas bestandsdynamikk. En bedre forståelse for hvordan de ulike reguleringene virker, samt generelle retningslinjer til de som forvalter rypene hadde vært ønskelig. I motsetning til lirypeforvaltningen, har man innenfor lakseforvaltningen nedfelt forskrifter som regulerer rammene for lokal forvaltning. I disse rammene inngår det vurderinger av bestandsstatus i forhold til hvor nivået på en levedyktig bestand, og også i hvilken grad bestanden produserer et høstbart overskudd.

Som påpekt under **kap 2.14.3** er det mange spørsmål knyttet til vindkraft, klimaeffekter og valg av forvaltningsregimer som vi mangler kunnskap om. Dette er også tema som framtidig forskning og forvaltning bør belyse for å kunne gjennomføre en forsvarlig høsting av lirypebestandene i Norge.

2.15 Fjellrype (*Lagopus muta)*

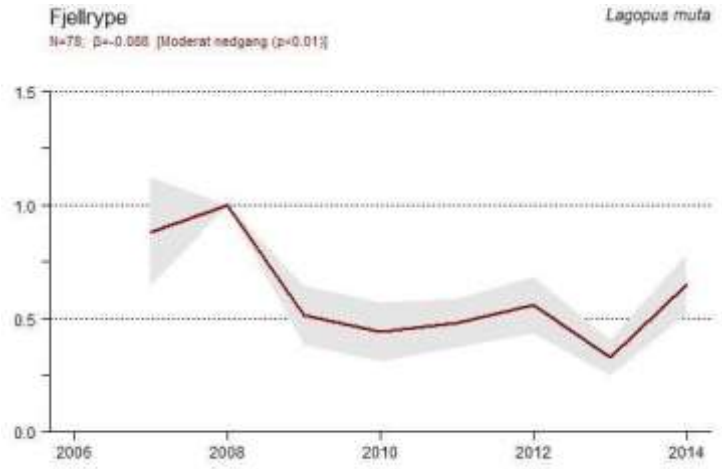
Fjellrypa er en nordlig sirkumpolar art. Den er funnet hekkende fra Fennoskandia østover til Stillehavet, videre fra vest- til østkyst i det nordlige Nord-Amerika, på Grønland, Island, Storbritannia, i Pyrenéene og Alpene. På Svalbard og Bjørnøya finner vi underarten *hyperboreus*. I Norge finner vi fjellrypa i omtrent samme område året rundt, mens bestander andre steder, for eksempel i Nord-Amerika, kan foreta regulære vår- og høsttrekk. Fjellrypa finner vi oftest i høyereliggende deler av vierregionen og i mellomalpin sone ovenfor vierregionen. Vi finner de ofte på lavrabber og i blokkmark hvor vegetasjonen blåser fri for snø vinterstid.

2.15.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.15.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) fjellrype i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vi ser av **figur 2.15.1** så er fjellrypa observert i store deler av landet, med unntak av områder som ligger under tregrensa. Den har i hovedsak tilhold i høyfjellet over fjellbjørkeskogen, men finnes helt ned til sjøen fra Midt-Norge og nordover. På bakgrunn av jaktstatistikk, takseringer og overvåking er det vist at bestanden gikk tilbake fra 1990 til 2000. Bestanden på 1980-tallet, var i likhet med mange andre småviltarter begunstiget av en redusert rødrevbestand (Smedshaug et al.1999), men kanskje i noe mindre grad enn lirypa og skogsfuglartene. Mens hekkebestanden på tidlig 1990-tall ble anslått til 400 000 – 1 000 000 individer (Gjershaug et al. 1994), er bestanden i dag anslått til å være 100 000 - 200 000 par (Shimmings & Øien 2015). Det landsdekkende nettverket for overvåking av hekkefugl, TOV-E, viser en betydelig bestandsnedgang (størrelsesorden 50 %) for 8-års perioden 2007-2014 (**figur 2.15.2**). For hele den skandinaviske bestanden er det for perioden 2003-2012 registrert en noe mindre nedgang (45%) (Lehikoinen et al. 2014). Ut ifra jaktstatistikk synes også bestanden å ha avtatt sterkt fra 2000/01 til 2014/15 (**figur 2.15.3**), men avskytningen varierer mye mellom år. Det er dessuten vanskelig å vite hvor godt jaktuttaket reflekterer bestanden da det mange steder er innført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013). Totalt sett synes hekkebestanden for fjellrype å være redusert med ca 50 % i siste 10-års periode. Store variasjoner i høstbestander og perioder med kraftig bestandsnedgang ser ut til å være et naturlig fenomen for lirype- og fjellrype (Pedersen & Karlsen 2007, Hjeljord 2008). Imidlertid omfatter bestandsnedgangen som er registrert for fjellrype siste 10-årsperiode hele Fennoskandia og inngår i en omfattende bestandsreduksjon som ser ut til gjelde flere fuglearter knyttet til fjell- og fjellnære områder (Lehikoinen et al. 2014). På bakgrunn av dette er fjellrype plassert i rødlistekategori NT – nær truet i Rødlista 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

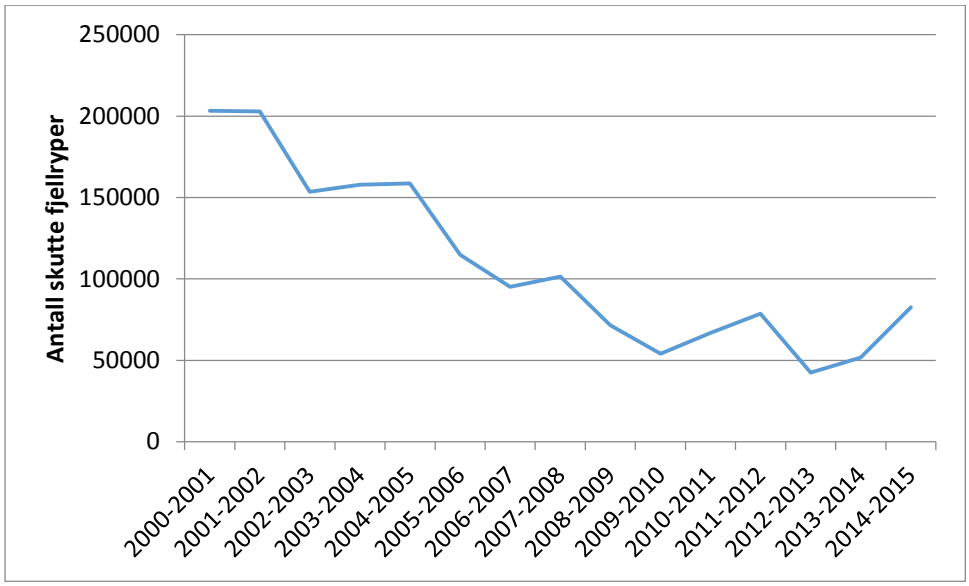


Figur 2.15.2. *Bestandsutvikling hos fjellrype i Norge i perioden 2007-2014 i den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.14.2*** *for figurforklaring.*

2.15.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

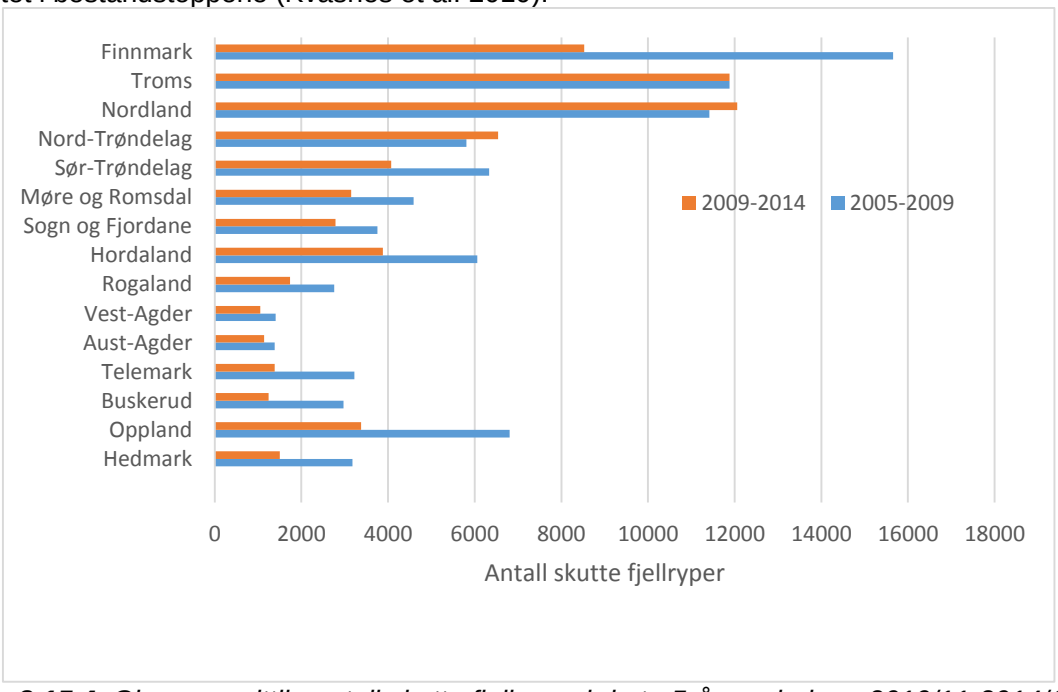
Gjeldende jakttider;

- hele landet med det unntak som nevnes nedenfor fra 10.09 til og med 28./29.02.
- Finnmark og Troms fylker og Narvik, Ballangen og Evenes kommuner samt den delen av Tysfjord kommune som ligger nord for Tysfjorden/Hellemofjorden i Nordland fylke fra 10.09 til og med 15.03



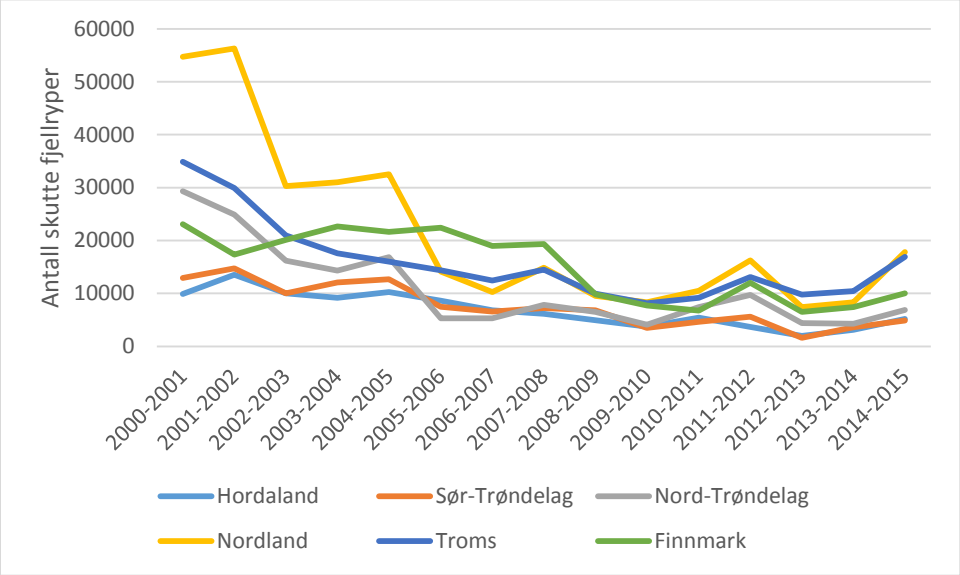
Figur 2.15.3. *Antall skutte fjellryper på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

Som vist i **figur 2.15.3** har det årlig blitt felt mellom 203 000 og 42 000 fjellryper i perioden 2000/01 til 2014/15, men med stor variasjon mellom år. Selv om avskytningstallene generelt er preget av en stor nedgang, er det sesonger hvor nedgangen har stagnert etterfulgt av svake økninger. Det er tvilsomt om man kan kalle disse økningene for «topper», men i likhet med de andre hønsefuglartene og mange av pattedyrartene ser vi også for fjellrype en «topp» i 2003/04-2004/05, 2007/08 og en markert «topp» i 2011/12.Vi ser at flere av disse «toppene» sammenfaller med tilsvarende topper for de andre skogshønsartene (lirype, storfugl, orrfugl, jerpe), men ikke alltid. Som nevnt skyldes nok dette primært at uttaket av de forskjellige små-viltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis alltid har synkronitet i bestandstoppene (Kvasnes et al. 2010).



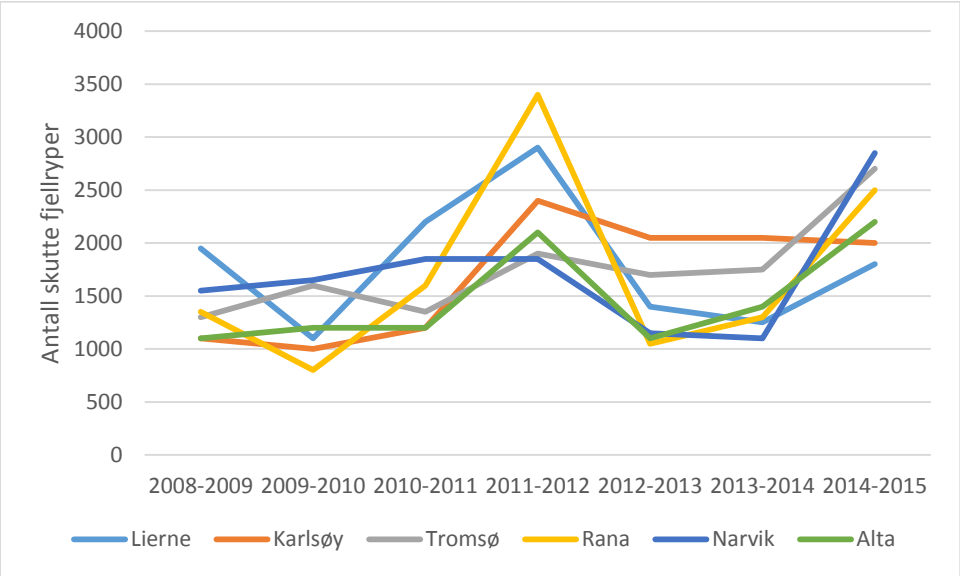
Figur 2.15.4. *Gjennomsnittlig antall skutte fjellryper i de to 5-årsperiodene 2010/11-2014/15 og 2005/06-2009/10. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall fjellryper skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 2.15.4**. Som for lirype er det skutt flere fjellrype i første periode i forhold til siste periode i de fleste fylkene. Unntaket er Nord-Trøndelag, Nordland og Troms der det er skutt flere fjellryper eller like mange i andre periode.



Figur 2.15.5. *Antall skutte fjellryper fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fjellryper er høyest. Data er hentet fra SSB.*

I **figur 2.15.5** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte liryper i perioden 2000/01 til 2014/15. I samtlige fylker ser vi samme trend som på landsbasis, med nedgang i antall felte fjellryper gjennom hele perioden, og spesielt i Nordland har denne nedgangen vært sterk. Når det gjelder tidspunkt for «topper» i avskytningstall så sammenfaller dette svært godt med det som vises for de andre skogshønsartene for alle fylker.



Figur 2.15.6. *Antall skutte fjellryper fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fjellryper er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 7-årsperioden 2008/09 til 2014/15 finnes også fellingstall for fjellrype oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). I **figur 2.15.6** vises de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte fjellryper. Som vi ser kan vi også på kommunenivå, klart se en topp i 2011/2012. Som for lirype synes fjellrypa i Karlsøy å følge et annet mønster enn de fleste andre kommunene med unntak av Tromsø, ved at toppen har blitt bibehold i flere sesonger. I motsetning til de andre kommunene som ligger på fastlandet, er Karlsøy og store deler av Tromsø øykommuner. Det kan derfor tenkes at predasjonspresset fra for eksempel rødrev i år med sammenbrudd i smågnagerbestanden får stor effekt i fastlandskommunene, mens øykommunene og spesielt Karlsøy som er helt uten rødrev, slipper lettere unna et høyt predasjonstrykk og kan beholde toppen lengre.

2.15.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er høyst sannsynlig at fjellrypebestanden er redusert siden tusenårsskiftet, men datagrunnlaget er relativt svakt. Selv om vi har relativt god jaktstatistikk, er det usikkert om den reflekterer bestanden på en tilfredsstillende måte, siden det i denne perioden er innført restriksjoner på jaktuttaket i form av bag limit, kvoter, redusert jakttid, redusert antall solgte jaktkort mm. Også fjellrype inngår i overvåkingsprogram som TOV-E, men vi mangler en god oversikt over bestandsutvikling og geografisk fordeling. Det er derfor viktig 1) å øke kunnskapsgrunnlaget og vår forståelse av fjellrypas bestandsstatus og 2) å belyse hvilke faktorer som har størst effekt på bestandsutviklingen i fjellrypebestanden. For forvaltningen bør det være av særlig interesse å få en bedre forståelse av hvilke faktorer det er mulig å påvirke, slik at man kan fatte godt begrunnede forvaltningstiltak.

Det er kjent at spesielt hønsefugl kan være utsatt for kollisjoner med vindturbiner. Et økende fokus på fornybar energi gjennom utnytting av vindkraft kan derfor ha ukjente negative effekter på fjellrypebestanden, både i form at økt dødelighet gjennom kollisjoner med vindturbiner og overføringslinjer. I tillegg kommer reduserte leveområder og fragmentering.

Klimaendringer vil kunne forskyve tidspunkt for fenologiske prosesser som påvirker hekketidspunkt for skogshøns. Dette kan påvirke klekketidspunkt og være avgjørende for kyllingenes overlevelse. Likeledes kan klimaendringer føre til gunstigere forhold for generalistpredatorer som rødrev og kråkefugl (se **kap. 3.1.4**) og økt predasjon på bakkehekkende arter som hønsefugl, andefugler, gjess og sjøfugl.

For lirype er det gjennomført omfattende forskning for å belyse effekten av jakt på bestandsutviklingen. Det har framkommet ny viten som gjør forvaltningen bedre i stand til å foreta fornuftige og nødvendige forvaltningsgrep for en forsvarlig høsting. For fjellrype mangler slike studier helt.

2.15.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Fjellrypejakt vil være en attraktiv jaktform også i framtida. Det vil derfor være av stor betydning for forvaltningen av denne arten å skaffe kunnskap om jaktas betydning for bestandsendringer (Pedersen & Storaas 2013). Allerede i dag har mange rettighetshavere innført restriksjoner på jaktutøvelsen og uttaket. I den grad jaktstatistikk skal benyttes som en bestandsindeks, bør effekten av restriksjoner på jaktuttaket belyses.

I forvaltningen av jaktbart småvilt er det viktig å ha kunnskap om bestandens størrelse og produksjon. For fjellrype har man forsøkt forskjellige takseringsmetoder og den såkalte «ocupancy-modellen» har nylig blitt benyttet til å analysere takseringsdata fra fjellryper på Svalbard (Pedersen et al. 2012). Denne bør også kunne implementeres for overvåking av fjellrypebestanden på fastlandet. Data fra de årlige hønsefugltakseringene som inngår i Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/) omfatter noe data på fjellrype. For at dette skal få noen

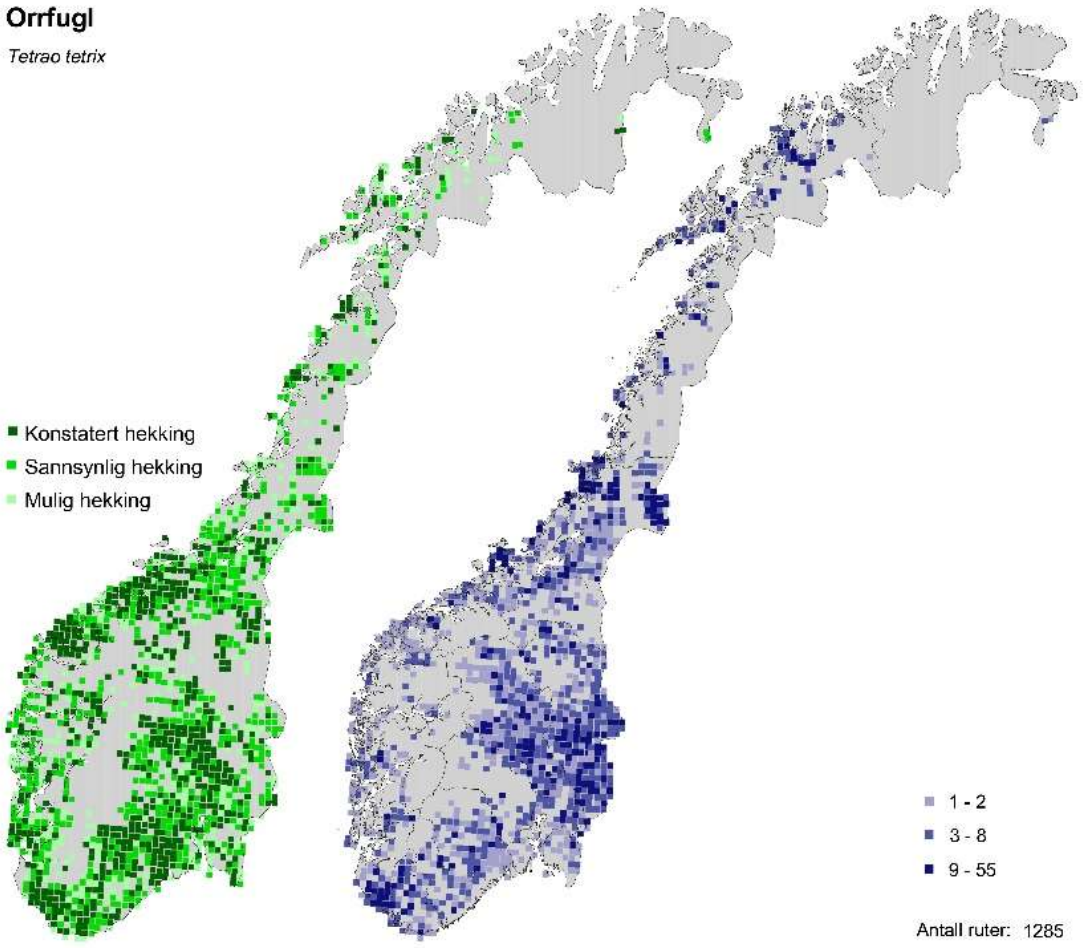
verdi i forvaltningssammenheng må omfang og geografisk dekningsgrad av takseringene økes betraktelig. Siden fjellrypa nå settes til rødlistekategori NT – nær truet, i Rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015), bør et økt fokus på fjellrypas bestandsstørrelse, reproduksjon og geografisk utbredelse få høy prioritet.

Det er også viktig å få kunnskap om eventuelle negative effekter av klimaendringer og vindkraftproduksjon som nevnt i **kap 2.15.3**.

2.16 Orrfugl (*Tetrao tetrix*)

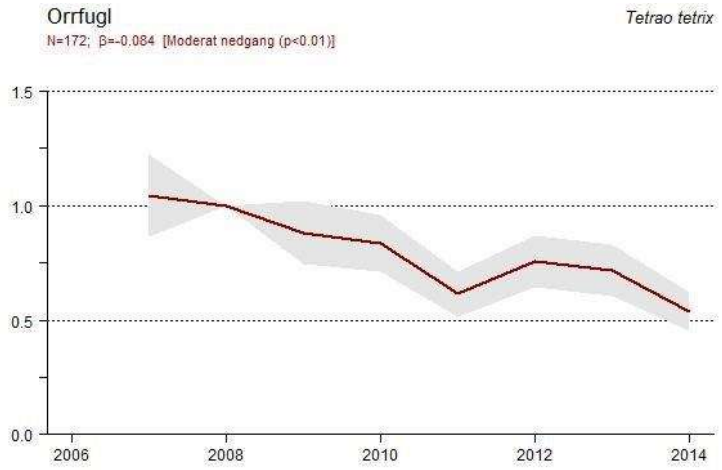
Orrfugl finnes i barskoger, blandingsskoger og stepper fra Fennoskandia østover til Kolmaya og Jakutsk. Den finnes også i høyereliggende områder i Mellom-Europa østover til Karpatene og Sørvest-Russland. I Norge finner vi orrfugl over hele landet, men sparsomt i Finnmark. Selv om orrfuglen oftest finnes i tilknytning til barskog, forekommer den også i røsslyngheier fra Sør-Vestlandet og nordover til Trøndelag. Den kan også finnes i rein bjørkeskog opp mot fjellet og nordover i landet.

2.16.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.16.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) orrfugl i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

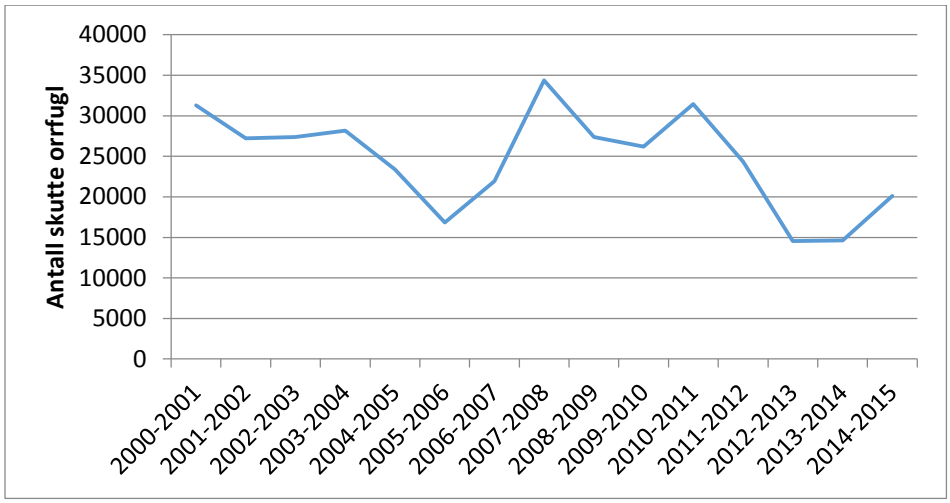
Som vi ser av **figur 2.16.1** så er orrfugl observert i store deler av landet, med unntak av høyfjellet. Det er spredte observasjonert i indre Troms og i Finnmark med unntak av Pasvik. På bakgrunn av jaktstatistikk, spredte takseringer og overvåking er det grunn til å anta at bestanden gikk tilbake fra 1990 til 2000. Sannsynligvis var bestanden på 1980-tallet, i likhet med mange andre småviltarter begunstiget av en redusert rødrevbestand (Smedshaug et al.1999). Mens hekkebestanden på tidlig 1990-tall ble anslått til 200 000 – 400 000 individer (Gjershaug et al. 1994), er bestanden i dag anslått til å være 50 000 - 100 000 par (Shimmings & Øien 2015). I det landsdekkende nettverket for overvåking av hekkefugl, TOV-E (Kålås et al. 2014), indikeres en bestandsnedgang på 30 % for 8-års perioden 2007-2014 (J.A. Kålås pers.med.) (**figur 2.16.2**). Ut ifra jaktstatistikk synes også bestanden å ha avtatt fra 2000/01 til 2013/14 (**figur 2.16.3**), men avskytningen varierer sterkt. Det er dessuten vanskelig å vite hvor godt jaktuttaket reflekterer bestanden da det mange steder er innført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013).



Figur 2.16.2. *Bestandsutvikling hos orrfugl i Norge i perioden 2007-2014 i den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.14.2*** *for figurforklaring.*

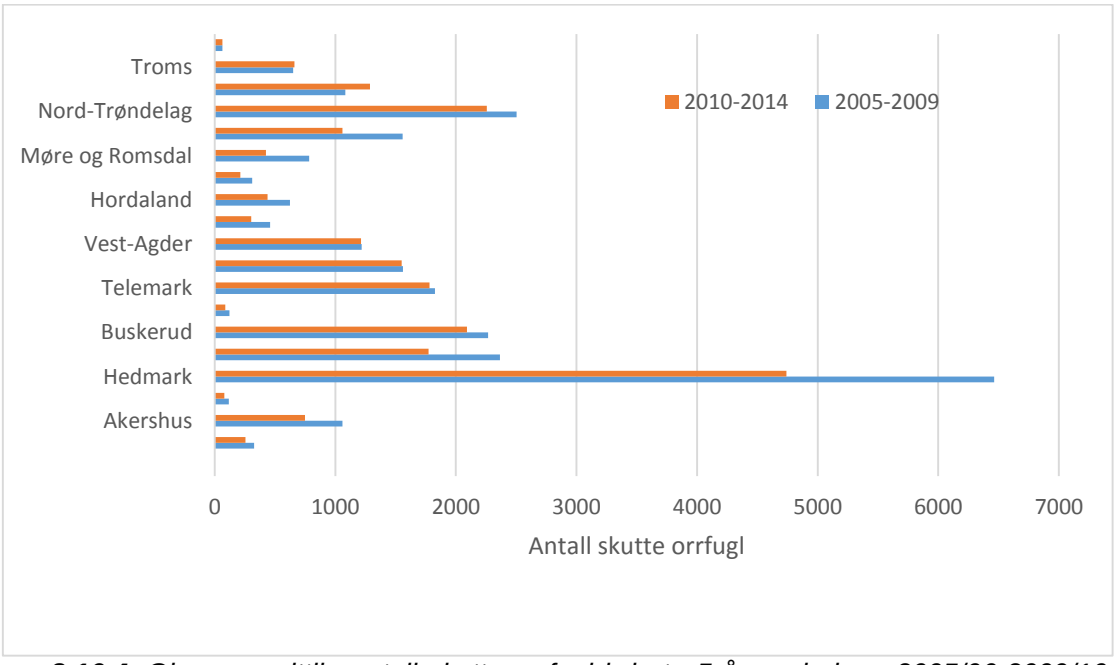
2.16.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 10.09 til og med 23.12



Figur 2.16.3. *Antall skutte orrfugl på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

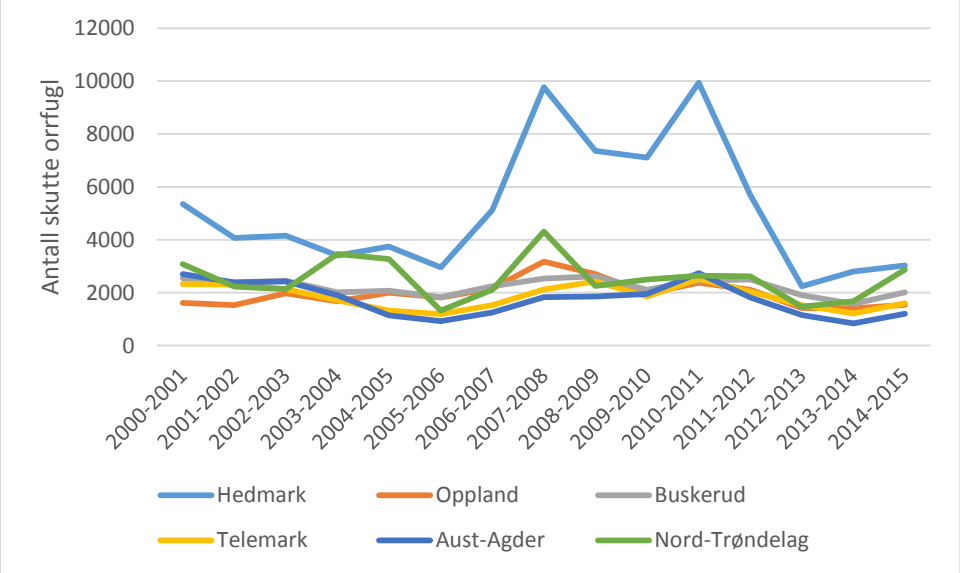
Som vist i **figur 2.16.3** har det årlig blitt felt mellom 15 000 og 34 000 orrfugl i perioden 2000/01 til 2014/15, og det har vært stor variasjon mellom år. I likhet med de andre hønsefugl-artene og mange av pattedyrartene ser vi også i avskytningsstatistikken for orrfugl en stor topp i 2007/08. Hos mange andre småviltarter var det en kraftig topp i 2011/12, men hos orrfugl og storfugl kommer denne ett år tidligere, i 2010/11. Som nevnt for storfugl skyldes nok dette primært at uttaket av de forskjellige småviltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis synkroniserte bestandstopper (Kvasnes et al. 2010). For mange av småviltartene finner vi en topp i avskytningen i 2003/04. Tilsvarende ser vi en fellingstopphos orrfugl, men denne toppen skiller seg fra storfugl, som har høy avskytning først året etter (**figur 2.17.3**). Også hos orrfugl er det store variasjoner i avskytningstall mellom år, men trenden er generelt nedadgående.



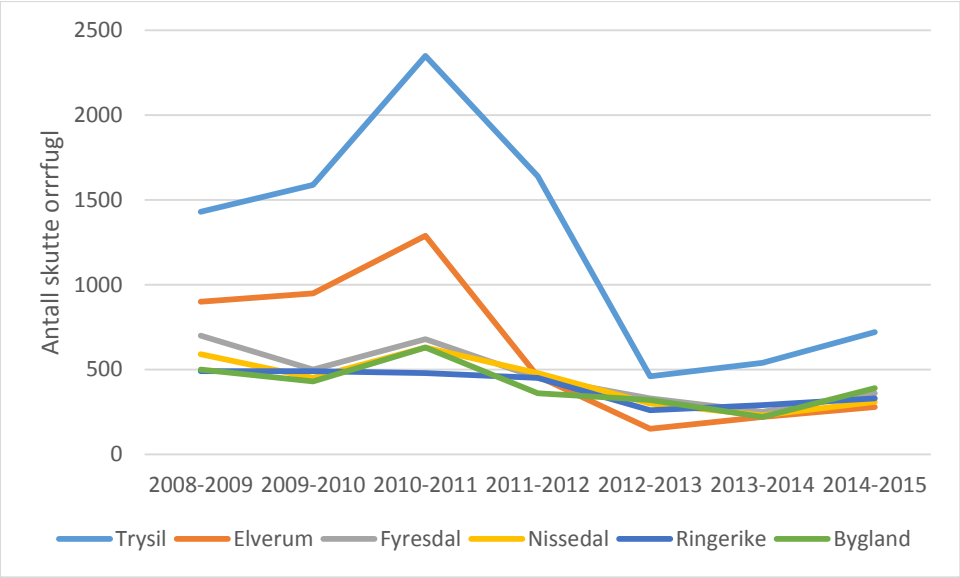
Figur 2.16.4. *Gjennomsnittlig antall skutte orrfugl i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall orrfugl skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 2.16.4**. I de fleste fylkene er det skutt noe mer orrfugl i første periode i forhold til andre periode. Dette gjeldes spesielt i Hedmark hvor det ble skutt betydelig færre orrfugl i siste 5-års periode. I Agderfylkene og Telemark var det ingen forskjell mellom periodene.

F**igur 2.16.5** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte orrfugl i perioden 2000/01 til 2014/15. Tilsvarende som for storfugl, peker Hedmark seg ut som det klart viktigste orrfuglfylket i hele denne perioden. Mens variasjonen i fellingstall i Hedmark og til dels Nord-Trøndelag har vært stor, viser de øvrige fylkene (Aust-Agder, Oppland, Buskerud, Telemark) relativt liten variasjon, men samtlige fylker har en svakt nedadgående trend. Når det gjelder tidspunkt for topper i avskytningstall så sammenfaller dette svært mye med det som vises for storfugl: fylkestallene, som på landsbasis, viser topper i avskyting i 2007/08. Toppen i avskytning i 2004/2005 tilsvarende for andre hønsefugl, viser seg kun i Nord-Trøndelag, men figur 2.16.3 indikerer en topp på nasjonalt nivå. Den markante toppen på landsbasis i 2010/2011 ses også som en tilsvarende topp i Hedmark samme sesong, men i noe varierende grad for de andre fylkene.



Figur 2.16.5. *Antall skutte orrfugl fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte orrfugl er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.16.6. *Antall skutte orrfugl fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte orrfugl er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 7-årsperioden 2008/09 til 2014/15 finnes fellingstall for orrfugl oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). F**igur 2.16.6** viser de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte orrfugl. Som vi ser kan vi også på kommunenivå, med unntak av Ringerike (Buskerud), se en topp i 2010/2011. Tilsvarende som for storfugl (**figur 2.17.6**) viser orrfugl stor forskjell mellom år innenfor en enkelt kommune; i 2010/11 ble det skutt 2350 orrfugler i Trysil, mens det to år seinere ble skutt 460 (**figur 2.16.6**). Det betyr at uttaket av skogsfugl (storfugl, orrfugl og jerpe) i «kronåret» 2010/11 var 4330 fugler, mens det to sesonger seinere (2012/13) var redusert til 900 fugler.

2.16.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

På samme måte som for storfugl kan vi for orrfugl si at det finnes relativt god jaktstatistikk, men det er heller ikke for orrfugl kjent om denne reflekterer bestanden på en tilfredsstillende måte. Siden restriksjoner på jaktuttaket i form av bag limit, kvoter eller «brunfuglfredning» påvirker uttaket er det knyttet usikkerhet til denne statistikken. Selv om orrfugl inngår i overvåkingsprogram som TOV-E og noe taksering av høstbestanden gjennomføres, mangler vi en god oversikt over bestandsutvikling geografisk struktur.

Det er kjent at spesielt hønsefugl er utsatt for kollisjoner med vindturbiner. Et økende fokus på fornybar energi gjennom utnytting av vindkraft kan derfor ha ukjente negative effekter på orrfuglbestanden, både i form at økt dødelighet gjennom kollisjoner med vindturbiner og overføringslinjer. I tillegg kommer reduserte leveområder og fragmentering.

Klimaendringer vil kunne forskyve tidspunkt for fenologiske prosesser som påvirker hekketidspunkt for skogshøns. Dette kan påvirke klekketidspunkt og være avgjørende for kyllingenes overlevelse. Likeledes kan klimaendringer føre til gunstigere forhold for generalistpredatorer som rødrev og kråkefugl og økt predasjon på bakkehekkende arter som hønsefugl, andefugler, gjess og sjøfugl (se **kap. 3.1.4**).

2.16.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Som for storfugl er jakt en ikke ubetydelig dødsårsak hos orrfugl. I likhet med storfugl er det for orrfugl stor mangel på undersøkelser som viser omfanget av jaktdødelighet under forskjellige

forhold, i forskjellige typer habitat mm. For en kunnskapsbasert moderne forvaltning er dette viktig kunnskap. Ikke minst hvis jaktstatistikk skal benyttes som en bestandsindeks, og da spesielt hvis omfanget av uttaksbegrensning påvirker indeksen i vesentlig grad.

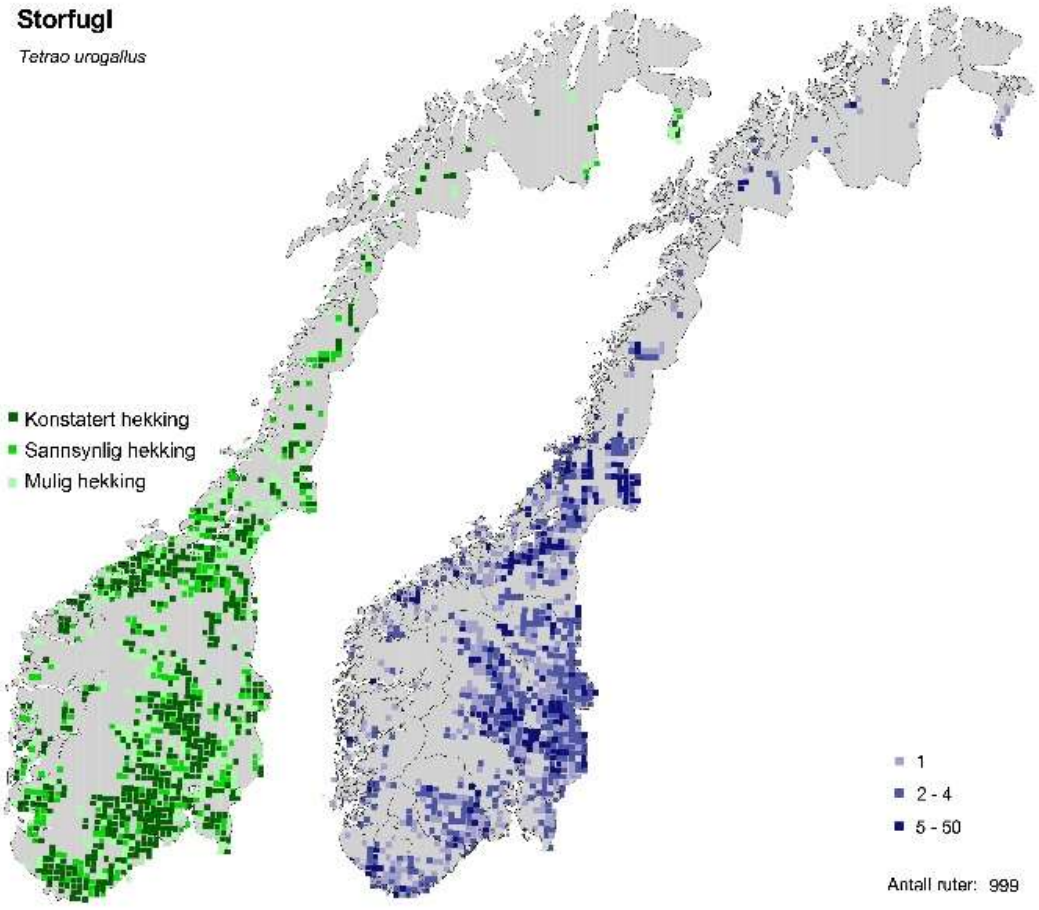
Kunnskap om bestandens størrelse og produksjon er viktig for forvaltningen av hønsefugler. Det kan derfor være nyttig å gjenoppta snøsporing av orrfugl på de såkalte «gaupetakseringslinjene» for å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og romlig fordeling. Som for de andre skogshønsartene vil det for orrfugl være viktig å utvide omfang og geografisk dekningsgrad av de årlige hønsefugltakseringene som nå inngår i Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/). En fullstendig sammenstilling av de områder som pr. i dag ligger inne i portalen er utenfor rammene for denne rapporten.

Det er også viktig å få kunnskap om eventuelle negative effekter av klimaendringer og vindkraftproduksjon som nevnt i **kap 2.16.3**.

2.17 Storfugl (*Tetrao urogallus*)

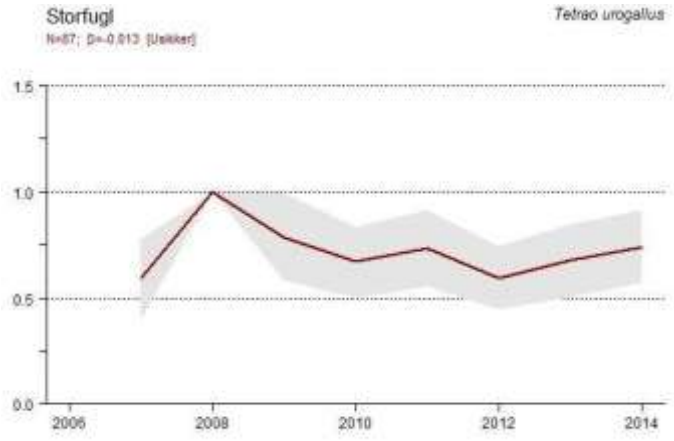
Storfugl, tiur og røy, finnes i barskogsområder fra Fennoskandia til sentrale Sibir. Den finnes også i Mongolia, steppene i Vest-Sibir og sørlige deler av Ural og Balkan. Sparsomme forekomster finnes også i fjellskogene i Pyreneene og Mellom-Europa. I Norge er storfuglen knyttet til de store barskogsområdene i Sør-Norge, men den finnes også i Nord-Norge inkludert indre Finnmark. Stort sett følger den furuas utbredelse, men finnes også i fjellskogen opp til barskogsgrensa.

2.17.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.17.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) storfugl i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

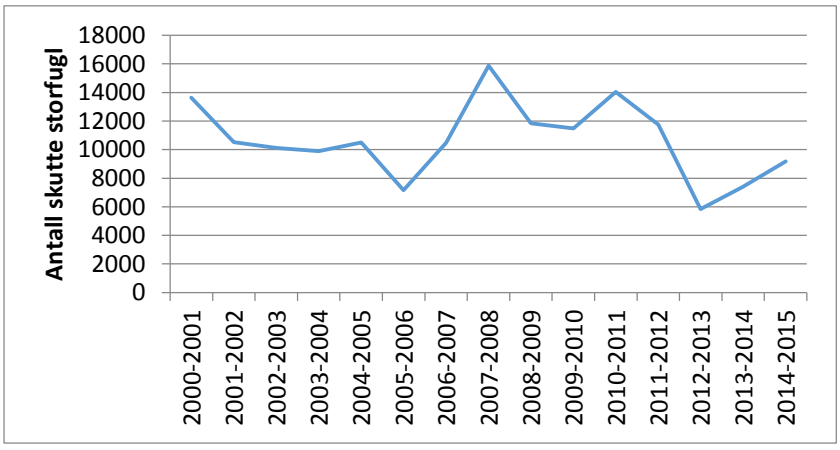
Som vi ser av **figur 2.17.1** så er storfuglen observert i store deler av Sør-Norge, med unntak av deler av Vestlandet og i høyfjellet. Den er mer spredt observert også i de tre nordligste fylkene, men sparsomt i Finnmark med unntak av Pasvik. På bakgrunn av jaktstatistikk, spredte takseringer og overvåking er det grunn til å anta at bestanden gikk tilbake fra 1990 til 2000. Sannsynligvis var bestanden på 1980-tallet, i likhet med mange andre småviltarter begunstiget av en redusert rødrevbestand (Smedshaug et al.1999). Mens hekkebestanden tidlig på 1990-tallet ble anslått til 100 000 – 200 000 individer (Gjershaug et al. 1994), er bestanden i dag anslått til å være 40 000 - 50 000 par (Shimmings & Øien 2015). I det landsdekkende nettverket for overvåking av hekkefugl, TOV-E (Kålås et al. 2014), indikeres en bestandsnedgang på 10 % for 8-års perioden 2007-2014 (J.A. Kålås pers.med.). Imidlertid er denne nedgangen usikker (**figur 2.17.2**). Ut ifra jaktstatistikk synes også bestanden å ha avtatt svakt fra 2000/01 til 2014/15 (**figur 2.17.3**), men avskytningen varierer sterkt. Det er videre vanskelig å vite hvor godt jaktuttaket reflekterer bestanden da det mange steder er innført restriksjoner på jaktuttaket (Pedersen & Storaas 2013).



Figur 2.17.2. *Bestandsutvikling hos storfugl i Norge i perioden 2007-2014 i den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.14.2*** *for figurforklaring.*

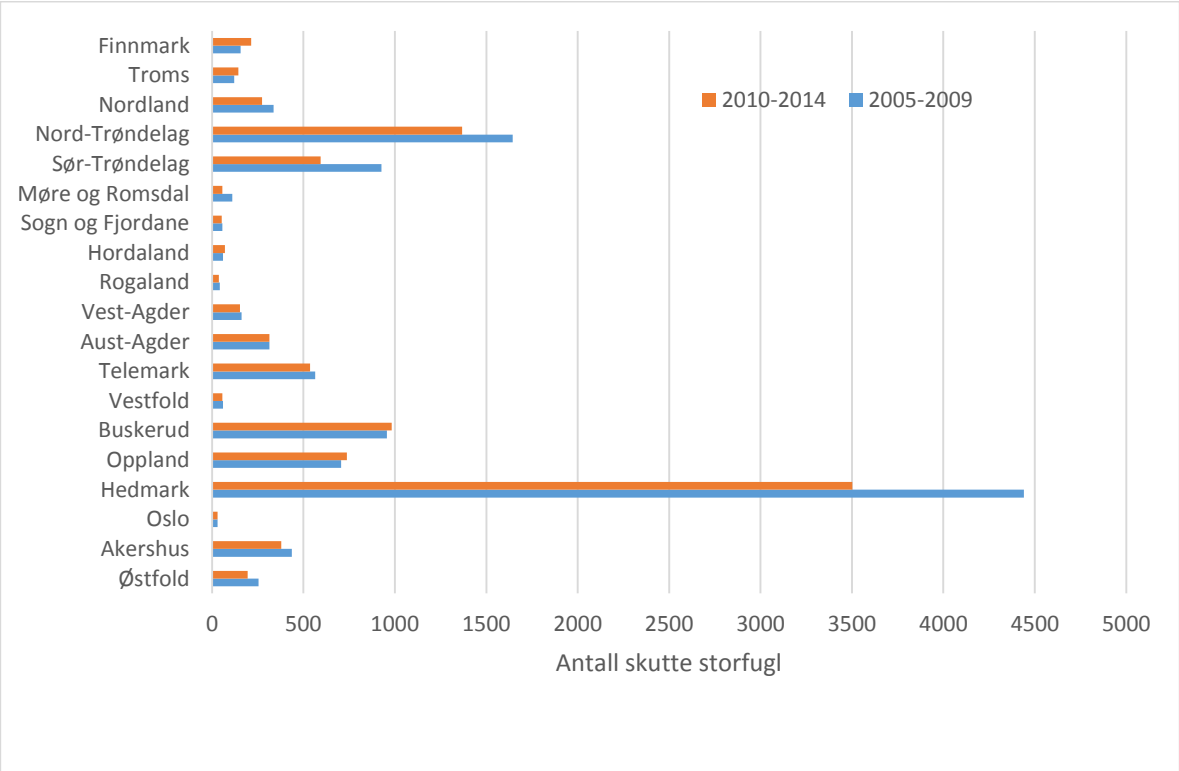
2.17.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider, hele landet fra 10.09 til og med 23.12.



Figur 2.17.3. *Antall skutte storfugl på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

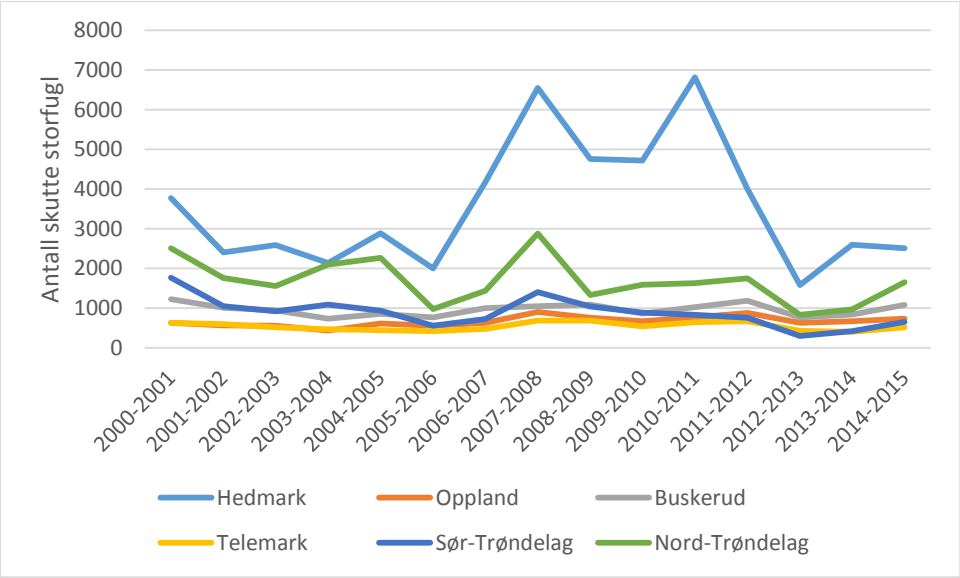
Som vist i **figur 2.17.3** har det årlig blitt felt mellom 6000 og 16 000 storfugl i perioden 2000/01 til 2014/15, og det har vært stor variasjon mellom år. I likhet med de andre hønsefuglartene og mange av pattedyrartene ser vi også i avskytningsstatistikken for storfugl en stor topp i 2007/08. Hos mange andre småviltarter var det en kraftig topp i 2011/12, men hos storfugl kommer denne ett år tidligere, i 2010/11. Dette skyldes nok at uttaket av de forskjellige småviltartene ikke har samme geografiske tyngdepunkt og derfor ikke nødvendigvis synkroniserte bestandstopper (Kvasnes et al. 2010). Hos mange av småviltartene finner vi også en topp i avskytning i 2003/04, mens vi hos storfugl finner en antydning til dette i 2004/05 (**figur 2.17.3**). Selv om det er variasjoner i avskytningstall mellom år, er det en svak nedadgående trend gjennom hele perioden.



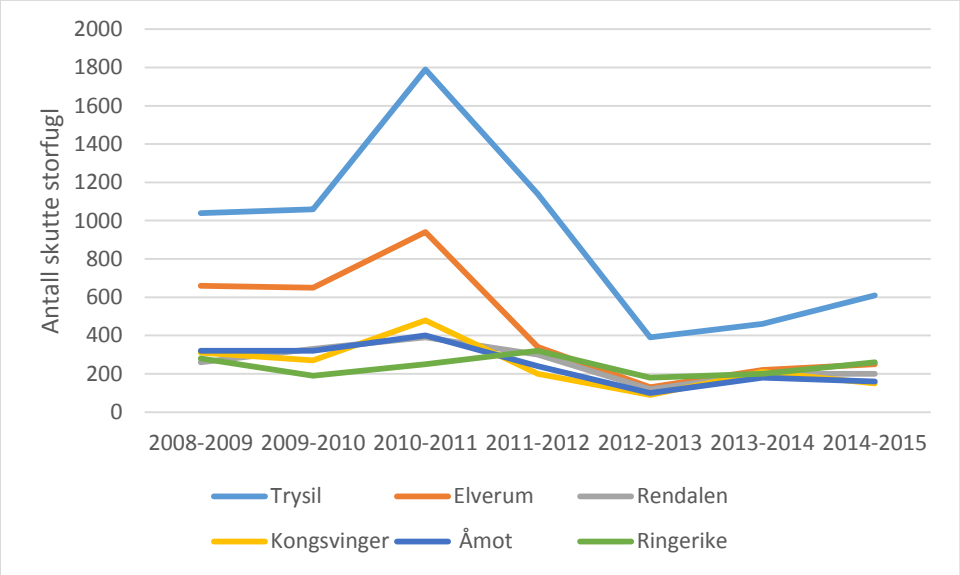
Figur 2.17.4. *Gjennomsnittlig antall skutte storfugl i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall storfugl skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 2.17.4**. Med unntak av de to trøndelagsfylkene og Hedmark er det ingen vesentlige forskjeller mellom de to periodene. I Trøndelag og Hedmark ble der skutt noe færre storfugl i siste periode i forhold til første.

Figur **2.17.5** viser fellingstall for de seks fylkene med flest antall felte storfugl i perioden 2000/01 til 2014/15. Hedmark peker seg ut som det klart viktigste storfuglfylket i hele denne perioden, etterfulgt av Nord-Trøndelag som det nest viktigste storfuglfylket. Mens variasjonen i fellingstall i disse to fylkene har vært stor, viser de øvrige fylkene (Sør-Trøndelag, Oppland, Buskerud, Telemark) relativt liten variasjon. Samtlige fylker viser en svakt nedadgående trend. På samme måte som vist på landsbasis viser også fylkestallene topper i avskyting i 2004/05 og 2007/08. Mens toppen på landsbasis i 2010/2011 helt klart var dominert av den tilsvarende toppen i Hedmark samme sesong, ser vi at toppen for de andre fylkene kommer året etter; 2011/12. Dette skyldes sannsynligvis variasjon i tidspunkt mellom toppår for smågnagere i forskjellige deler av landet (e.g. Framstad 2014).



Figur 2.17.5. *Antall skutte storfugl fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte storfugl er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.17.6. *Antall skutte storfugl fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte storfugl er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 7-årsperioden 2008/09 til 2014/15 finnes også fellingstall for storfugl oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). F**igur 2.17.6** viser de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte storfugl. Som vi ser kan vi også på kommunenivå, i alle fall for Hedmark kommunene, se en topp i 2010/2011, mens Ringerike (Buskerud) har antydning til topp året etter. Det er også interessant å se hvor fort uttaket, og sannsynligvis bestanden, kan endre seg for storfugl og også annet småvilt; i 2010/11 ble det skutt 1800 storfugler i Trysil, mens det to år seinere ble skutt 400 (**figur 2.17.6**).

2.17.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer storfuglbestanden på en god måte. Sannsynligvis er den beheftet med usikkerhet på grunn av restriksjoner

på jaktuttaket i form av bag limit, kvoter eller «brunfuglfredning». Selv om vi har overvåkingsprogram som TOV-E og til dels taksering av høstbestanden i regi av enkelte rettighetshavere, mangler en god oversikt over bestandsutvikling og geografisk fordeling hos storfugl.
Økt fokus på fornybar energi gjennom utnytting av vindkraft kan ha ukjente negative effekter på storfuglbestanden, både i form at økt dødelighet gjennom kollisjoner med vindturbiner og overføringslinjer, men også på grunn av reduserte leveområder, fragmentering og forstyrrelse.

Det er ukjent i hvor stor grad klimaendringer vil kunne påvirke hekketidspunkt og forhold under kyllingperioden for storfugl og andre skogshønsarter. Likeledes kan klimaendringer føre til gunstigere forhold for generalistpredatorer som rødrev og kråkefugl og økt predasjon på bakkehekkende arter (se **kap. 3.1.4**).

2.17.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Jakt er enbetydelig dødsårsak hos storfugl. Det er allikevel stor mangel på undersøkelser som viser omfanget av jaktdødelighet under forskjellige forhold, i forskjellige typer habitat mm. For en kunnskapsbasert moderne viltforvaltning er dette viktig kunnskap. Ikke minst hvis jaktstatistikk skal benyttes som en bestandsindeks, og da spesielt hvis omfanget av uttaksbegrensning påvirker indeksen i vesentlig grad.

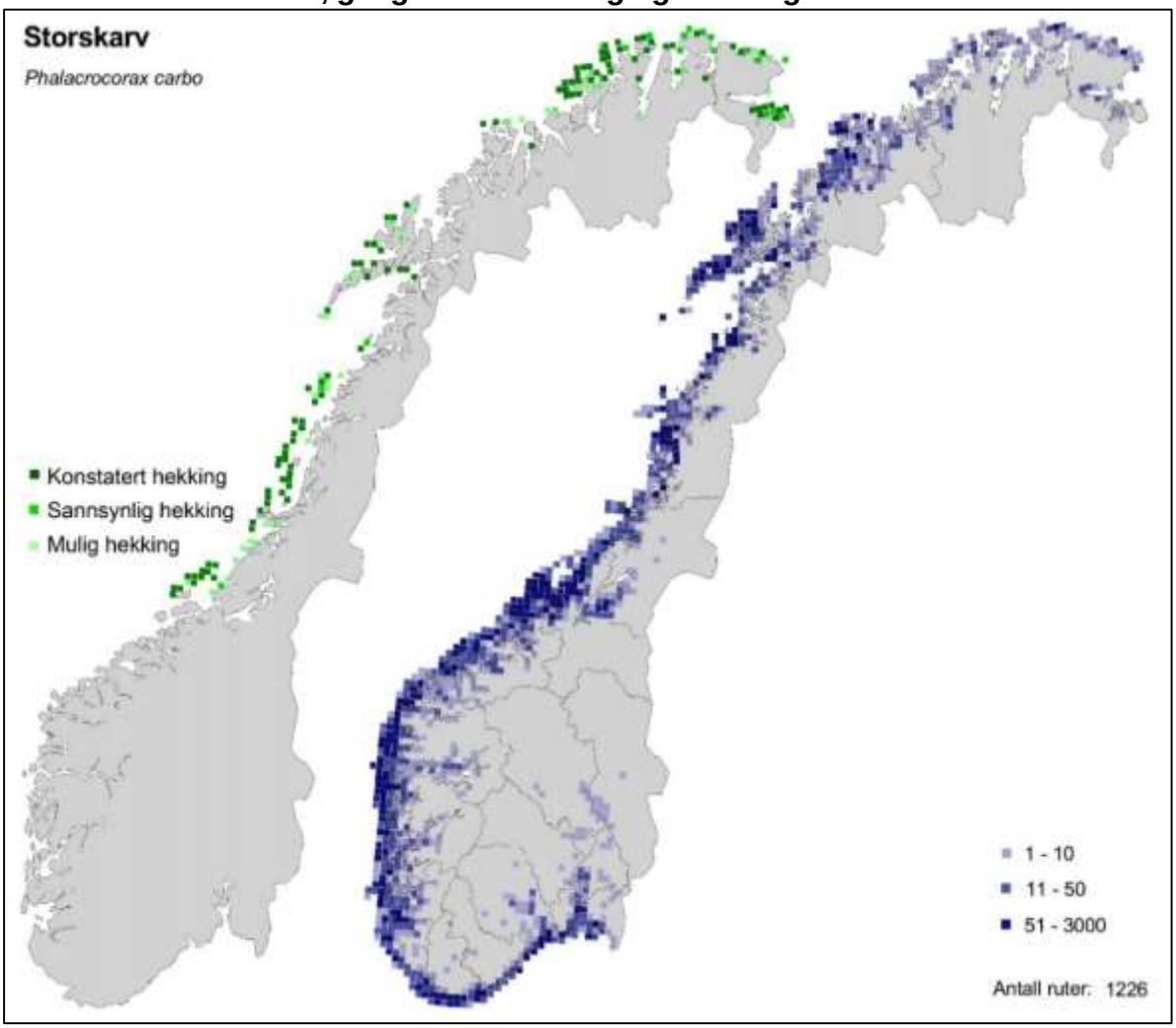
Kunnskap om bestandens størrelse og produksjon er viktig for forvaltningen av hønsefugler. Det kan derfor være nyttig å gjenoppta snøsporing av storfugl på de såkalte «gaupetakseringslinjene» for å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og romlig fordeling. Som for de andre skogshønsartene vil det for storfugl være langt viktigere å utvide omfang og geografisk dekningsgrad av de årlige hønsefugltakseringene som nå inngår i Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/).

Det er også viktig å få kunnskap om eventuelle negative effekter av klimaendringer og vindkraftproduksjon som nevnt i **kap 2.17.3**.

2.18 Storskarv (*Phalacrocorax carbo*)

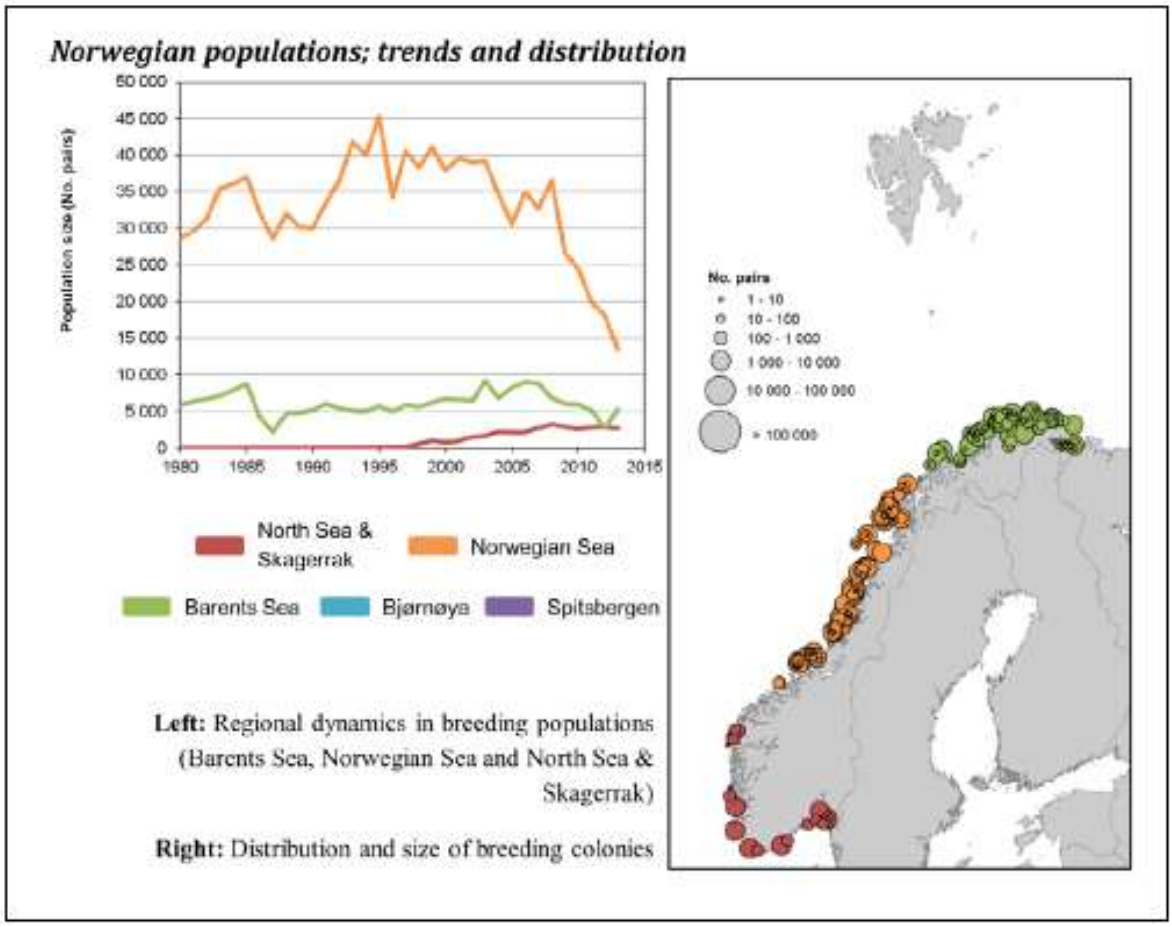
I Sør-Norge kan storskarven hekke både på bakken og i trær. På kysten av Trøndelag og Helgeland ligger koloniene på små holmer og skjær ytterst i skjærgarden. Disse koloniene er ofte store, opptil et par tusen par. Lenger nord er koloniene oftest mindre og ligger gjerne på klipper ut mot havet. I Finnmark hekker storskarv vanlig i fuglefjell og bratte berg, også på fastlandet. Særlig i Øst-Finnmark kan en finne kolonier inne i fjordene. I vinterhalvåret er skarvene avhengig av trygge hvile- og overnattings-plasser på land siden de ikke kan oppholde seg på sjøen i lengre tid. Noen steder flyr de daglig flere mil fram og tilbake mellom fiske- og overnattingsplassene. Storskarven er en meget effektiv fiskepredator som bare bruker en liten del av dagen til næringssøk.

2.18.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 2.18.1**. Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) storskarv i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 - 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Storskarven har en nær kosmopolitisk utbredelse, men mangler i Sør-Amerika. Den atlantiske storskarven, som helt til det siste har vært enerådende i norske farvann, er den største av alle skarver og hekker ved Nord-Atlanterens kyster. I Norge hekker storskarv, underart *carbo*, i hovedsak langs kysten fra Sør-Trøndelag til Øst-Finnmark og til grensen mot Russland, med tyngdepunkt i Trøndelag og Helgeland (**figur 2.18.1, 2.18.2**). Denne underarten hekker i kolonier, ofte på eksponerte holmer og skjær ytterst mot havet, men også i bratte fuglefjell.



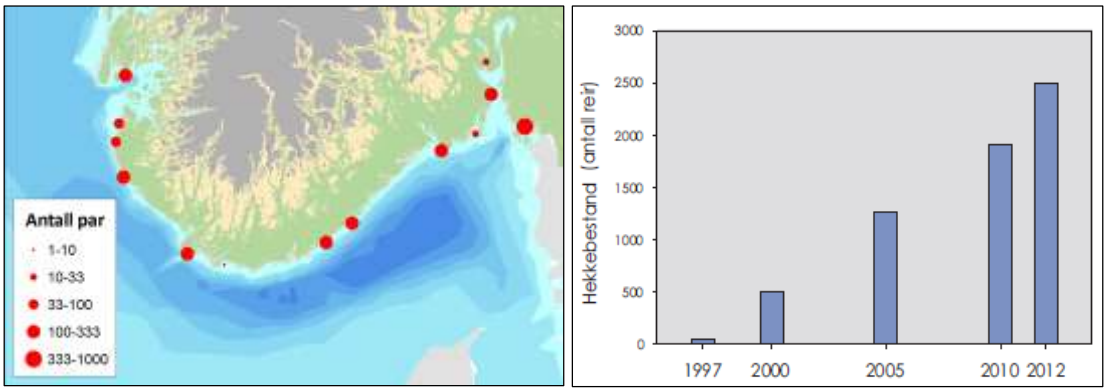
Figur 2.18.2. *Fordeling og størrelse for hekkekolonier av storskarv langs norskekysten, og utvikling i regionale hekkebestander i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen/Skagerrak (fra Fauchald et al. 2015).*

I tillegg har underarten *sinensis* "mellomskarv" etablert seg i Sør-Norge i seinere år. Denne underarten er mere knyttet til brakk- og ferskvann og hekker gjerne i trær.

Tidligere bestandsestimater for storskarv er 24 000 par i perioden 1970-1990 (Gjershaug et al.1994) og 20 000-25 000 par mellom 1996 og 2001 (BirdLife International 2004). I «Birds in Europe II» (BirdLife International 2004) ble det ikke skilt mellom underartene. I 2012 ble bestanden estimert til å være 19 000 par, derav 16 500 par av underarten *carbo* og 2 500 par av underarten *sinensis* (Lorentsen 2014a, 2014b). I 2015 ble bestanden estimert til 21 000 par for *carbo* (Anker-Nilssen et al. 2015).

Det skjedde et sammenbrudd i hekkebestanden i 1986-87, men bestanden tok seg opp igjen. I 1990-åra har antallet variert omkring et stabilt nivå (**figur 2.18.2**). Bestanden av *carbo* har vært i tilbakegang i flere kolonier langs norskekysten det siste tiåret (Anker-Nilssen et al. 2015, Fauchald et al. 2015) (**figur 2.18.2, se Norskehavet)**, men *sinensis* er i framgang i sør (Lorentsen 2014a), (**figur 2.18.3)**. For *carbo* har det vært varierende bestandsutvikling i ulike landsdeler (**figur 2.18.4**).

Etter at *sinensis* etablerte seg ved Orrevatnet i Rogaland i 1996 og på Øra i Østfold i 1997, har de fylt ut tomrommet mellom disse ytterpunktene på den sørlige kyststrekningen. Bestandsveksten har vært tilnærmet lineær, og i 2012 var totalbestanden ca. 2500 par, fordelt på 14 kolonier som varierte i størrelse fra 10 til 800 par (**figur 2.18.3**). De største koloniene finnes på Skagerrakkysten, fra Lindesnes og østover. Med ett unntak er alle koloniene lokalisert på øyer hvor de fleste reirene er plassert på bakken.



***Figur 2.18.3**. Kjente kolonier av mellomskarv i Norge pr. 2012 (til venstre) og b*estandsutvikling siden den etablerte seg som hekkefugl på Øra i Østfold på slutten av 1990-tallet (fra SEAPOP 2013).

Bestanden av overvintrende storskarv overvåkes en rekke steder langs kysten, og en trendanalyse for de ulike områdene er vist i **tabell 2.18.1**. Den viser at bestanden har økt i flere områder langs kysten, som i Østfold og flere områder i Nord-Norge, mens den har gått tilbake i flere områder i Sør-Norge utenom Østfold. Årsakene til disse forskjellene er ikke kjent.

Våre hekkefugler av underarten *carbo* overvintrer fra Norskekysten og sørover langs Nordsjøen. En del trekker også over land til Østersjøen. Fugler fra ulike hekkekolonier i Norge blandes i høst- og vinterperioden i Sør-Norge. Mange trekker langs kysten, men en del trekker også over innlandet ned til Østlandet (Bakken et al. 2003).

Da Norsk ringmerkingsatlas ble skrevet, forelå det bare fire gjenfunn av storskarv fra Østlandet (Bakken et al. 2003). Senere er det merket et større antall storskarv i bl.a. Østfold, som har gitt en rekke funn både i Norge og i andre land. Samtidig foreligger det en rekke funn i Norge av storskarver merket i andre land, først og fremst Sverige og Danmark. Det har ikke vært en del av denne rapporten å analysere disse funne med tanke på trekkforhold for mellomskarv (P. *sinensis)*, eller hvilke underarter som jaktes på Østlandet, og da først og fremst i Østfold. En kort oversikt over foreliggende funn er likevel vist i **figur 2.18.9** som utgangspunkt for en vurdering av kunnskapsbehov.

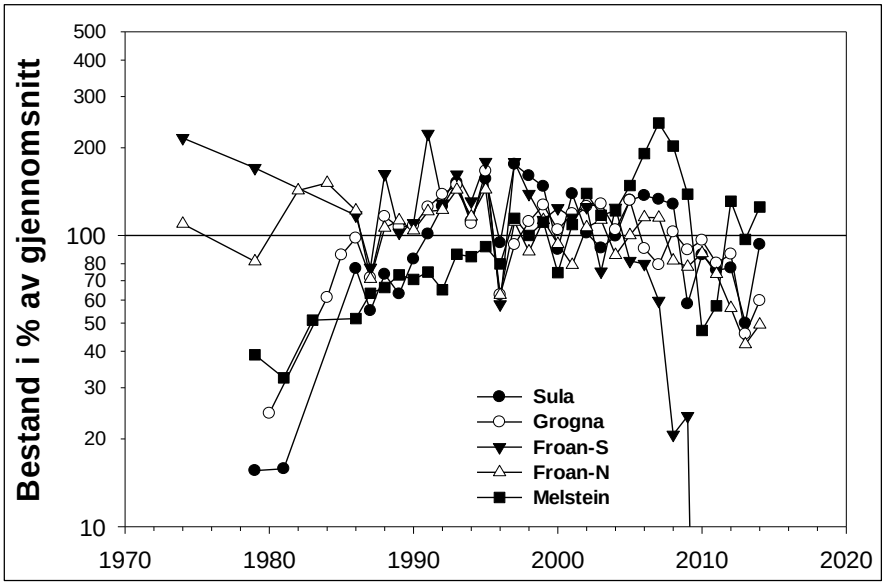
2.18.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

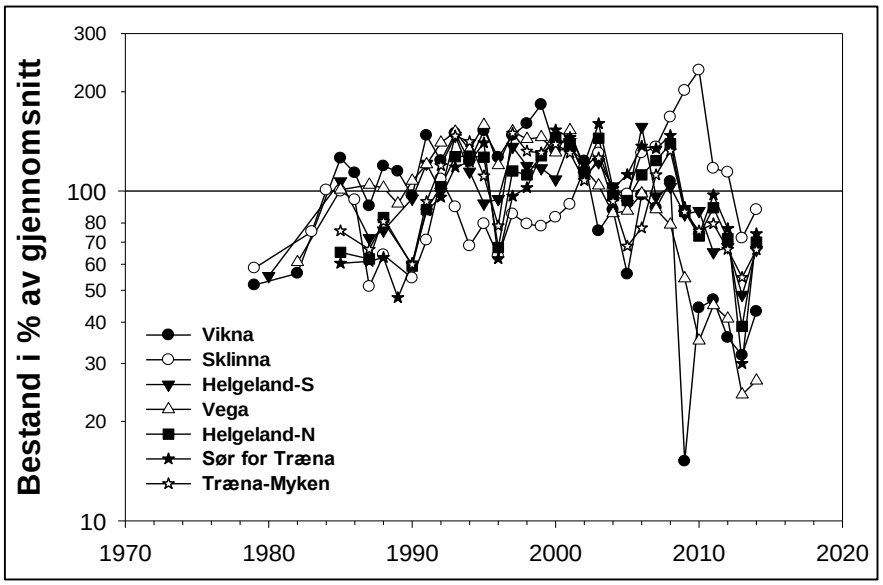
Gjeldende jakttider:
All storskarv: Hele landet med de unntak som nevnes nedenfor: **1.10 - 30.11.**

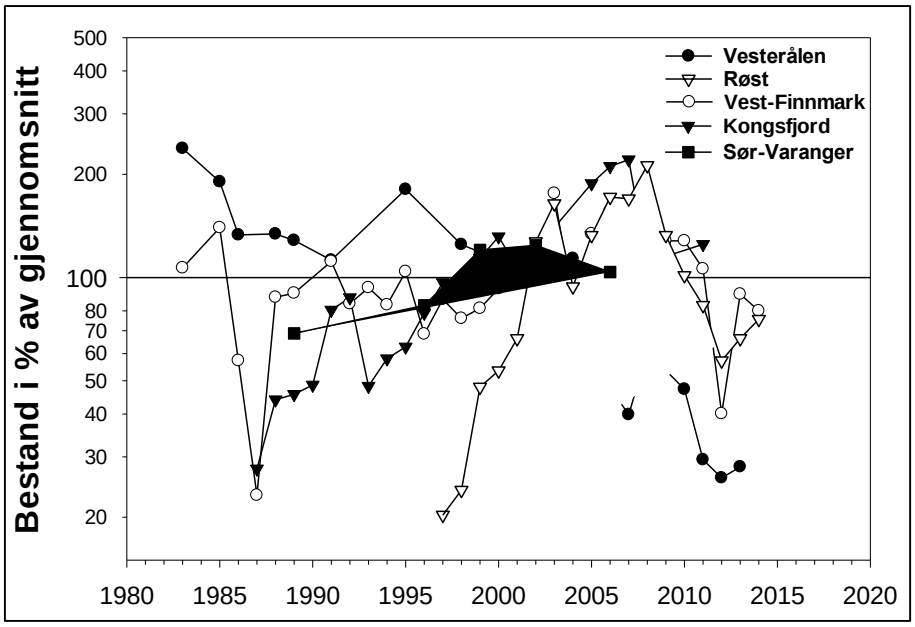
- Ungfugl med hvit buk: I disse fylkene er det kun tillatt å jakte ungfugl med hvit buk: Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker unntatt kommunene Osen, Roan, Åfjord, Bjugn, Ørland og Rissa, hvor det er tillatt å jakte all storskarv: 1.10 - 30.11.
- I ferskvannslokaliteter i Østfold, Akershus, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland fylker: 21.8 - 23.12.

Det ble skutt noe over 12 000 storskarver i årene 2002 og 2003, men siden er antallet nær halvert til 6000 i årene 2012-2014 (**figur 2.18.5**). Det skytes flest storskarver i Østfold, men det felles også et betydelig antall i de fleste kystfylkene fra Vestfold og nord til Nordland. Antall skutte storskarver har gått ned i femårsperioden 2010-2014 sammenliknet med 2005-2009 i praktisk talt alle fylker (**figur 2.18.6**). Nedgangen i antall felte storskarver på Østlandet (fra Østfold t.o.m. Telemark) var 32,6 %. Bestandsnedgangen går også fram av **figur 2.18.7**, som viser utviklingen etter år 2000 for de seks fylkene hvor det er skutt flest storskarv. Blant kommunene skytes det flest storskarv i Hvaler, med rundt 500 fugler de siste årene (**figur 2.18.8)**. Også på kommunenivå gjenspeiles nedgangen som finnes på fylkes- og landsnivå.

For all jaktstatistikk for storskarv må det tas forbehold for mulig forveksling med toppskarv.



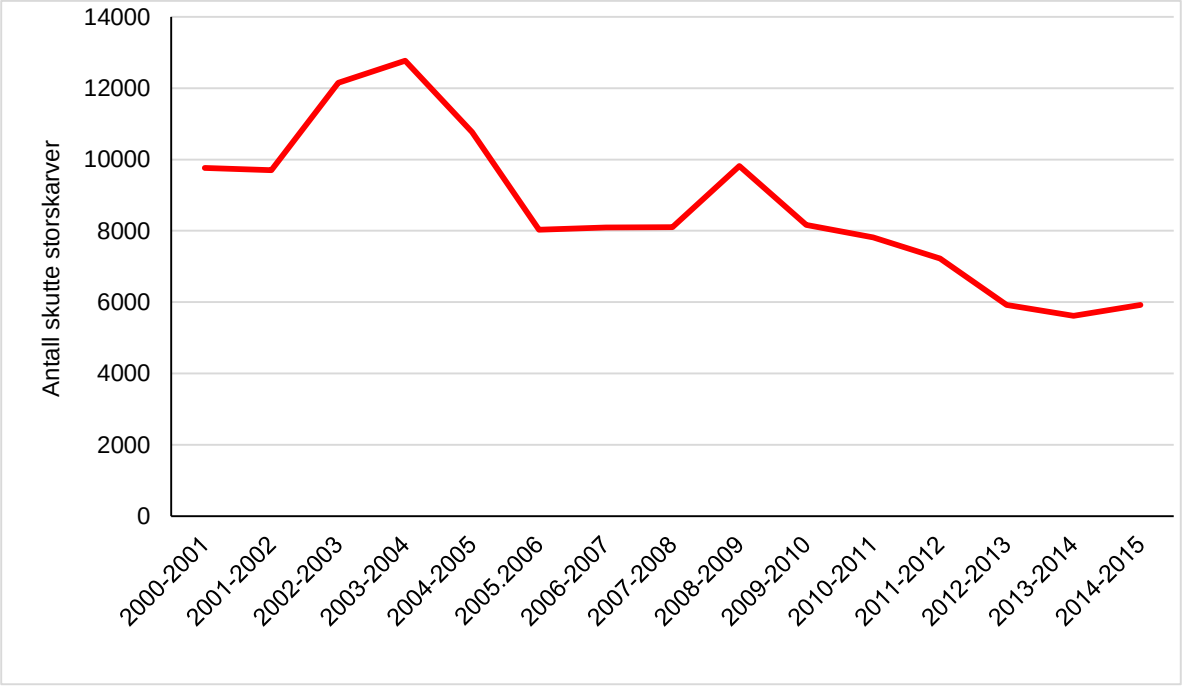




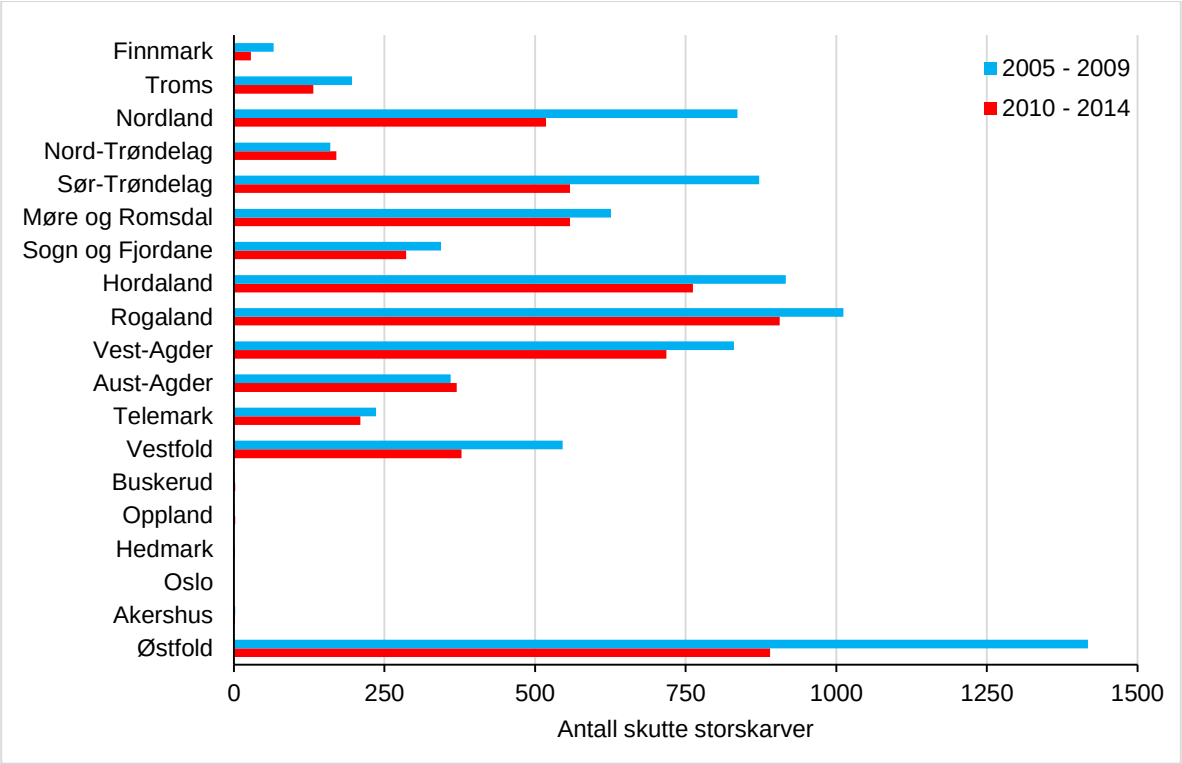
Figur 2.18.4. *Bestandsutviklingen for storskarv, underarten carbo, i noen områder i Sør-Trøndelag (øverst), i ulike områder på Helgeland (midten) og i noen kolonier i Røst, Vesterålen, Vest Finnmark, Kongsfjord og Sør-Varanger (nederst). Antallene er vist som prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket. Legg merke til at y-aksen er logaritmisk. Gjennomsnitt er satt til 100 slik at 200 representerer en dobbelt så stor bestand, 300 tre ganger så stor bestand, 50 halvparten av bestanden osv. (data fra www.seapop.no).*

Tabell 2.18.1. *Trendanalyse for overvintrende storskarv i forskjellige områder langs norskekysten i perioden 1980-2011. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%), og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer. *** = p < 0,01, ** = p < 0,05, * = p < 0,1. For områder med tilstrekkelige datamengder er også trend siste 10 år (2002-2011) vist (data fra www.seapop.no).*

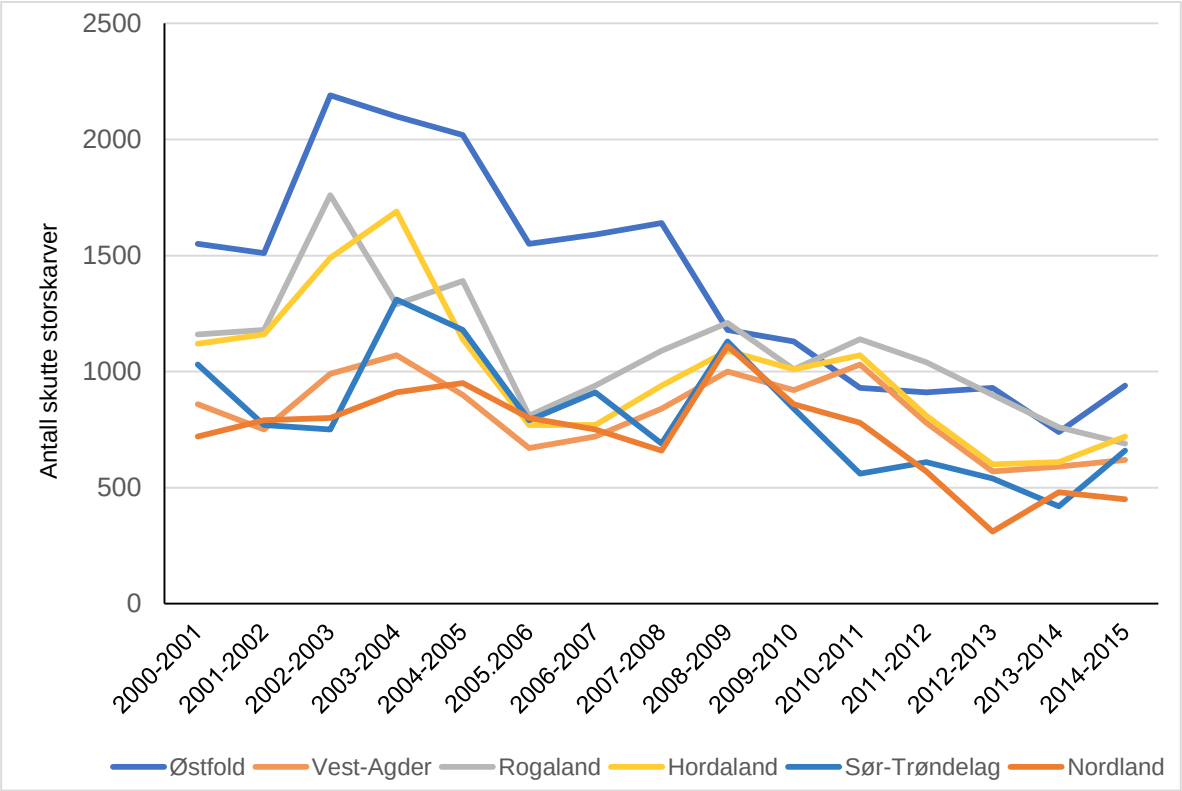
Område	Periode	Antall år	Endringer pr år (%)	P
Østfold	1980-2011	32	4,55	0,0001***
	2002-2011	10	2,52	0,279
Vest-Agder	1980-2011	32	3,1	0,001***
	2002-2011	10	-5,64	0,079*
Rogaland	1980-2011	32	-3,41	0,0005***
	2002-2011	10	-8,1	0,067*
Smøla	1980-2011	32	1,78	0,062*
	2002-2011	10	-2,44	0,317
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	4,47	0,0009***
	2002-2011	10	-1,69	0,121
Vega	1980-2011	32	5,92	0,007***
	2002-2011	10	13,6	0,124
Salten	1980-2011	32	3,06	0,029**
	2002-2011	10	-4,51	0,195
Vestvågøy	1980-2011	32	8,98	0,0001***
	2002-2011	10	0,69	0,546
Troms	1980-2011	32	-2,31	0,354
	2002-2011	10	40,3	0,032**
Varanger	1980-2011	32	4,79	0,017**
	2002-2011	10	2,61	0,622



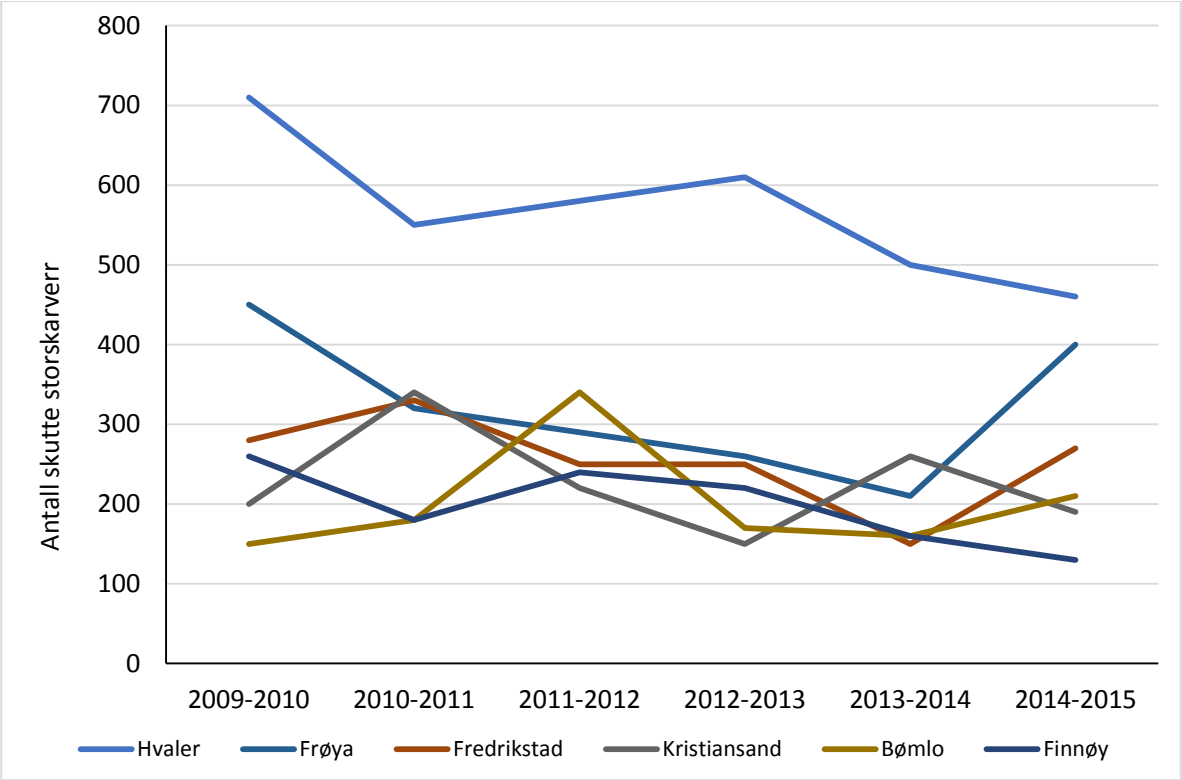
Figur 2.18.5. *Antall skutte storskarv på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.18.6 *Gjennomsnittlig antall skutte storskarv i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.18.7 *Antall skutte storskarv fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

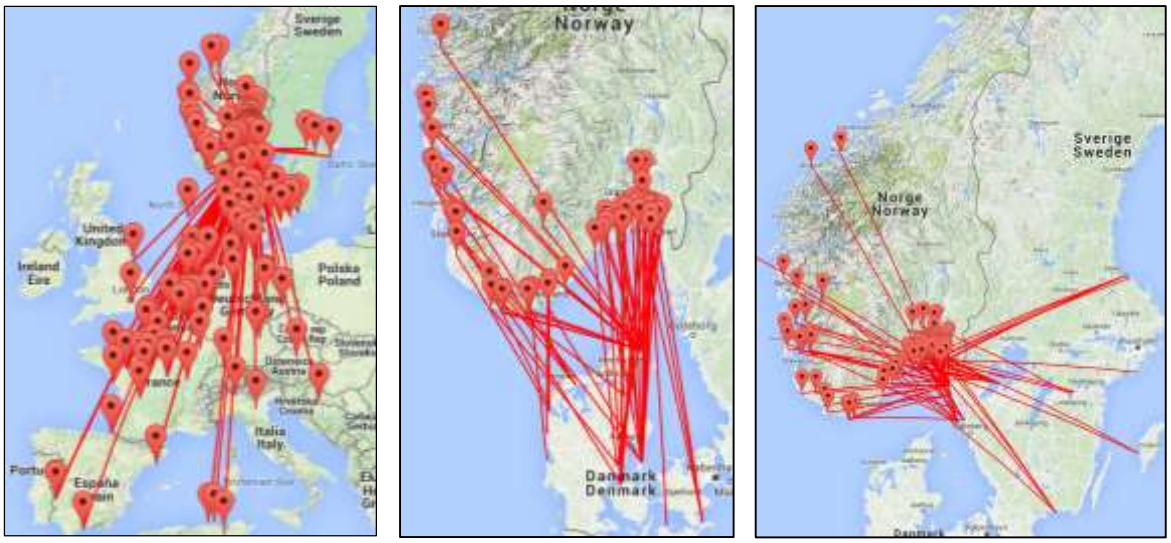


Figur 2.17.8. *Antall skutte storskarv fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte storskarv er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.18.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Med dagens bestandsovervåking av storskarv har vi relativt god oversikt over både lokale hekkebestander og deres bestandsutvikling og overvintringsbestanden. Med en fortsatt økning i bestanden av underarten *sinensis* på Sør- og Østlandet vil det være behov for videre oppfølging av denne bestanden og hvordan jakta kan virke inn på bestandsutviklingen.

Da Norsk ringmerkingsatlas ble skrevet, forelå det bare fire gjenfunn av storskarver fra Østlandet (Bakken et al. 2003). Senere er det merket et større antall på Østlandet, noe som har gitt en rekke gjenfunn både i Norge og i andre land (**figur. 2.18.9**). En tidligere analyse av gjenfunn av mellomskarv (*sinensis*) i Danmark, før underarten var skikkelig etablert i Norge, viste at svært få ble gjenfunnet i Norge (Bregnballe et al. 1997). Senere foreligger det en rekke funn i Norge av storskarv som er merket i andre, først og fremst Sverige og Danmark (**figur 2.18.9**). Gjenfunnene viser at *sinensis* blir gjenfunnet langs en stor del av kysten, men det går ikke fram av dagens innsynsløsning om gjenfunnene skyldes at de er skutt, tatt i fiskeredskap, er funnet døde av andre årsaker eller om de er kontrollert og sluppet igjen. For et bedre grunnlag for en faglig basert forvaltning, bl.a. gjennom jakt av storskarv på Østlandet, er det ønskelig med en analyse av foreliggende gjenfunn av storskarv på Østlandet.



***Figur 2.18.9**. Gjenfunn av storskarv (sinensis) merket i Østfold /t.v.) og gjenfunn i Norge av fugler merket i Danmark (midt) og i Sverige (t.h.). Kilde: Stavanger Museum.*

2.18.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

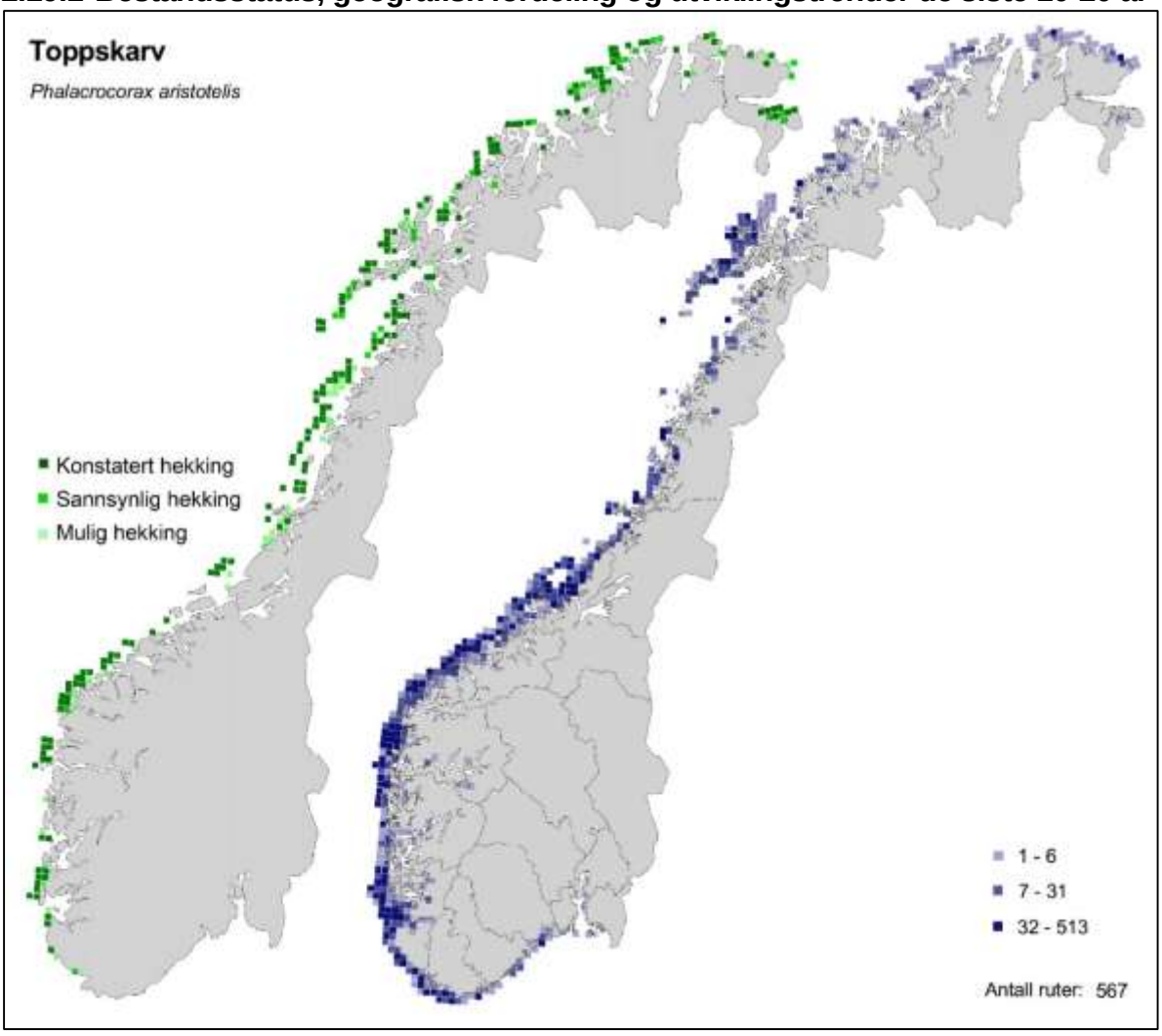
På grunn av mulig feilbestemming av toppskarv under jakta og feilrapportering av den som storskarv, bør en undersøke nærmere hvilke arter som blir skutt i forskjellige deler av landet. Se videre under **2.19.4**.

Underarten *sinensis* har en kontinental utbredelse, som først nylig har etablert seg som hekkefugl i Norge. Med tanke på det skadepotensiale den kan ha i vassdrag, bør en vurdere om jakt på Østlandet kan tillates i innlandet og til andre tider enn det som nå er gjeldende jakttid for arten.

2.19 Toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*)

Toppskarven hekker ytterst på kysten fra Rogaland til Sør-Varanger. I det siste har den også etablert seg i Vest-Agder og Vestfold. Toppskarven foretrekker å plassere reiret i skjul i steinur eller inne i bergsprekker. I vinterhalvåret finnes den langs hele Norskekysten, men sparsomt i de to nordligste fylkene og på Skagerrakkysten. Den har en ren marin utbredelse og går normalt ikke inn i fjordene slik som storskarven. Toppskarven er en spesialisert fiskespiser som fanger sitt bytte ved å forfølge fiskestimene under vann. Den er en meget effektiv svømmer og kan dykke ned mot 60 meters dyp.

2.19.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

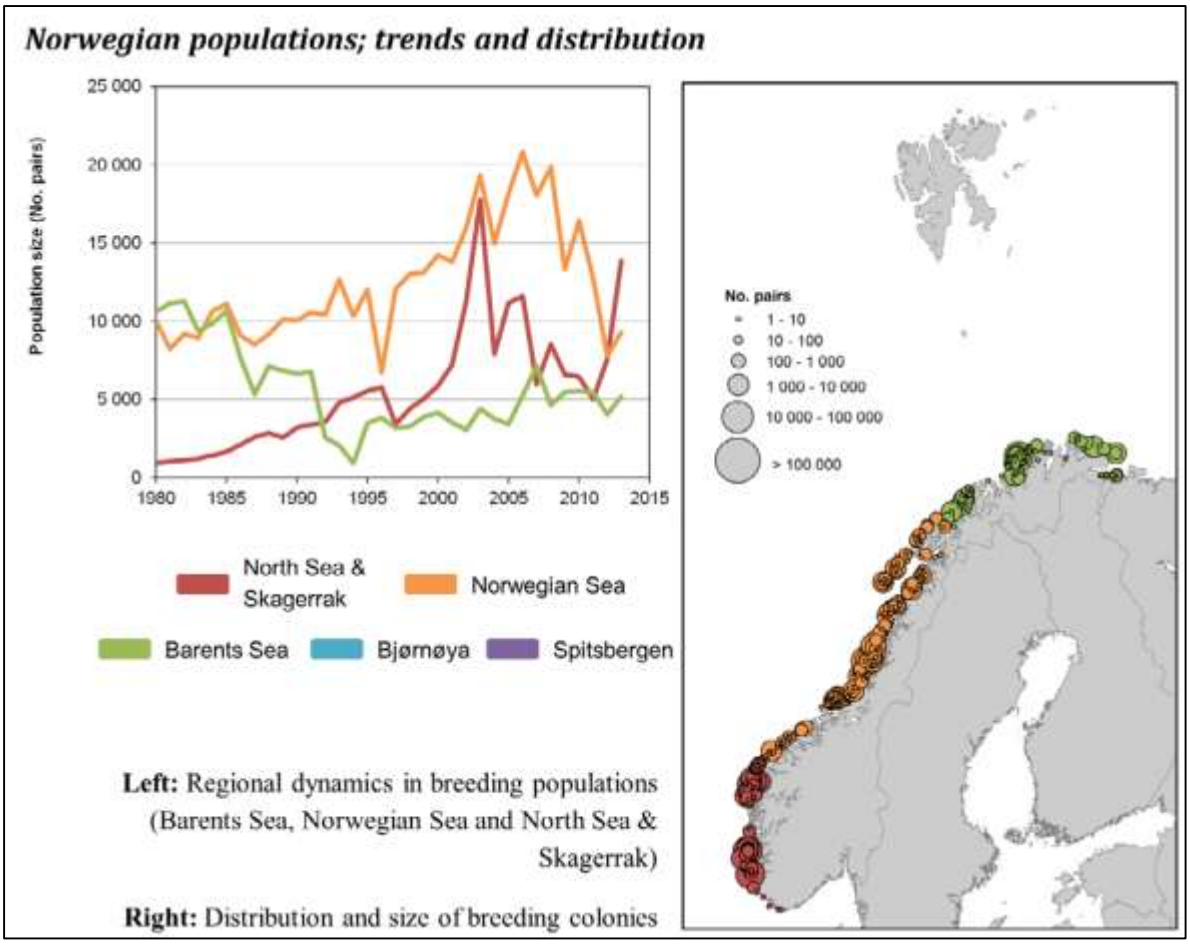


Figur 2.19.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) toppskarv i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge hekker toppskarven spredt i ytre kyststrøk fra Rogaland til Øst-Finnmark (**figur 2.19.1**). I det siste har den også etablert seg i Vest-Agder (**figur 2.19.2**) og Vestfold (E. Soglo pers.

medd.) Toppskarven hekker i kolonier i steinur eller bergsprekker. Viktige hekkeområder i dag er Kjørholmane utenfor Stavanger, Runde, Froan, Sklinna, Røst og Lille Kamøya i Vest-Finnmark.

Den norske hekkebestanden er anslått til å være noe over 28 000 par i 2013, en økning på 18,1 % fra 2005 (**tabell 2.19.1**). Av disse hekker om lag 14 000 par i Nordsjøen-Skagerrak, 9000 par i Norskehavet og 5 000 par i Barentshavet (**figur 2.19.2**) (Anker-Nilssen et al. 2015, Fauchald et al. 2015).



Figur 2.19.2. *Fordeling og størrelse for hekkekolonier av toppskarv langs norskekysten, og utvikling i regionale hekkebestander i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen/Skagerrak (fra Fauchald et al. 2015).*

Bestandsutviklingen har vært noe forskjellig i de områdene som overvåkes i Norskehavet. I Nordsjøen og Skagerrak har bestanden økt kraftig siden 1980-tallet (**tabell 2.19.1**), men den var likevel høyere tidlig på 2000-tallet enn den er nå. I Norskehavet er det registrert en nedgang etter 2005, men for en stor del av området ser bestanden ut til å ha vært relativt stabil i siste 30-års periode. Status for arten i Norskehavet er derfor generelt sett god, med unntak av bestanden på Runde **(tabell 2.19.1, 2.19.2**). Der er det registrert en kraftig tilbakegang i hekkebestanden siden 1980. Nedgangen har vært spesielt stor etter 2010, og både i 2012, 2013 og 2014 ble det observert fullstendig hekkesvikt for toppskarven i de områdene der den overvåkes på Runde.

Hekkebestandene av toppskarv har utviklet seg forskjellig i de koloniene som overvåkes i Norge (t**abell 2.19.1**). Det kan være til dels ekstreme variasjoner i bestandstall og enkelte år kan den være helt fraværende på faste hekkeplasser.

***Tabell 2.19.1**. Hekkebestanden av toppskarv i Norge i 2005 og 2013, gitt som antall par. For inndeling av kystavsnitt, se **figur 2.19.2** (etter Fauchald et al. 2015).*

Kystavsnitt	2005	2013	% endring
Nordsjøen og Skagerrak	5 000	13 861	177,2
Norskehavet	13 000	9 303	-28,4
Barentshavet	6 000	5 177	-13,7
Sum	**24 000**	**28 341**	**18,1**

***Tabell 2.19.2.** Trendanalyse for hekkebestanden av toppskarv i forskjellige områder og kolonier langs norskekysten. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, antall kolonier og prøvefelt innenfor regionen/kolonien, bestandsendring pr. år (%), trend (+/0/-) og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer. *** = p < 0,01, ** = p < 0,05, * = p < 0,1, n.s. = ikke signifikant. For områder med tilstrekkelige datamengder er også trend siste 10 år (2004-2014) vist (data fra www.seapop.no).*

Lokalitet/område/fylke	Tids-Periode	Antall år med data	Antall kolonier/ prøvefelt	Endring pr år (%)	Trend	Signifikansnivå
Rogaland	1979-2001	19	1/0	15,0	+	***
Runde	1975-2014	27	1/0	-71,8	-	***
	2004-2014	11		-140,8	-	**
Sklinna	1984-2014	31	1/4	4,4	+	***
	2004-2014	11		-2,9	0 (-)	n.s.
Ellefsnyken	1985-2014	30	1/0	2,1	+	*
	2004-2014	11		-7,0	-	**
Troms	1982-93	9	1/0	-5,1	0 (-)	n.s.
Lille Kamøy	1985-2014	28	1/4	1,8	0 (+)	n.s.
	2004-2014	11		-1,7	0 (-)	n.s.
Hornøy	1981-2014	18	1/0	8,1	+	***
	2004-2014	8		15,4	+	**
Sør-Varanger	1989-2006	5	7-12	-5,4	0 (-)	n.s.

Trekkforholdene for norske toppskarver er godt kjent med bakgrunn i omfattende ringmerking i mange kolonier, og et stort antall gjenfunn. De fleste gjenfunn kommer fra fugler som er tatt i garn (54 %) eller er skutt (42 %). Trekk- og overvintringsområder for fugler fra ulike områder er derfor rimelig godt kjent (Bakken et al. 2003). Det generelle bilder er at svært få toppskarver forlater Norge, og jo lenger sør en kommer, jo kortere vei er det til vinterområdene.

Tabell 2.19.3. *Trendanalyse for overvintrende toppskarv i forskjellige områder langs norskekysten i perioden 1980-2011. I tabellen er angitt tidsperiode for tellingene, antall år med tellinger i perioden, bestandsendring pr. år (%), og signifikansnivå for den estimerte trenden beregnet vha. Monte Carlo-simuleringer. *** = p < 0,01, ** = p < 0,05, * = p < 0,1, n.s. = ikke signifikant. For områder med tilstrekkelige datamengder er også trend siste 10 år (2002-2011) vist (data fra www.seapop.no).*

Område	Periode	Antall år	Årlig endring (%)	Signifikansnivå
Vest-Agder	1980-2011	32	17,74	0,0008***
	2002-2011	10	5,91	0,207
Rogaland	1980-2011	32	4,74	0,0005***
	2002-2011	10	-0,87	0,428
Smøla	1980-2011	32	-4,01	0,015**
	2002-2011	10	7,22	0,267
Trondheimsfjorden	1980-2011	32	-0,36	0,305
	2002-2011	10	-2,15	0,182
Vega	1980-2011	32	5,21	0,053*
	2002-2011	10	8,46	0,44
Salten	1980-2011	32	-2,73	0,004***
	2002-2011	10	-2,49	0,057*
Vestvågøy	1980-2011	32	7,72	0,002***
	2002-2011	10	3	0,398
Troms	1980-2011	32	-2,67	0,0005***
	2002-2011	10	1,08	0,062*
Varanger	1980-2011	32	17,37	0,001***
	2002-2011	10	47,46	0,023**

Våre fugler overvintrer langs hele norskekysten, men sparsomt i de to nordligste fylkene og på Skagerrakkysten (**figur 2.19.1**). Viktige vinterområder er Vest-Agder fra Lindesnes og vestover, Rogaland, Nordhordland, Møre og Romsdal, de ytre kystområdene i Sør-Trøndelag, Vikna, Sør-Helgeland og Lofoten. Arten har en ren marin utbredelse og går normalt ikke inn i fjordene slik som storskarven.

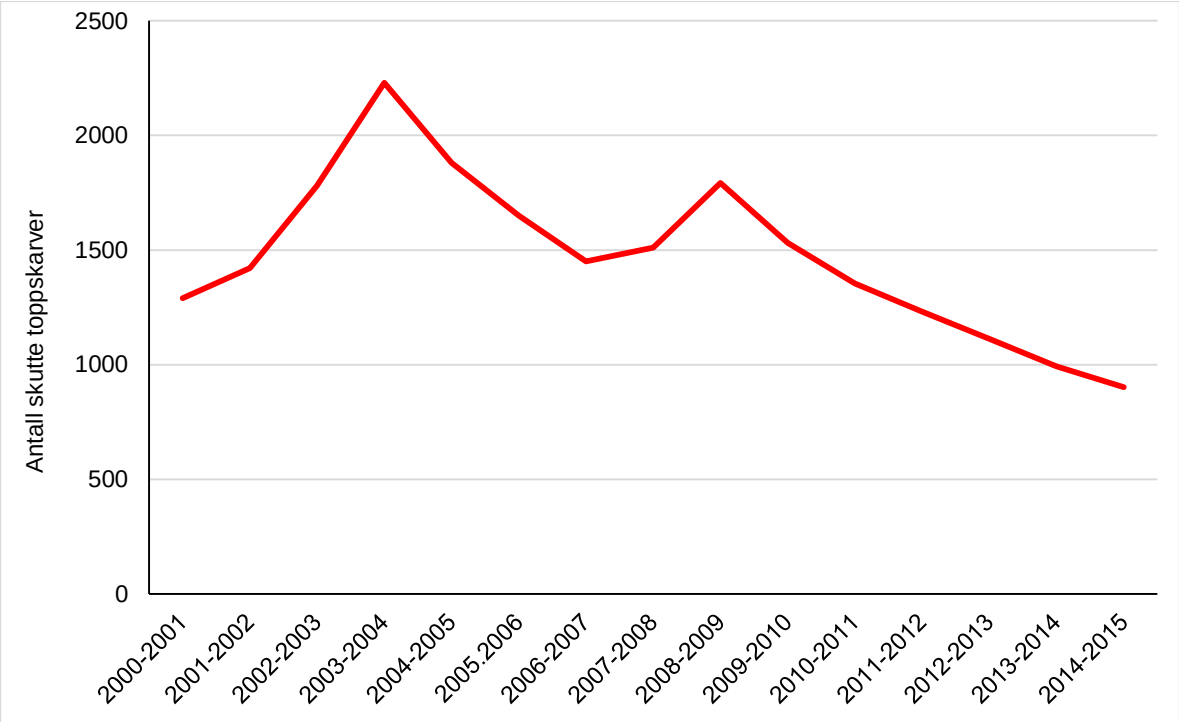
Midtvinterbestanden av toppskarv er anslått til 50 000–70 000 individer (www.seapop.no).

Tilstanden for den overvintrende delen av toppskarvbestanden er også generelt god, med økning i overvintringsbestandene i mange områder (**tabell 2.19.3**). Det virker som at antallet toppskarver som overvintrer lengst i nord har økt betydelig siden 1980.

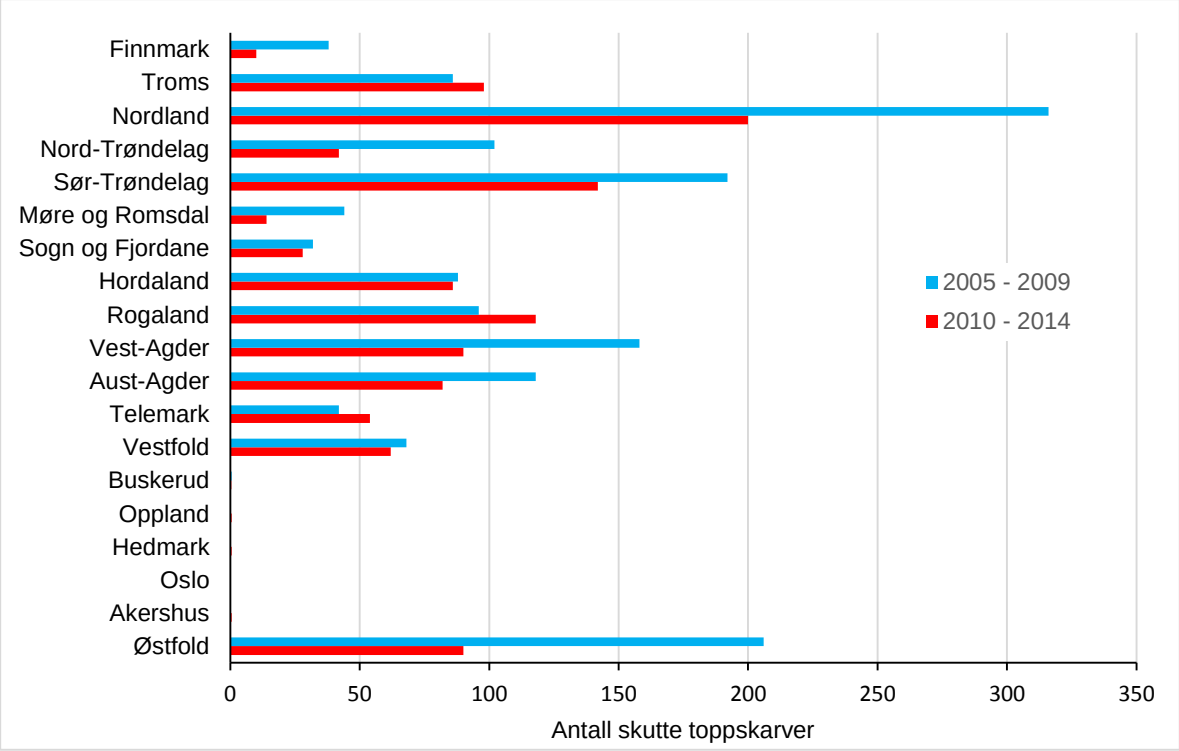
2.19.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Finnmark, Troms, Nordland og Nord-Trøndelag fylker samt kommunene Osen, Roan, Åfjord, Bjugn, Ørland og Rissa i Sør-Trøndelag fylke: **1.10 - 30.11**.

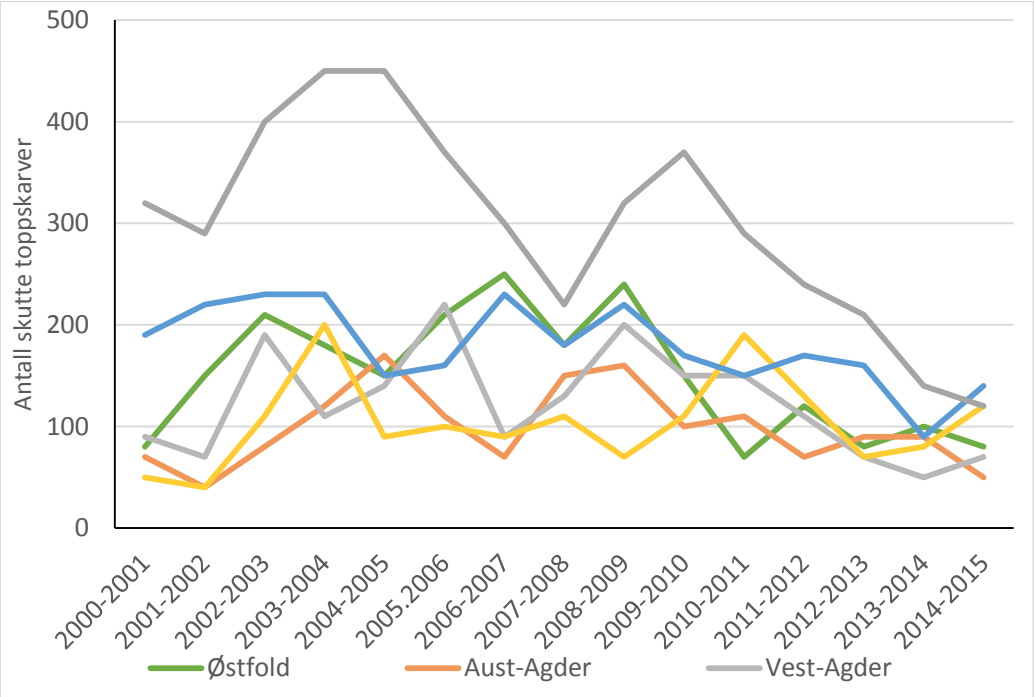
Merk her at det for jakttidsperioden 1. april 2012 – 31. mars 2017 ikke er åpnet for jakt i fylker sør for Sør-Trøndelag, og heller ikke alle kommunene i dette fylket (men se **figur 2.19.5** som viser at toppskarv er innrapportert felt også i fylker lengre sør).



Figur 2.19.3. *Antall skutte toppskarv på landsbasis fra sesongen 2000 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.19.4*. Gjennomsnittlig antall skutte toppskarv i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 2.19.5**. Antall skutte toppskarv fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

Det felles årlig opp mot 1000 - 2000 toppskarver i Norge. Etter en økning fra midten av 1990-tallet til en topp på 2230 individer i 2003, har antallet sunket jevnlig til omlag 1000 individer de siste årene (**figur 2.19.3**).

Det felles i dag toppskarv langs store deler av norskekysten, til tross for begrensninger som ligger i forskriften for jakttider, se over. Det felles klart flest toppskarver i Nordland, med om lag 300 i gjennomsnitt for de ti siste årene (**figur 2.19.4**). For de fire nordligste fylkene med offisielle jakttider er dette gjennomsnittet på 660 individer, medregnet de sørligste kommunene i Sør-Trøndelag, bl.a. Frøya og Hitra. Da er det overraskende at gjennomsnitt for de siste ti årene er innrapportert nær 800 felte toppskarv er i fylker hvor det ikke er åpnet for jakt i inneværende jakttidsperiode (basert på **figur 2.18.4**). Det er skutt flest toppskarver i Nordland, der det har vært en betydelig variasjon og nedgang i antall skutte fugler (**figur 2.19.5**). Statistikken er for mangelfull på kommunenivå til å gi en oversikt over antall skutte fugler, men Roan er den kommunen det i snitt er skutt flest fugler (50) i perioden 2009-2014.

2.19.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

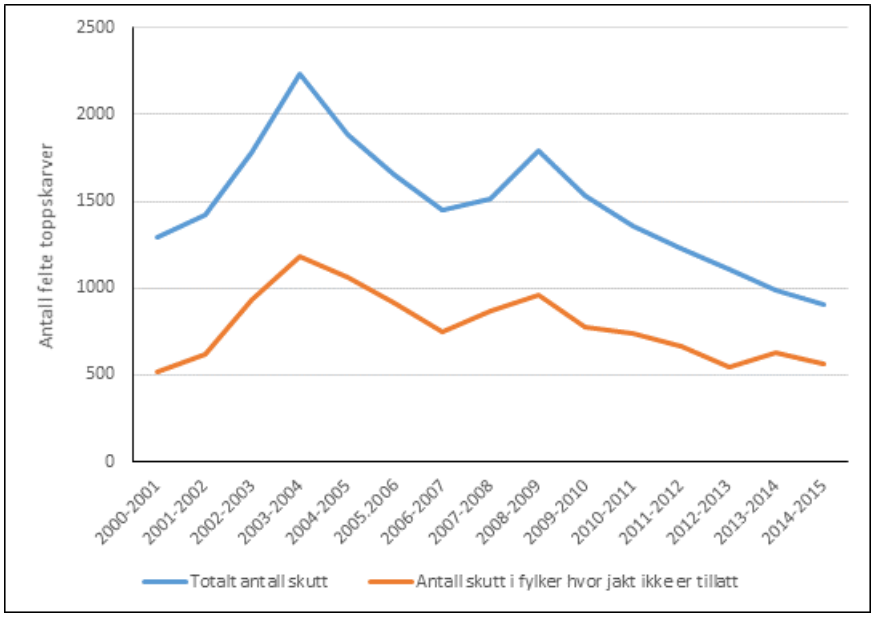
Gjennom SEAPOP har vi en brukbar oversikt over både bestander og trender i bestandsutviklingen, men en mangel eller svakhet er at det er lenge siden en del kolonier er opptalt (se Fauchald et al. 2015). Tidligere var Midt-Norge det viktigste hekkeområdet for toppskarv, men i dag finner vi de største bestandene på Vestlandet, med nær halvparten av landets samlede hekkebestand. I Midt-Norge (Norskehavet i **figur 2.19.2**) har hekkebestanden gått ned fra 13 000 par i 2005 til vel 9000 par i 2013. En del av dette kan skyldes sammenbruddet i bestanden på Runde (og andre kolonier i dette området?). I Nord-Norge har bestanden vær mer stabil, men med en svak nedgang.

Det felles årlig i størrelsesorden 1000-2000 toppskarver. Dette er et lavt antall sett i forhold til bestandsstørrelsen, som vinterstid er estimert til 50 000-70 000 individer.

Toppskarven er i dag bare jaktbar i deler av Sør-Trøndelag og de tre nordligste fylkene. En stor andel av toppskarvene felles likevel i fylker som i dag ikke har jakttid på toppskarv (**figur 2.19.6**). Rundt halvparten av toppskarvene blir skutt i fylker der jakt ikke er tillatt for arten. For de siste 14 årene utgjør dette nær om lag 11 700 individer.

De to skarvartene kan være vanskelige å skille under jakta, så vi kan ikke i dag si hvor mange toppskarver som felles på grunn av feil artsbestemmelse. Mange jegere bør imidlertid kunne skille dem når de er skutt, og da kan de likevel ha rapportert inn riktig art til SSB. Dette er forhold som burde vært bedre undersøkt med tanke på en jakttid som er tilpasset dagens bestandssituasjon i ulike områder.

En mulig måte å løse problemet med artsbestemmelse på, dersom dagens jakttider opprettholdes, kan være å utarbeide egnet informasjonsmateriell, som kan være tilgjengelig på nett, eller skrive artikler i jegerblader som gjør jegere oppmerksom på forskjellene.



***Figur 2.19.6**. Antall ulovlig felte toppskarver i Norge, gitt som sum av skutte fugler langs kysten av Møre og Romsdal til Østfold. Kommuner i Sør-Trøndelag hvor jakt ikke er tillatt, er ikke inkludert i figuren.*

Det er få, om noen toppskarver, som trekker ut av landet (Bakken et al. 2003). Det er derfor sannsynligvis ingen eller svært få toppskarver som felles i utlandet.

Kunnskapen om hvilke faktorer som regulerer toppskarvbestanden er generelt god (f. eks. Bustnes et al. 2013, Lorentsen et al. 2015). Men det er likevel behov for å undersøke hvordan de store endringene i tareskogsystemene har påvirket en art som toppskarv. Den er avhengig av god tilgang på ettårig sei for å kunne ha en god hekkesesong.

2.19.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det er vanskelig å skille eldre fugler fra årsunger under jakta, men aldersfordelingen kunne ha vært undersøkt for å se om denne varierer i tråd med hekkesuksess samme år. En slik undersøkelse kan gjøres ved å samle inn vinger fra felte skarver, eller ved at jegere tar bilder av dem og sender inn.

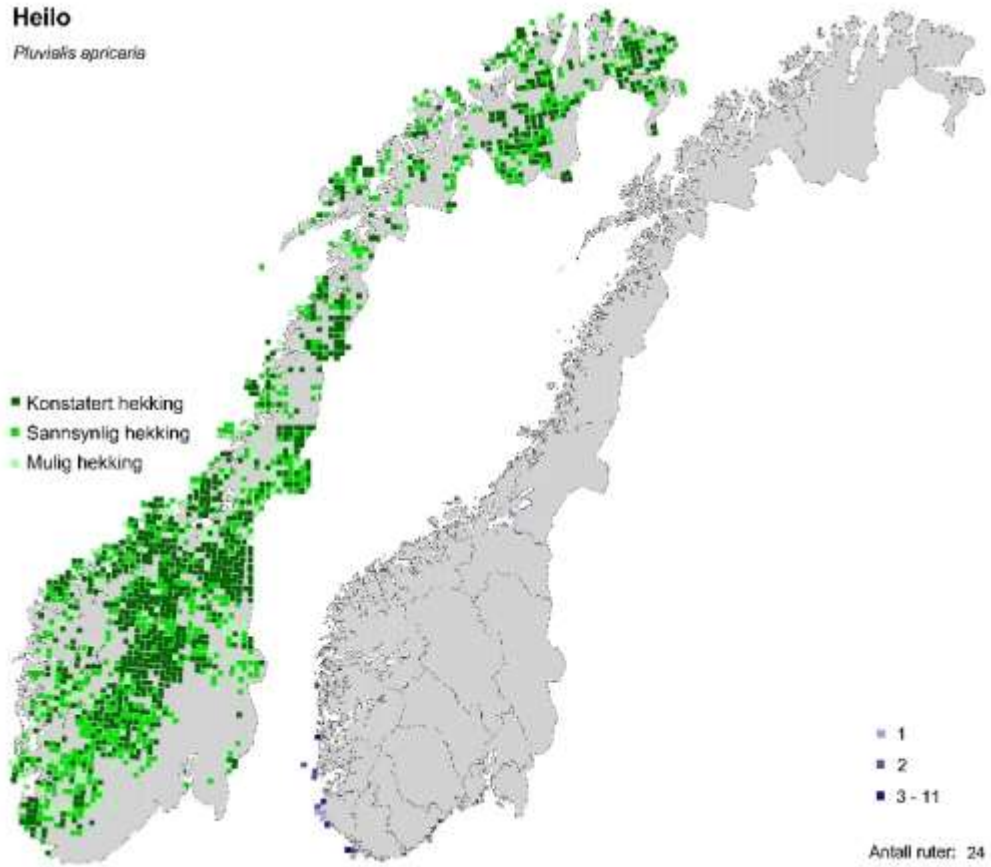
Det er lite kjent hvordan jakta på toppskarv foregår. Det er derfor heller ikke mulig å vurdere graden av skadeskyting, som kan gi et ukjent uregistrert «uttak» av bestanden.

Fredningstiltak for toppskarv sør for Trondheimsfjorden ble innført på begynnelsen av 1980-tallet som følge av en kraftig bestandsnedgang på Runde. Nå hekker det ikke lenger toppskarv på Runde, og det må vurderes om dette hensynet fortsatt skal tillegges vekt. Med en vekst i bestandene på Vestlandet, og i lys av at det tydeligvis også nå jaktes en del toppskarv fra Møre og sørover, bør det vurderes om jaktbestemmelsen kan endres i noen fylker eller sør for de kommunene i Sør-Trøndelag hvor jakt i dag er tillatt.

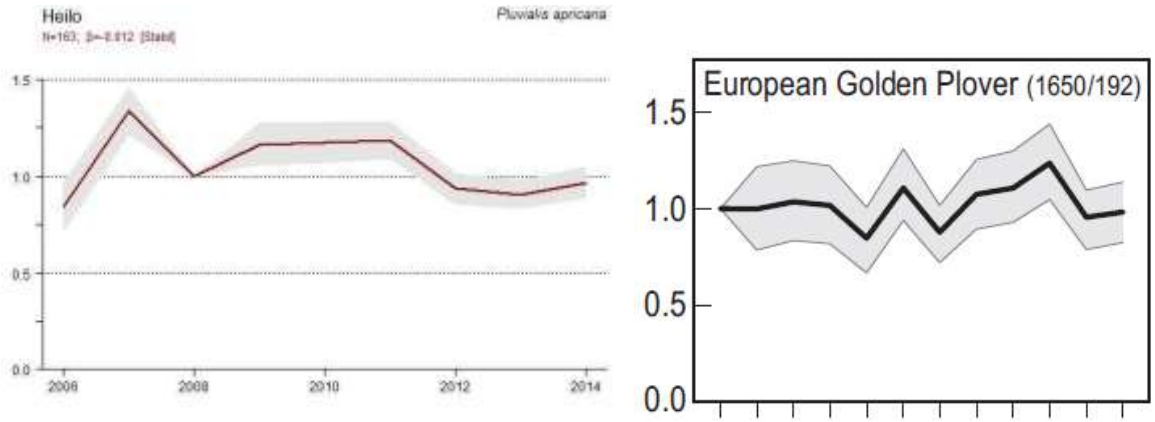
2.20 Heilo (*Pluvialis apricaria*)

Heiloen hekker på Island og fra Storbritannia og Skandinavia og østover til NV-Sibir. Den hekker i det meste av Norge fra kyst til opp i den mellomalpine region i fjellet. De fleste norske heiloene overvintrer på De britiske øyer og i Mellom-Europa til Middelhavet.

2.20.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.20.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende heilo i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*



Figur 2.20.2. *Bestandsutvikling hos heilo i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (venstre figur, etter Kålås et al. 2014). Bestandsindeks er satt til 1,00 for år 1996. Under artsnavnet er gitt antall takseringsruter (N) som inngår i beregningen, β angir gjennomsnittlig årlig endringsrate, og [ ] angir endringskategori og signifikansnivå slik den er klassifisert i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerhet for årlige indeksverdier angitt som standardfeil (etter Kålås et al. 2014). Bestandsutviklingen i den skandinaviske bestanden av heilo i perioden 2002-2012 er vist i figuren til høyre (etter Lindström et al. 2015). Bestandsindeks er satt til 1,00 for første år med data. dvs-2002, ( ) angir antall fugler observert/antall linjer arten ble observert. Beregningene er utført i programmet TRIM. Grått felt viser usikkerheten angitt som 95% konfidensintervall (etter Lindström et al. 2015).*

Som vist i **figur 2.20.1** finner vi heiloen hekkende i det meste av Norge fra kyst til opp i den mellomalpine region i fjellet. De fleste norske heiloene overvintrer utenfor landets grenser (**figur 2.10.1**). Den totale hekkebestanden i Norge er estimert til 150 000-300 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hele den skandinaviske bestanden ser ut til å ha vært relativt stabil i perioden 2002-2012 (**figur 2.20.2**) (Lindström et al. 2015), noe som også gjelder spesifikt for den norske bestanden i perioden 2006-2014 (**figur 2.20.2**) (Kålås et al. 2014). Arten er ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

2.20.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08 til og med 31.10, med unntak av Rogaland hvor arten er fredet.

Det foreligger ingen jaktstatistikk for heilo etter midten av 1980-tallet. Fellingstallet lå da mellom 500-1000 fugler per år, men med store variasjoner fra år til år (Terje Olav Rundtom, SSB pers medd.).

2.20.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov for denne arten. Bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkning (TOV-E)

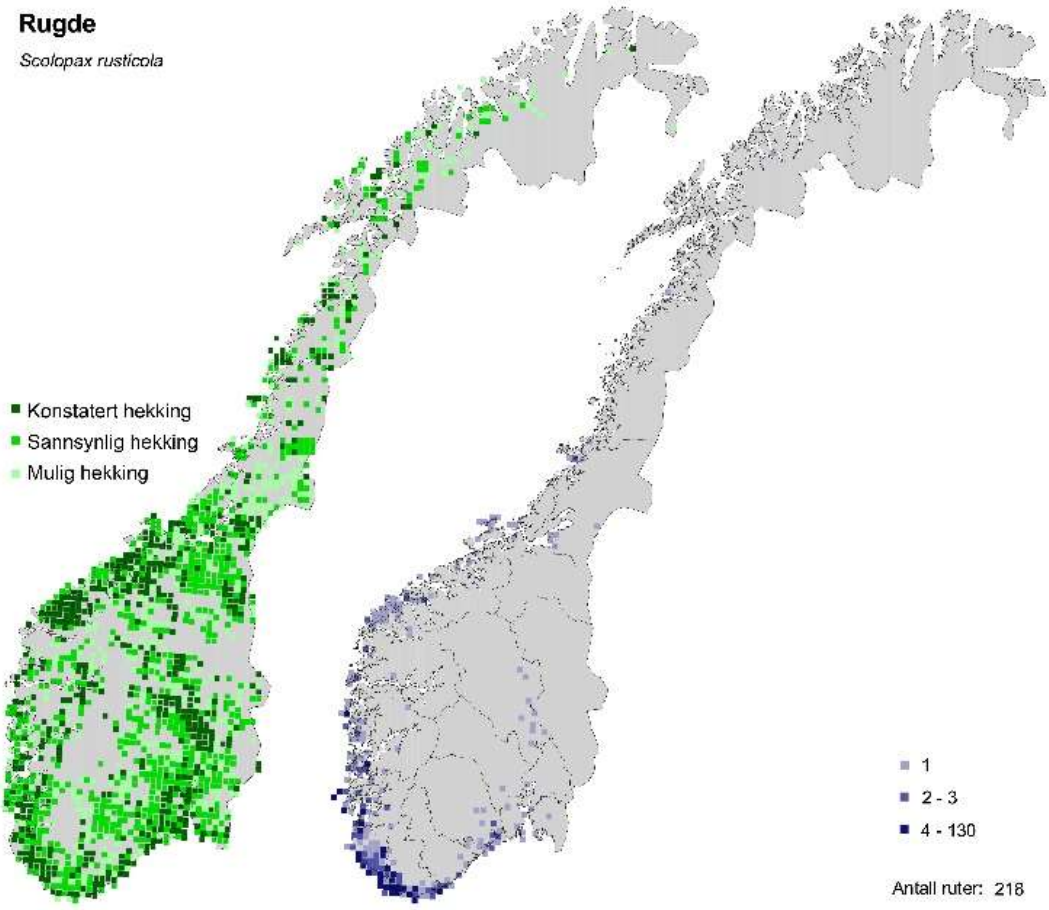
2.20.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

I forvaltningssammenheng er det viktig å være oppmerksom på at arten lett kan forveksles med andre, mer sjeldne vadefugler som f.eks. tundralo. Da heilo ofte ferdes sammen med brushane og andre trua kulturlandskapsarter så som vipe og storspove på dyrkamark om høsten, kan forveksling med ikke-jaktbare arter forekomme.

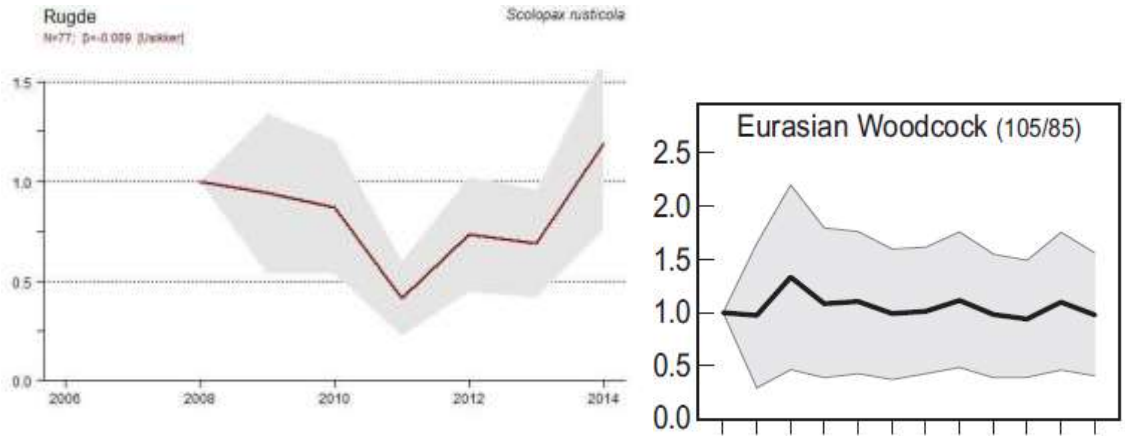
2.21 Rugde (Scolopax rusticola)

Rugda hekker i hele Europa og østover gjennom Russland til Stillehavet, samt isolerte bestander i Kina og nordlige deler av India. Den hekker i det meste av Norge, men er spredt og fåtallig i Finnmark. De fleste rugdene trekker i oktober-desember sørover til De Britiske øyer. Noen overvintrer også i Frankrike og Spania. I milde vintre kan en del rugder overvintre langs norskekysten nord til Troms, men de fleste blir sett fra Sognefjorden og sørover til Vestfold. I kalde eller snørike vintre er det ikke uvanlig at rugder som prøver å overvintre hos oss, sulter i hjel.

2.21.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.21.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) rugde i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*



Figur 2.21.2. *Til venstre vises bestandsutviklingen for rugde i Norge gjennom perioden 2008-2014 i den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.14.2*** *for figurforklaring. Bestandsutviklingen i den skandinaviske bestanden av rugde i perioden 2002-2012 er vist i figuren til høyre (etter Lindström et al. 2015). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

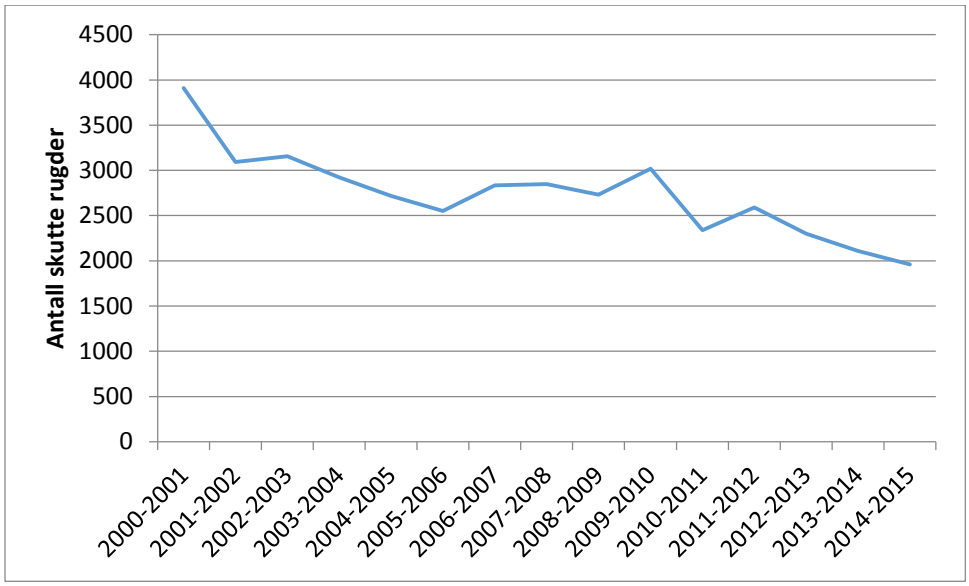
Som vist i **figur 2.21.1** finner vi rugda hekkende i det meste av Norge, men spredt og fåtallig i Finnmark. De fleste rugdene trekker ut av landet i oktober-desember, men i milde vintre kan en del rugder overvintre langs norskekysten nord til Troms (**figur 2.21.1**).

Den totale hekkebestanden i Norge er estimert til 50 000-75 000 par (Shimmings & Øien 2015) og ser ut til å ha vært relativt stabil. Noe variasjon og tegn til nedgang i hekkebestanden i perioden 2008-2014 (**figur 2.21.2**) (Kålås et al. 2014) er vurdert som naturlig variasjon. Heller ikke den svenske hekkebestanden viser entydige bestandsendringer for perioden 2004-2013 (Green & Lindstrøm 2014). Bestandsutviklingen i Skandinavia har vært stabil i perioden 2002-2012 (**figur 2.21.2**) (Lindström et al. 2015). Arten er derfor ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

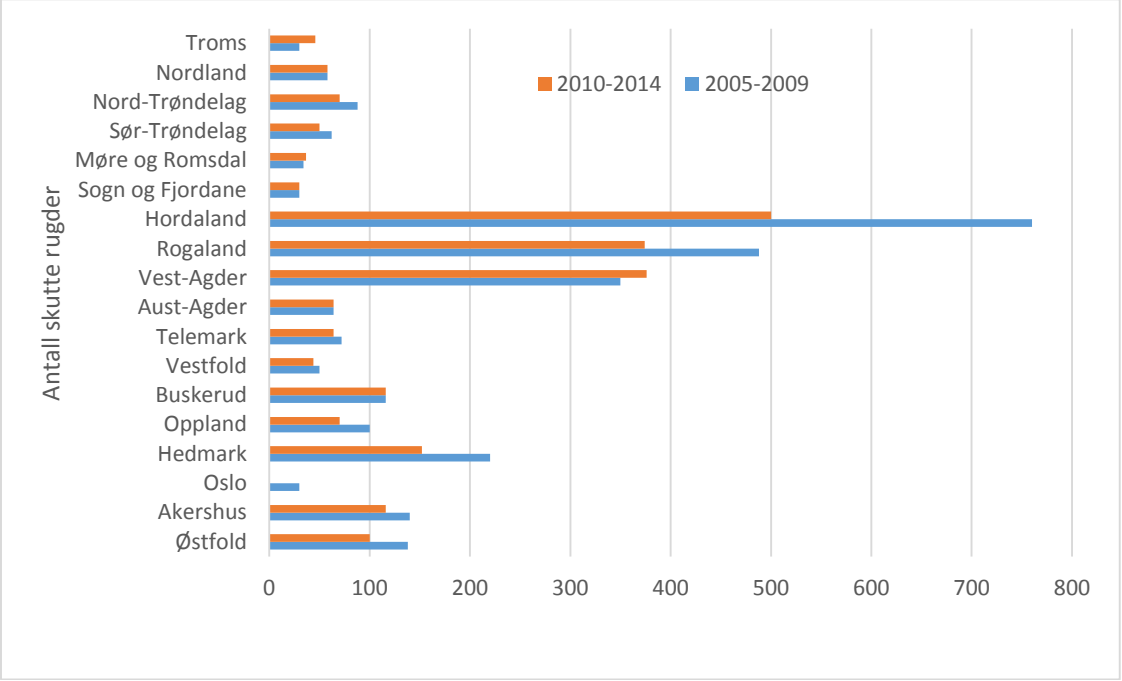
2.21.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.09 til og med 23.12

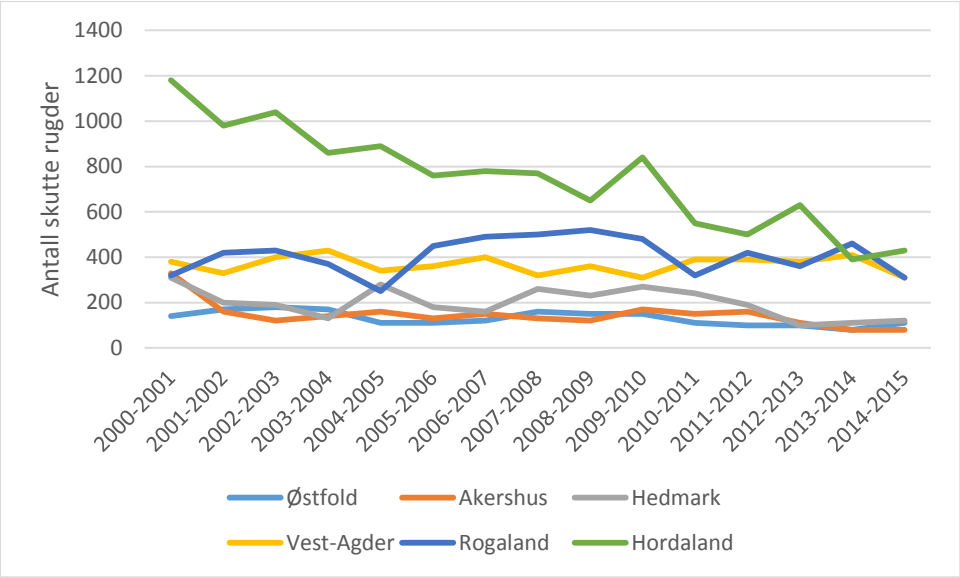
Jaktuttaket av rugde har gått ned fra ca. 4000 fugler i jaktsesongen 2000/01 til litt under 2000 fugler i jaktsesongen 2014/15 (**figur 2.21.3**). Det har tidligere vært skutt ca. 10 000 rugder pr. år (Kålås & Byrkjedal 1987). Hordaland, Rogaland og Vest-Agder er de fylkene hvor det felles flest rugder. Med unntak for Vest-Agder har det i disse fylkene vært felt færre rugder i perioden 2010-2014 enn i den foregående 5-års perioden (**figur 2.21.4**). Nedgangen i antall felte rugder har vært mest markant i Hordaland, mens i de andre fylkene med flest skutte rugder har den vært relativt stabil (**figur 2.21.5**). Rugdejakta foregår hovedsakelig fra slutten av oktober til jul.



Figur 2.21.3. *Antall skutte rugder på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.21.4. *Gjennomsnittlig antall skutte rugder i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.21.5. *Antall skutte rugder fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.21.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

For å overvåke rugdebestanden bør en samle inn rugdevinger fra skutte fugler og dermed få et bilde av hvordan reproduksjonen har vært gjennom ungfugl/voksenfugl forholdet. Det ble startet et pilotprosjekt på dette i 1986 (Kålås & Byrkjedal 1987), hvor det ble samlet inn 75 rugder fra Vestlandet høsten 1986. Trolig var hekkesesongen 1986 dårlig for «våre» rugder da det bare var 0,9 ungfugl pr. voksen fugl i det innsamlete materialet. Dette er godt under gjennomsnittet fra Danmark for tidligere år (2,7 ungfugl pr. voksen fugl). Danske undersøkelser tyder på at jegerne har lettere for å skyte unge enn voksne rugder, så den reelle andelen ungfugl kan ha vært enda lavere enn materialet tyder på. Danmark har gjennomført vingeinnsamling hvert år siden 1974, og England siden 1975. Også flere andre europeiske land har samlet inn materiale i enkelte år. Norge er forespurt om å skaffe tilveie materiale fra Vestlandet for å kunne tolke det materiale som samles inn i andre europeiske land. Vestlandet er et viktig stoppområde for rugde under høsttrekket. I resten av Europa er jakttrykket meget sterkt. Rugde jaktes i minst 27 land i Europa og det er beregnet at det skytes ca. 5 millioner rugder pr. år (Kålås & Byrkjedal 1987). Et nyere estimat er at det skytes 3-4 millioner rugder årlig i EU-landene (European Commission 2005). Av trekkende arter er det bare stokkand og ringdue som kan vise til tilsvarende tall. På grunnlag av blant annet ringmerking er jakttrykket i Finland og de Baltiske Stater beregnet til ca. 25 % av den totale bestanden hvert år. Jakttrykket på norske og svenske rugder er noe lavere (20 %), mens det for Storbritannia og Sentral-Europa er 10-15 % (Kålås & Byrkjedal 1987). I milde vintre kan mange rugder overvintre i Norge, men i kalde vintre med barfrost dør mange av dem som forsøker å overvintre hos oss. Øyer fri for rødrev og mink langs kysten av Hordaland og Rogaland er viktig for overvintrende rugder.

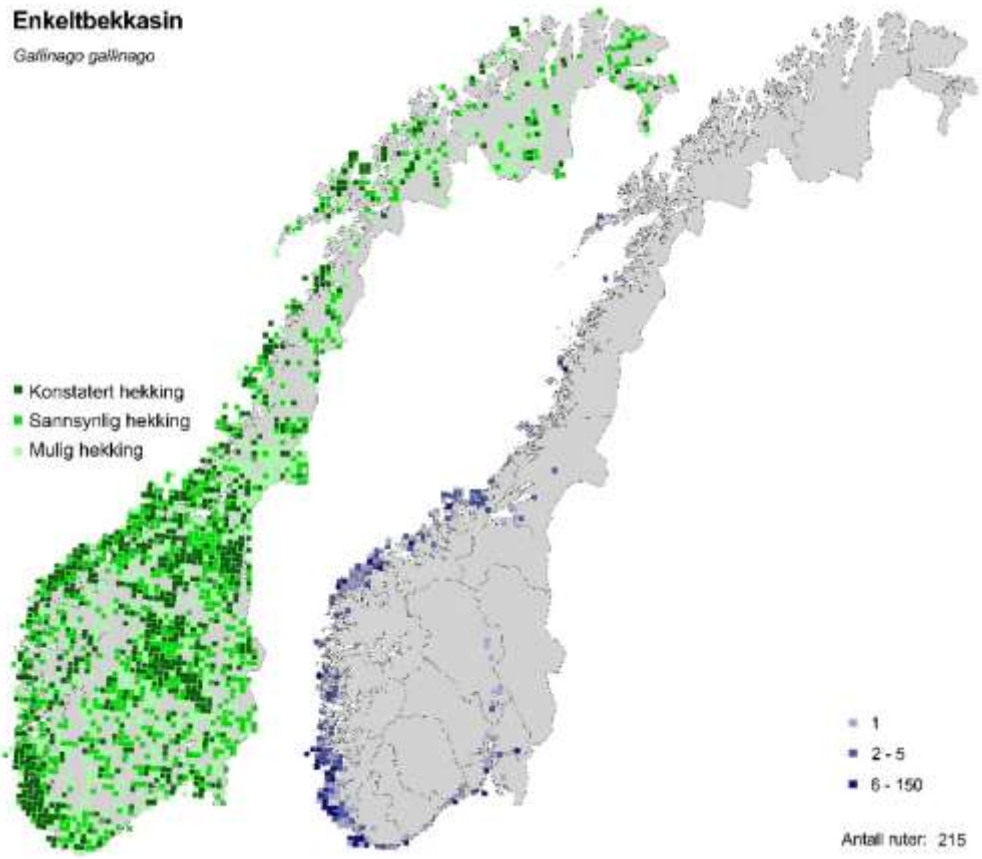
2.21.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Rugda har en relativt lav overlevelsesrate (ca. 0,35 for ungfugl og 0,45 for voksne fugler), noe som delvis skyldes den meget omfattende rugdejakten som foregår i vinterkvarterene i Europa (Kålås 2006). Det burde undersøkes i hvor stor grad denne omfattede jakta påvirker bestandssituasjonen i Norge. I utkastet til en europeisk forvaltningsplan for rugde anbefales det å forby jakt på rugde i sterke kuldeperioder, opprette jaktfrie reservater samt innføre jaktkvoterestriksjoner (baglimit) (European Commission 2005). I Finnmark er arten sjelden, noe som er viktig å ha med i vurderingen av forvaltningen av arten der.

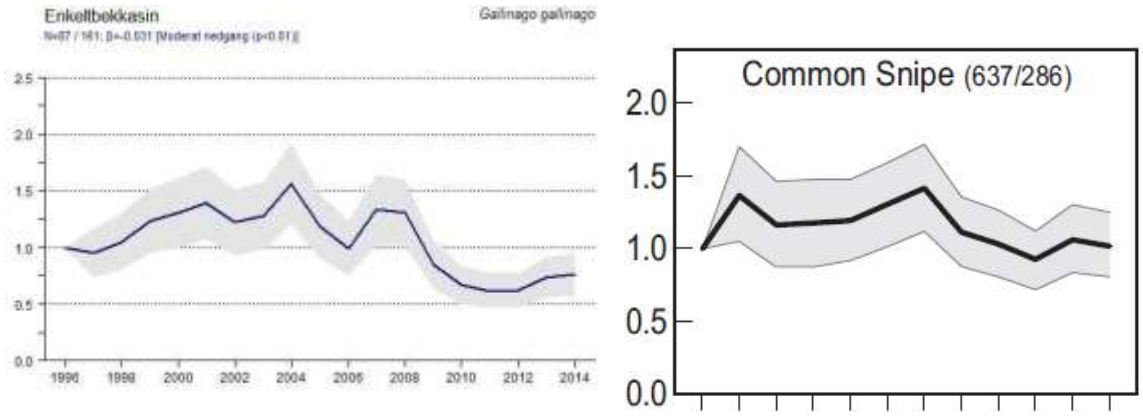
2.22 Enkeltbekkasin (*Gallinago gallinago*)

Enkeltbekkasinen hekker i et bredt belte fra Vest-Europa til Øst-Sibir. Den hekker i hele Norge fra kysten opp til den mellomalpine regionen i fjellet. De fleste enkeltbekkasinene overvintrer på De britiske øyer og i sørvestlige deler av Europa.

2.22.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.22.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) enkeltbekkasin i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*



Figur 2.22.2. *Bestandsutvikling hos enkeltbekkasin i Norge (til venstre) i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Bestandsutviklingen i den skandinaviske bestanden (til høyre) av enkeltbekkasin i perioden 2002-2012 (etter Lindström et al. 2015). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

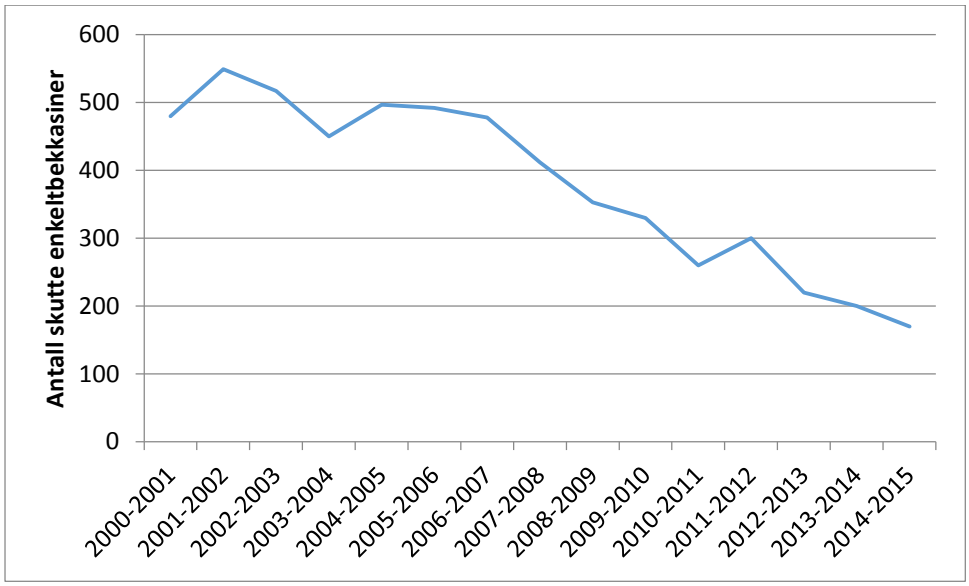
Som vist i **figur 2.22.1** hekker enkeltbekkasinen i hele Norge fra kysten opp til den mellomalpine regionen i fjellet. Selv om de fleste enkeltbekkasinene trekker ut av landet om høsten, kan enkelte overvintre langs kysten i hele landet opp til Troms (**figur 2.22.1**).

Den totale hekkebestanden av enkeltbekkasin i Norge er estimert til 30 000-75 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene indikerer en gjennomsnittlig årlig bestandsnedgang på 3,1 % for perioden 1996-2013 (Kålås et al. 2014). En felles nordisk analyse av bestandsendringer for vadefugler i Fennoskandia indikerer en årlig bestandsnedgang for enkeltbekkasin på 1,6 % for perioden 2002-2013 (**figur 2.22.2**) (Lindstrøm et al. 2015). Samlet for Europa er det rapportert om kraftig bestandsnedgang fra 1980 og fram mot årtusenskiftet, men noe mer begrenset nedgang etter det (EBCC 2014). De norske hekkefugltakseringene tyder på at det kan være en del variasjon for hekkebestanden av enkeltbekkasin med vekst i perioden 1996 til 2004 etterfulgt av bestandsnedgang i perioden 2004 til 2010, og så mer stabil bestandsutvikling etter 2010 (**figur 2.22.2**) (Kålås et al. 2014). Deler av den bestandsnedgangen som er registrert for enkeltbekkasin i siste 10-års periode er vurdert som naturlig bestandsvariasjon og arten er derfor ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). Under arbeidet med Rødlista vurderes primært bestandsutviklingen i Norge, men sett i lys av utviklingen ellers i Europa, og da spesielt i våre naboland. Dette har først og fremst betydning i de tilfeller hvor det er en markant bestandsnedgang i Norge som kvalifiserer til rødlisting, men hvor denne blir nedgradert på grunn av positiv bestandsutvikling i våre naboland som vil minske sannsynligheten for at arten forsvinner fra Norge.

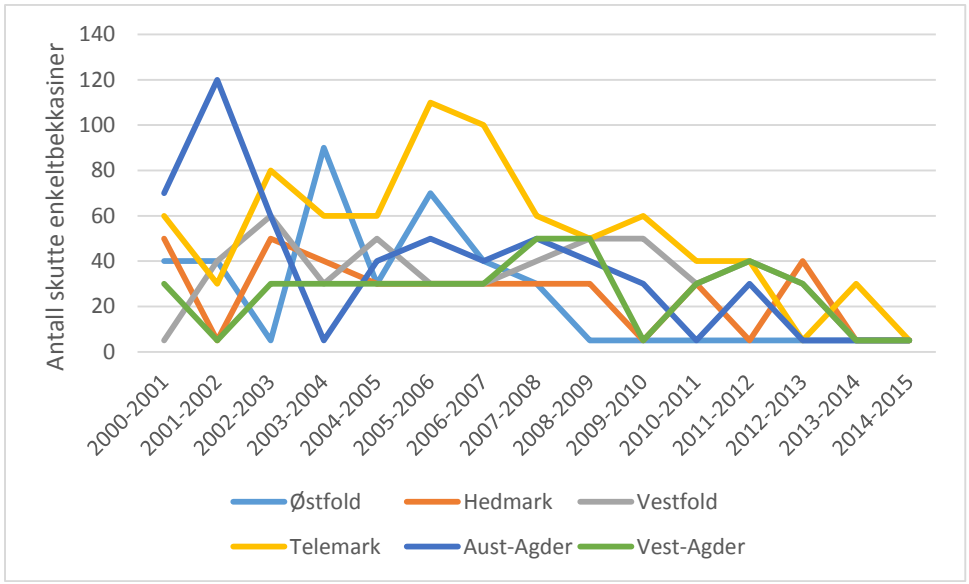
2.22.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 21.08 til og med 31.10.

Jaktstatistikken viser en nedadgående trend på 2000-tallet, fra ca. 500 skutte fugler til under 200 skutte fugler (**figur 2.22.3**). Det blir skutt mest enkeltbekkasin i Aust-Agder og Telemark, hvor det ble felt mer enn 100 fugler per jaktsesong tidlig på 2000-tallet (**figur 2.22.4**). Fellingstallene varierer imidlertid sterkt fra sesong til sesong innen fylke og viser en avtagende trend på samme måte som for landet som helhet (**figur 2.22.4**).



Figur 2.22.3. *Antall skutte enkeltbekkasiner på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.22.4. *Antall skutte enkeltbekkasiner fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte bekkasiner er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.22.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Selv om bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkning (TOV-E), anbefales en utvidet overvåking av denne arten for bedre å dekke utviklingen i våtmarksområder og kulturlandskap. Grøfting og drenering i kulturlandskapet er en negativ påvirkningsfaktor for enkeltbekkasinen.

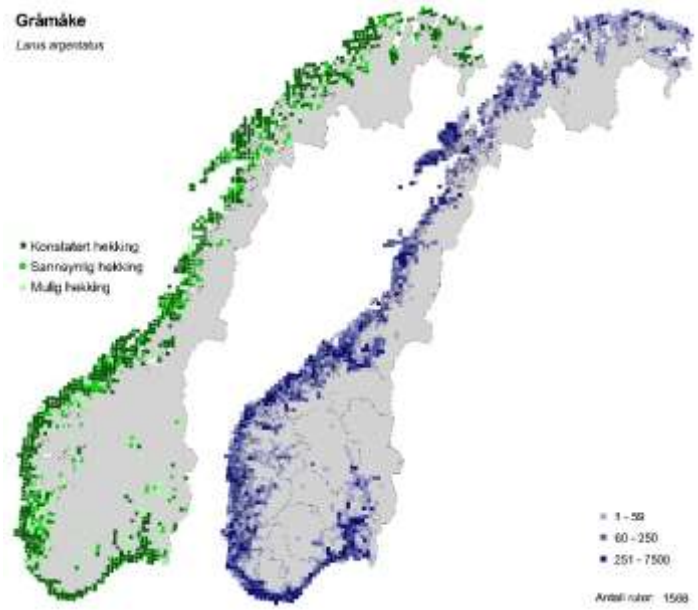
2.22.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det er viktig å ha oppmerksomhet på at enkeltbekkasin lett kan forveksles med andre fredete vadefuglarter.

2.23 Gråmåke (*Larus argentatus*)

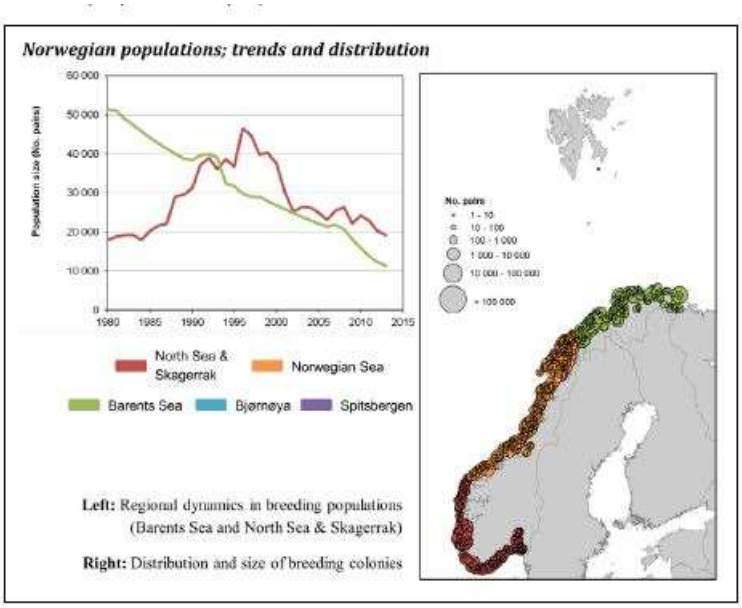
Gråmåken hekker i Vest-Europa. Den hekker langs hele norskekysten og noen steder også ved ferskvann i innlandet. De fleste norske gråmåker trekker sørover til kystene av Vest-Europa, de nordnorske lengre sør enn de sørnorske. Vi får inn russiske fugler som overvintrer langs hele norskekysten sammen med en del norske fugler.

2.23.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.23.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) gråmåke i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vist i **figur 2.23.1** hekker gråmåka langs hele norskekysten og noen steder også ved ferskvann i innlandet og vi finner overvintrende gråmåker i de samme lokalitetene (**figur 2.23.1**).



***Figur 2.23.2**. Fordeling og størrelse for hekkekolonier av gråmåke langs norskekysten, og utviklingen i regionale hekkebestander (Nordsjøen/Skagerrak og Barentshavet). (Figur etter Fauchald et al. 2015a).*

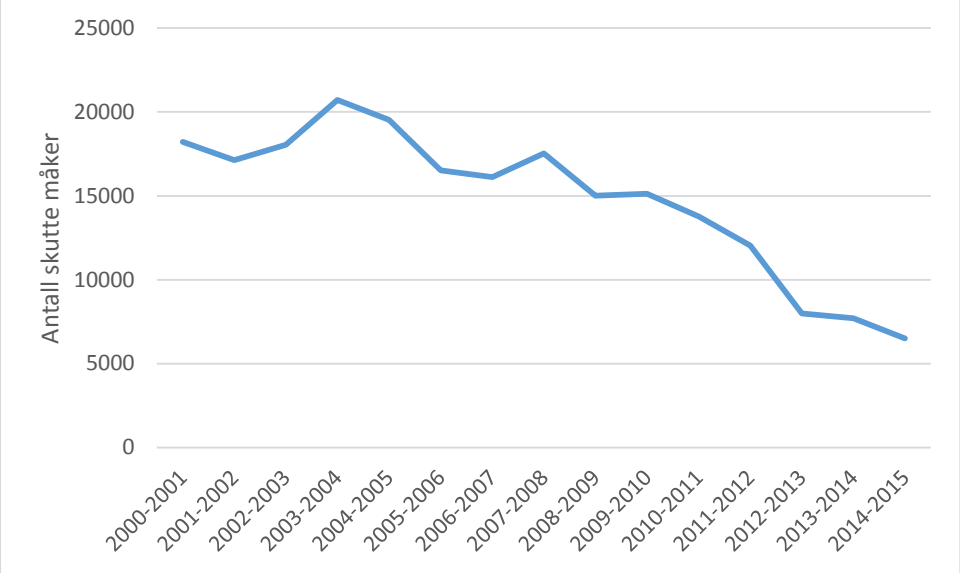
Den totale hekkebestanden i Norge ble i 2005 estimert til 233 000 par (Fauchald et al. 2015a). Bestanden ble i 2014 estimert til 72 000 par (Anker-Nilssen et al. 2015). Det framgår av Fauchald et al. (2015b) at gråmåken har blitt redusert med 30% i Nordsjøen og Skagerrak og med 72% i Barentshavet (Troms og Finnmark) i perioden 1988-2013 (**figur 2.23.2**). Det mangler imidlertid overvåkingsdata fra Norskehavet, hvor storparten av bestanden hekker (42 000 par mot til sammen 30 500 par i Nordsjøen/Skagerrak og Barentshavet). Bestanden i Barentshavet som har den største bestandsnedgangen utgjør bare 10,5% av totalbestanden. Basert på denne informasjonen er gråmåke ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

Gjeldende jakttider
Hele landet i perioden 21.08-28.02, med unntak av hav og fjord fra svenskegrensen til og med Vest-Agder, hvor perioden er 10.09-28.02/29.02.

Eggsanking
Grunneier eller bruker kan sanke egg fra gråmåke i tiden til og med 20. mai, unntatt i Nordland, Troms og Finnmark hvor perioden er utvidet til og med 14. juni. Mattilsynet (2014) anbefaler ikke inntak av måkeegg for barn, gravide, ammende og kvinner i fruktbar alder. Dette sammen med en usikker bestandsstatus gjør at en kanskje bør vurdere stans av eggsankingen.

2.23.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Jaktstatistikken skiller ikke mellom gråmåke og svartbak, men da gråmåken er langt vanligere enn svartbaken er det trolig at skutte måker i jaktstatistikken hovedsakelig utgjøres av gråmåker. Avskytningen av store måker har minsket fra mer enn 20 000 fugler i jaktsesongen 2004/05, til ca. 6 500 fugler siste jaktsesong 2014/15 (**figur 2.23.3**). Fiskemåke falt ut som jaktbar art etter jakttidsrevideringen i 2012, og kan være noe av forklaringen på det markerte fallet i uttaket av måkefugl i de siste år.



Figur 2.23.3. *Antall skutte måker (gråmåke og svartbak, inkludert fiskemåke før 2012) på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

2.23.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Bestandsovervåking av gråmåke er i dag mangelfull. Arten overvåkes i dag med følgende nøkkellokaliteter i SEAPOP: Hornøya, Anda, Røst, Sklinna, Hordaland, Vest-Agder og Ytre Oslofjord. Det er behov for å utvide overvåkingen av hekkebestanden i hele utbredelsesområdet som del av SEAPOP (et nasjonalt program som styrker og samordner oppbyggingen av kunnskap om sjøfugl i norske farvann).

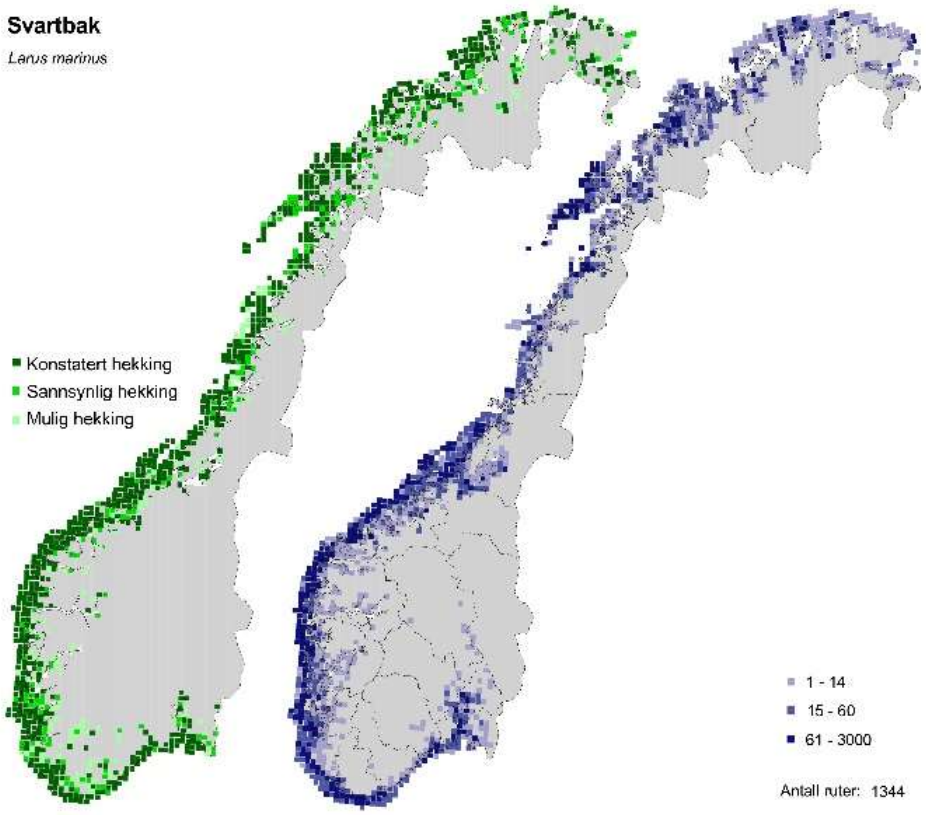
2.23.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Basert på den observerte bestandsnedgangen bør bestandsutviklingen hos gråmåke følges nøye. Det bør også undersøkes hvor stor andel av jaktuttaket av måker som faktisk utgjøres av gråmåke og om dette uttaket er forsvarlig i lys av den observerte bestandsnedgangen. Likeledes bør miljøgiftbelastningen hos gråmåke overvåkes bedre.

2.24 Svartbak (*Larus marinus*)

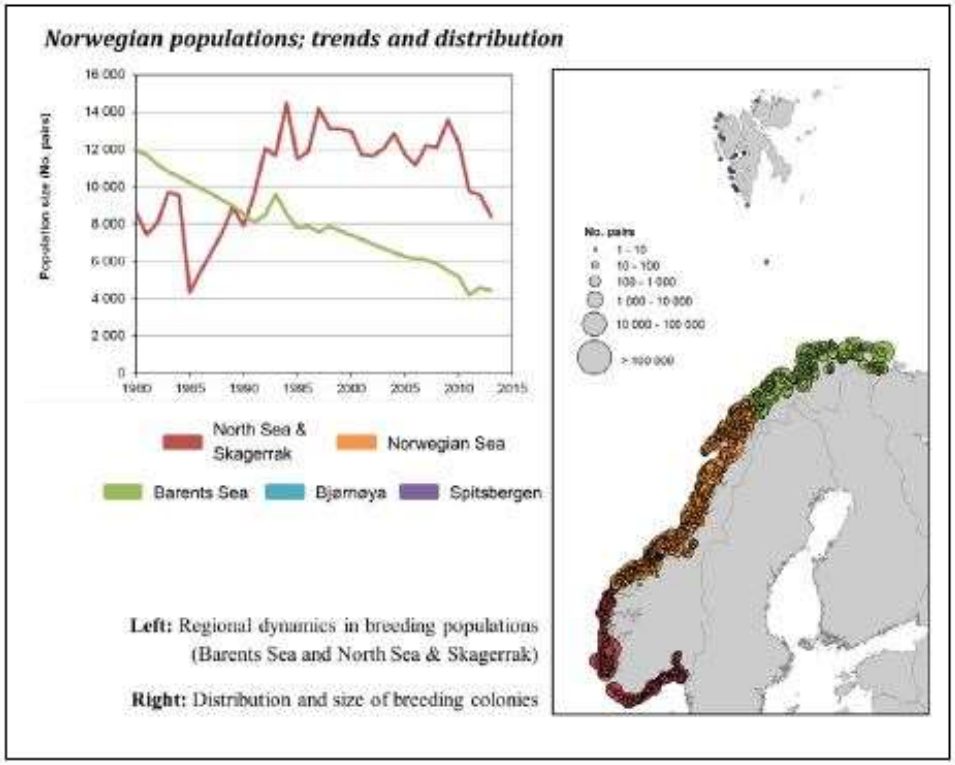
Svartbaken er utbredt på østkysten av Nord-Amerika, Grønland, Island, Storbritannia, Vest-Frankrike og Skandinavia. Noen få par hekker på Svalbard. Arten overvintrer langs hele norskekysten. En del fugler trekker sørover til Kontinentet og Storbritannia, noen helt til Spania.

2.24.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.24.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre.) og overvintrende (til høyre) svartbak i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vist i **figur 2.24.1** hekker svartbaken langs hele norskekysten og noen steder også ved ferskvann i innlandet. Overvintrende svartbak finner vi i de samme lokalitetene (**figur 2.24.1**).



***Figur 2.24.2**. Fordeling og størrelse for hekkekolonier av svartbak langs norskekysten, og utviklingen i regionale hekkebestander (Nordsjøen/Skagerrak og Barentshavet). (Figur etter Fauchald et al. 2015a).*

Hekkebestanden i Norge ble i 2014 estimert til 43 000 par (Anker-Nilssen et al. 2015). Bestanden i Nordsjøen og Skagerrak (kyststrekningen sør for Stadt) har hatt en nedadgående trend siden slutten av 1990-tallet. Tilsvarende trend er også påvist i Barentshavsregionen (kyststrekningen nord for Andøya) (Fauchald et al. 2015a) (**figur 2.24.2.).** Bestandsnedgangen har ikke vært stor nok til at svartbak er oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

2.24.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden 21.08-28.02/29.02, med unntak på hav og fjord fra svenskegrensen til og med Vest-Agder, hvor perioden er 10.09-28.02/29.02.

Eggsanking: Grunneier eller bruker kan sanke egg fra svartbak i tiden til og med 20. mai, unntatt i Nordland, Troms og Finnmark hvor perioden er utvidet til og med 14. juni. Mattilsynet (2014) anbefaler ikke inntak av måkeegg for barn, gravide, ammende og kvinner i fruktbar alder. Dette sammen med en usikker bestandsstatus gjør at en kanskje bør vurdere stans av eggsankingen.

Jaktstatistikken skiller ikke mellom gråmåke og svartbak, men da svartbaken er langt sjeldnere enn gråmåken, er det trolig at skutte måker i jaktstatistikken hovedsakelig utgjøres av gråmåker. Avskytningen av store måker har minsket fra mer enn 20 000 fugler i jaktsesongen 2004/05, til ca. 6 500 fugler i siste jaktsesong 2014/15 (**figur 2.23.3**). Fiskemåken falt ut som jaktbar art etter jakttidsrevideringen i 2012, og kan være noe av forklaringen på det markerte fallet i uttaket av måkefugl i de siste år.

2.24.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Bestandsovervåking av svartbak er i dag mangelfull. Det er behov for å overvåke hekkebestanden i hele utbredelsesområdet som del av SEAPOP (et nasjonalt program som styrker og samordner oppbyggingen av kunnskap om sjøfugl i norske farvann).

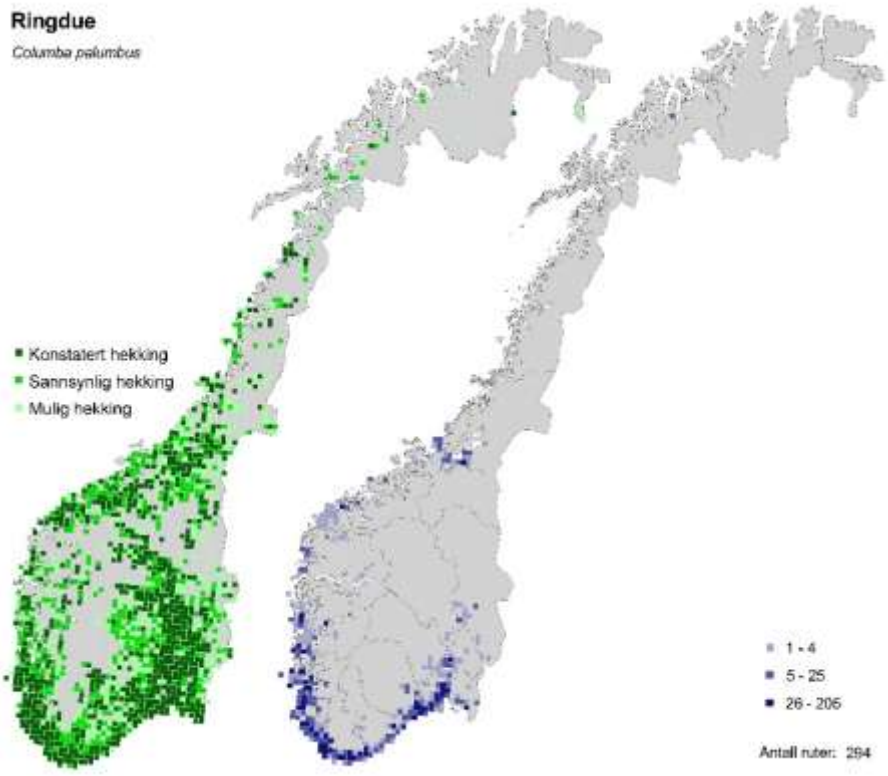
2.24.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Basert på den observerte bestandsnedgangen bør bestandsutviklingen hos svartbak følges nøye. Det bør også undersøkes hvor stor andel svartbak utgjør av jaktuttaket av måker og om dette uttaket er forsvarlig i lys av den observerte bestandsnedgangen. Likeledes bør miljøgiftbelastningen hos svartbak overvåkes bedre.

2.25 Ringdue (*Columba palumbus*)

Ringdua er utbredt i et stort område fra Fennoskandia og sørover til Middelhavet og Nord-Afrika, og østover til Vest-Sibir og Midtøsten. I Norge hekker ringdua vanlig i Sør-Norge, og blir stadig vanligere i Nord-Norge. Arten er knyttet til skogsområder fra kysten opp til fjellskogen, men hekker også i hager og parker i urbane områder. De fleste norske ringduer overvintrer i Frankrike, Spania og Portugal. En del fugler overvintrer langs kysten av Sør-Norge opp til Trøndelag.

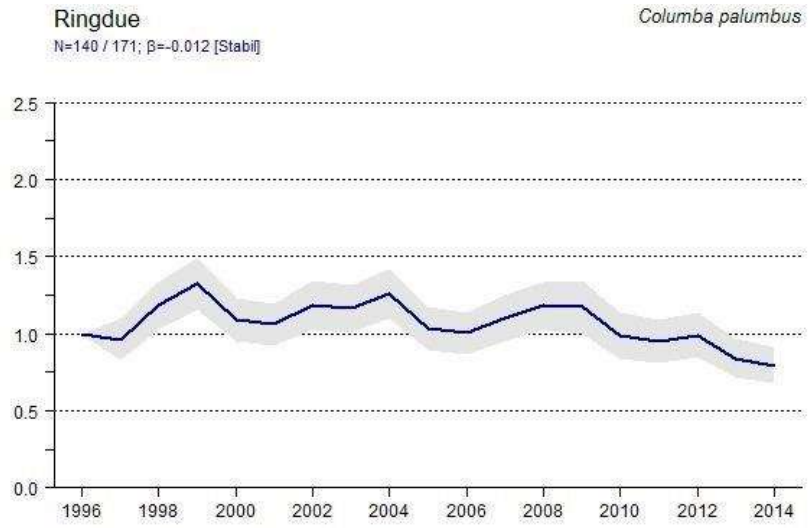
2.25.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.25.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) ringdue i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vist i **figur 2.25.1** hekker ringdua i Sør-Norge fra kysten og opp i fjellbandet, mens den i de nordligste fylkene hekker mer sporadisk. De fleste ringduene forlater landet om høsten, men noen individer kan overvintre, hovedsakelig i kystnære strøk, opp til Trøndelag (**figur 2.25.1**).

Hekkebestanden i Norge er anslått til 350 000-700 000 par (Shimmings & Øien 2015). Bestandsutviklingen hos ringdue ser ut til å ha vært ganske stabil i perioden 1996-2013, på tross av noe tegn til nedgang i hekkebestanden for perioden 2007-2013 (**figur 2.25.2**) (Kålås et al. 2014). Dette er imidlertid vurdert som naturlig variasjon. Den svenske hekkebestanden har økt i perioden 2004-2013 (Green & Lindstrøm 2014). Arten er derfor ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

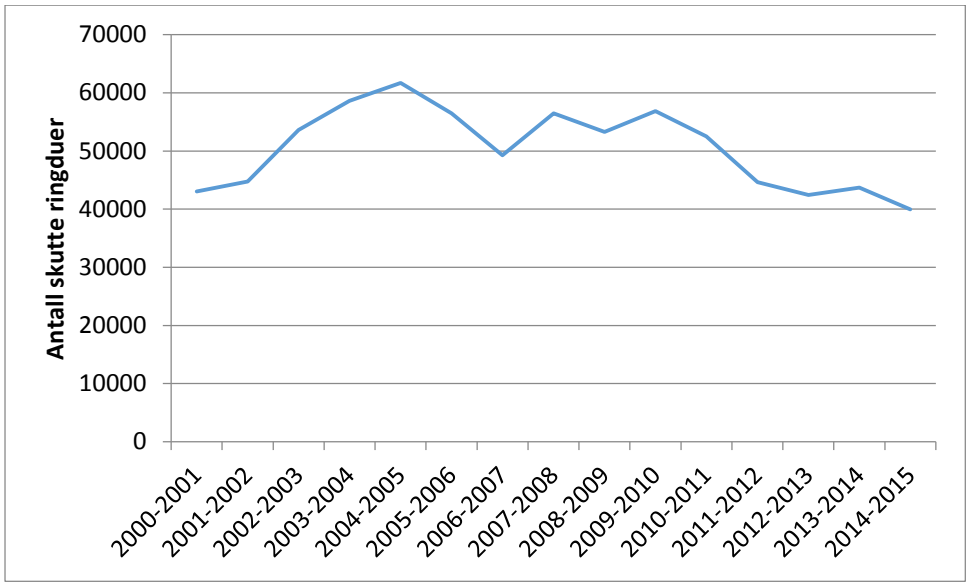


Figur 2.25.2. *Bestandsutvikling hos ringdue i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovevåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

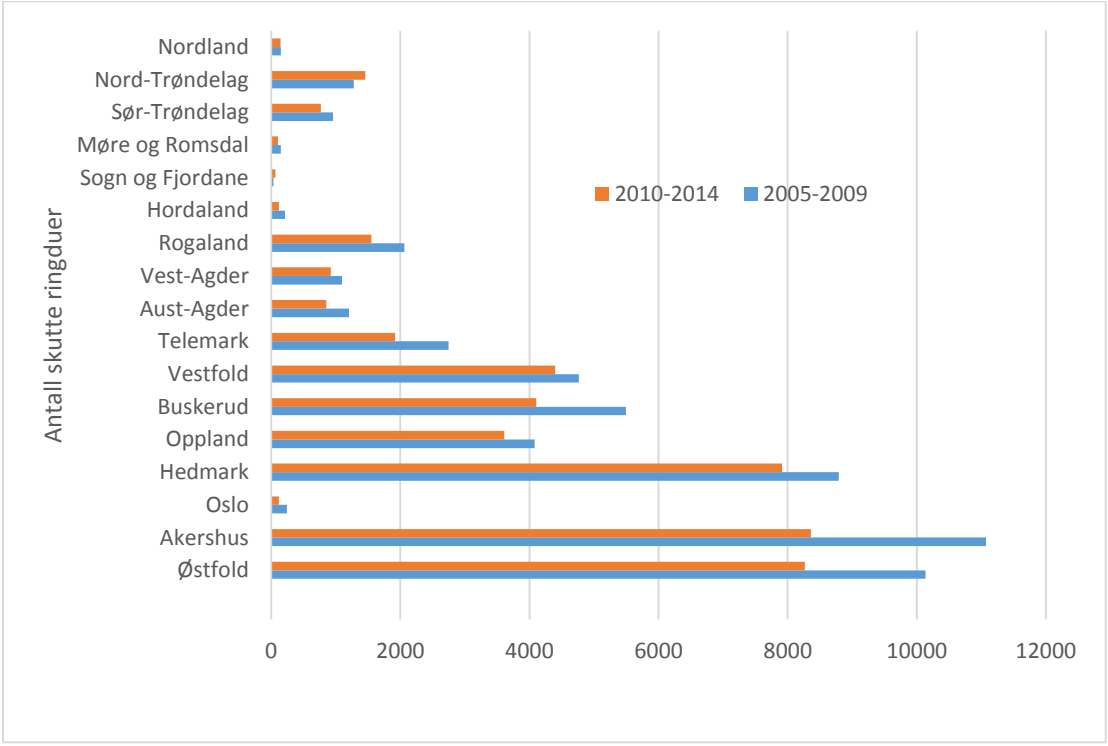
2.25.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet 21.08 – 23.12, med unntak av Troms og Finnmark fylker hvor arten er fredet: 21.08-23.12.

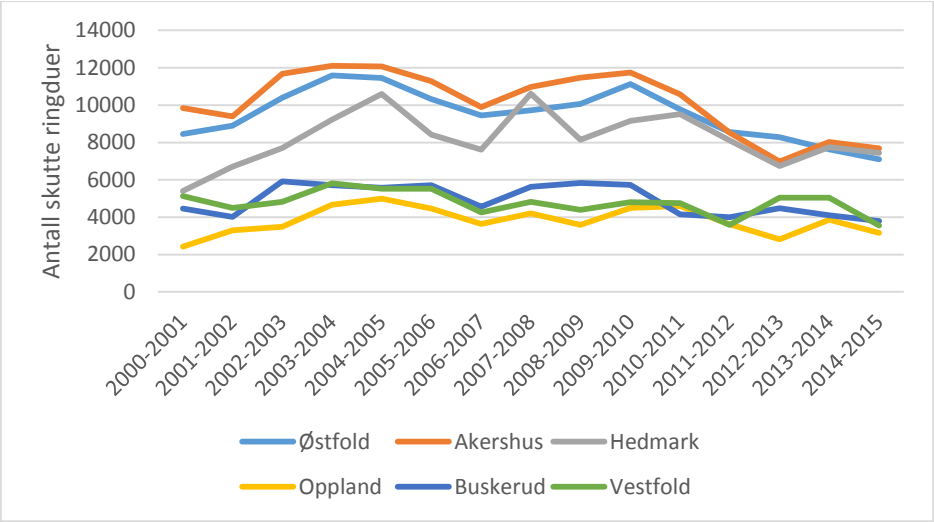
Jaktuttaket av ringdue har variert fra ca. 40 000 fugler til litt over 60 000 fugler per år i de siste 15 år (**figur 2.25.3**). Det har vært en liten nedgang i jaktuttaket i perioden 2010-2014 i alle fylker, med unntak av Nord-Trøndelag, sammenlignet med den foregående femårsperioden (**figur 2.25.4**). Fylkene Akershus, Østfold og Hedmark er de fylkene hvor det skytes flest ringduer (**figur 2.25.5**). Østfoldskommunene Fredrikstad og Sarpsborg topper jaktstatistikken for ringdue (**figur 2.25.6**). Det kan kanskje forklares med lang avstand til rypeterrenger, og at duejakta derfor blir et godt alternativ til rypejakt.



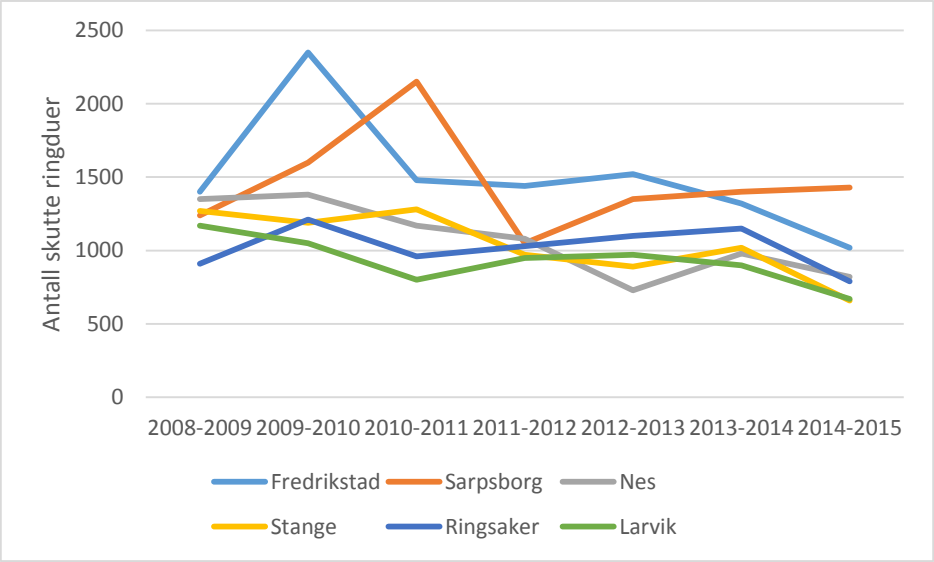
Figur 2.25.3. *Antall skutte ringduer på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.25.4. *Gjennomsnittlig antall skutte ringduer i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.25.5. *Antall skutte ringduer fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.25.6. *Antall skutte ringduer fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.25.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov for denne arten, da bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E).

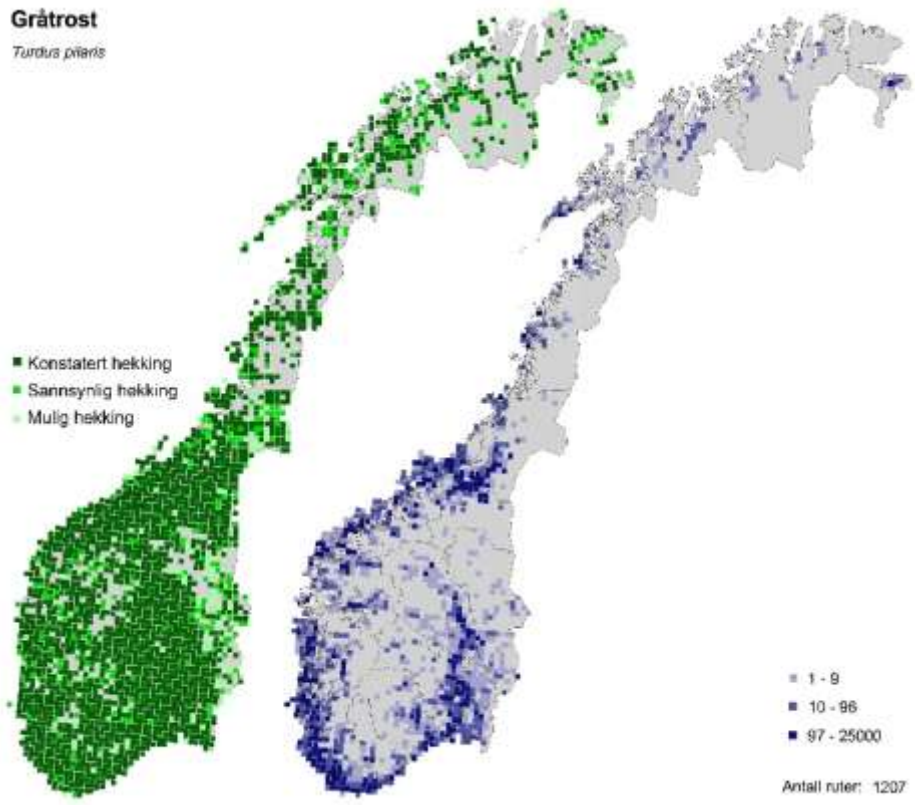
2.25.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det er mange indikasjoner på at ringdua kan ha tre kull hos oss. Haftorn (1971) nevner flere tilfeller av nesten fullfjærete unger i september og reir med nylagte egg så seint som 9. august og 21. august. Ungenes reirtid er 3-4 uker. Dette kan ha etiske konsekvenser for duejegeren, som ved å felle voksne ringduer i slutten av august, kan bidra til at dueunger sulter i hjel i reiret. Noen duejegere er klar over dette og skyter ikke på enslige duer som kommer ut fra skogen. Dessuten bør det satses på informasjon til duejegerne slik at en unngår forveksling med skogdue.

2.26 Gråtrost (*Turdus pilaris*)

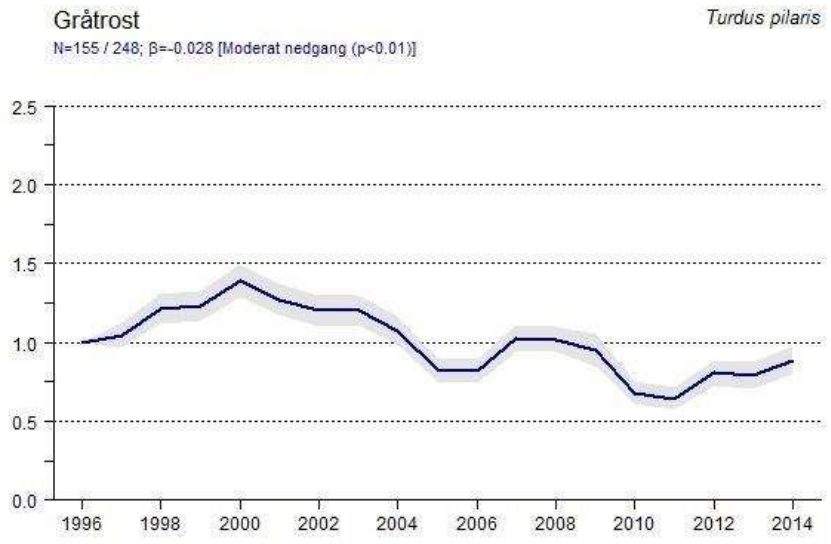
Gråtrosten er utbredt i et stort område fra Fennoskandia og sør til Nord-Italia og Frankrike og videre østover til elva Lena i Sibir. I Norge hekker gråtrosten i hele landet fra de ytterste øyer til vierbeltet i fjellet. De fleste gråtroster trekker ut av landet om høsten, hovedtyngden vanligvis i oktober. Våre gråtroster drar til De britiske øyer, Belgia og Frankrike, og noen helt ned til Spania. Arten overvintrer også regelmessig i store deler av landet, særlig i år med mye rognebær.

2.26.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.26.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) gråtrost i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge finner vi gråtrost hekkende praktisk talt over hele landet fra kysten til høyt opp i vierbeltet i fjellet (**figur 2.26.1**). Selv om de aller fleste gråtroster forlater landet om høsten er det ikke uvanlig å finne overvintrende gråtrost i alle landsdeler, primært i lavereliggende strøk (**figur 2.26.1**).



Figur 2.26.2. *Bestandsutvikling hos gråtrost i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

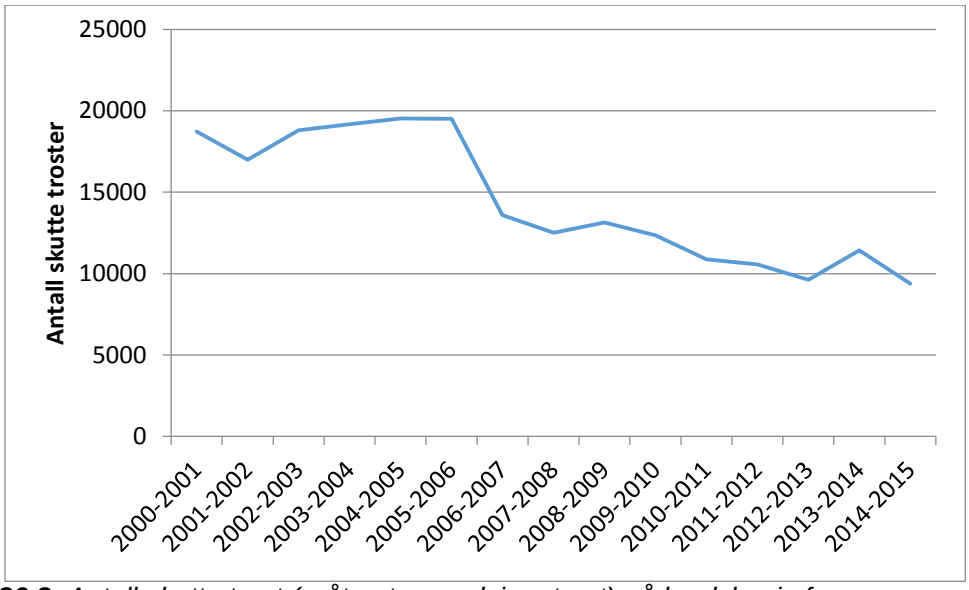
Hekkebestanden i Norge er anslått til 350 000-900 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene viser nedgang i den norske hekkebestanden for perioden 1996-2014, og da særlig for perioden etter år 2000 (**figur 2.26.2**) (ca 3 % årlig bestandsnedgang, se Kålås et al. 2014). Det er rapportert om en tilsvarende nedgang i den svenske hekkebestanden (Green & Lindstrøm 2014), mens for Finland er det rapportert om økning (Valkama et al. 2011). Svenske hekkefugltakseringer indikerer at hekkebestanden for gråtrost kan variere mye mellom tidsperioder og det er her registrert bestandstopper rundt 1975, 1990 og ved årtusenskiftet. Basert på dette anses nedgangen som er registrert for gråtrost hos oss i siste 10-årsperiode som del av en naturlig bestandsdynamikk. Arten er derfor ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

2.26.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

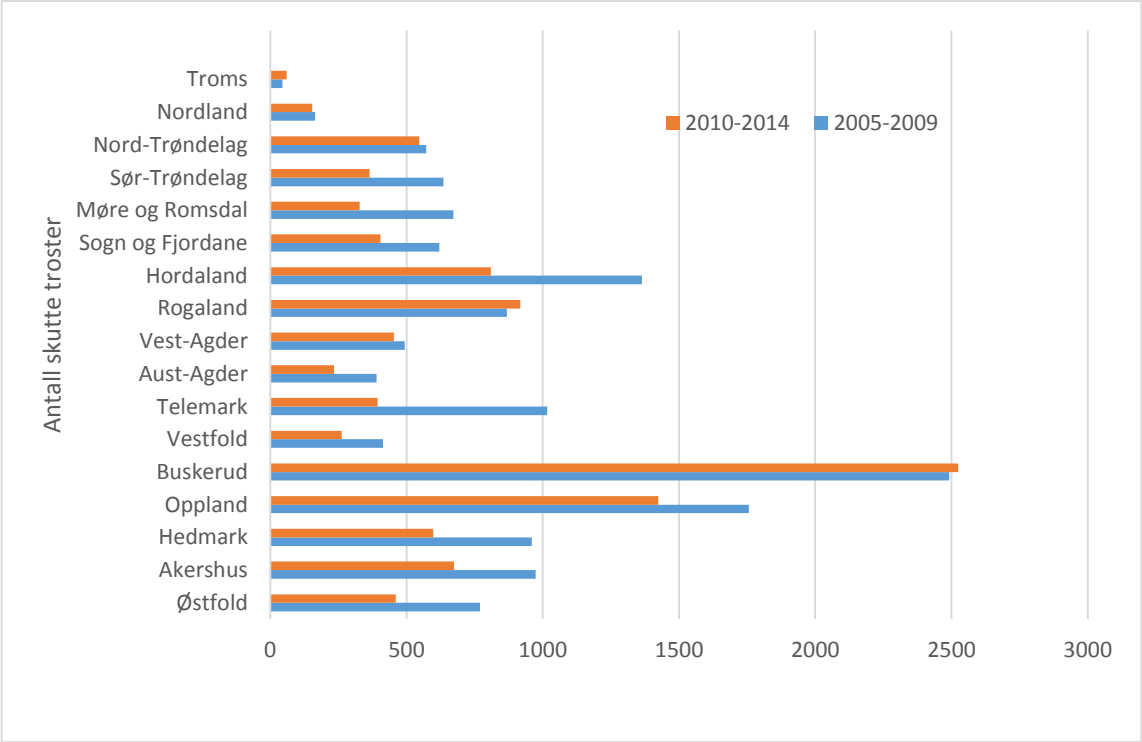
Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 23.12.

Jaktstatistikken skiller ikke mellom gråtrost og rødvingetrost. Antall skutte trost har variert mellom 10 000 og 20 000 fugler per år siste 15 år (**figur 2.26.3**). Med unntak av Buskerud, Rogaland og Troms har det vært nedgang i jaktuttaket i alle fylker i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**figur 2.26.4**). Fylkene Buskerud og Oppland er de fylkene hvor det skytes flest troster (**figur 2.26.5**).I Hordaland og Rogaland har det vært varierende avskytning (**figur 2.26.5**). At jaktuttaket ikke varierer synkront mellom fylker på Østlandet og Vestlandet kan skyldes lokale klimaforskjeller som gir ulik produksjon av trosteunger. En regnfull sommer gir mye mat i form av meitemark, mens en varm og tørr sommer gir dårlige forhold. Dessuten kan produksjon av rognebær variere mye fra år til år mellom landsdelene. Det er påvirker hvor lenge trostene blir i landet utover vinteren.

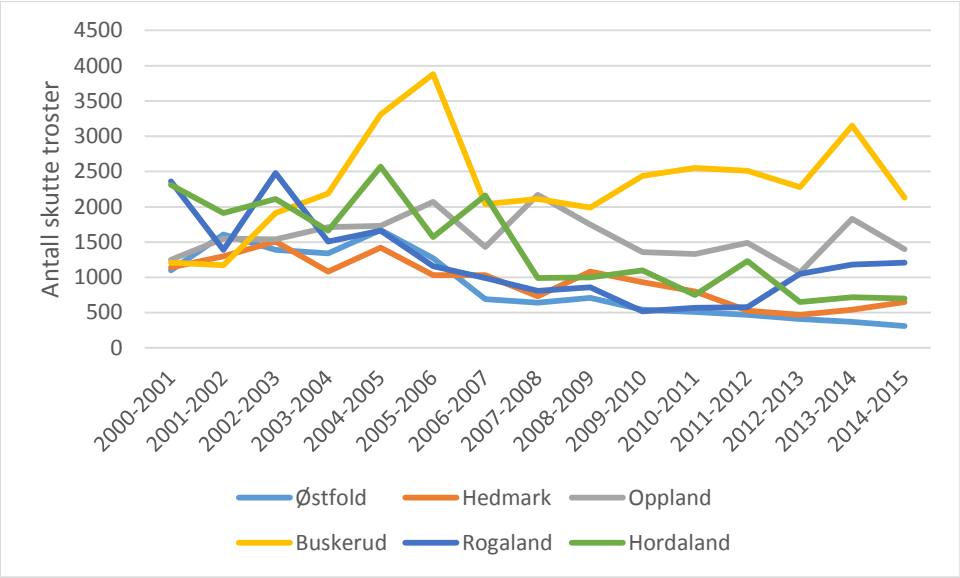
Gjenfunnsdata fra 908 ringmerkete gråtroster i Norge (Bakken et al. 2006) viser at jakt utgjør den største dødsårsaken med 49% av rapporterte døde fugler. De fleste er skutt i Frankrike (44%), Italia (7%) og Spania (4%). Den nest vanligste rapporterte dødsårsak er naturlige årsaker (22%). Av disse er 61% tatt av katt, mens drept ved kollisjoner og påkjørsler utgjør 15%. Andre dødsårsaker (f.eks. snarefangst) utgjør 14%. Årlig overlevelse basert på gjenfunn av gråtroster ringmerket i Norge er beregnet til ca. 46% (Sæther 1979).



Figur 2.26.3. *Antall skutte trost (gråtrost og rødvingetrost) på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.26.4. *Gjennomsnittlig antall skutte trost (gråtrost og rødvingetrost) i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.26.5. *Antall skutte trost (gråtrost og rødvingetrost) fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.26.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov for denne arten, da bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E).

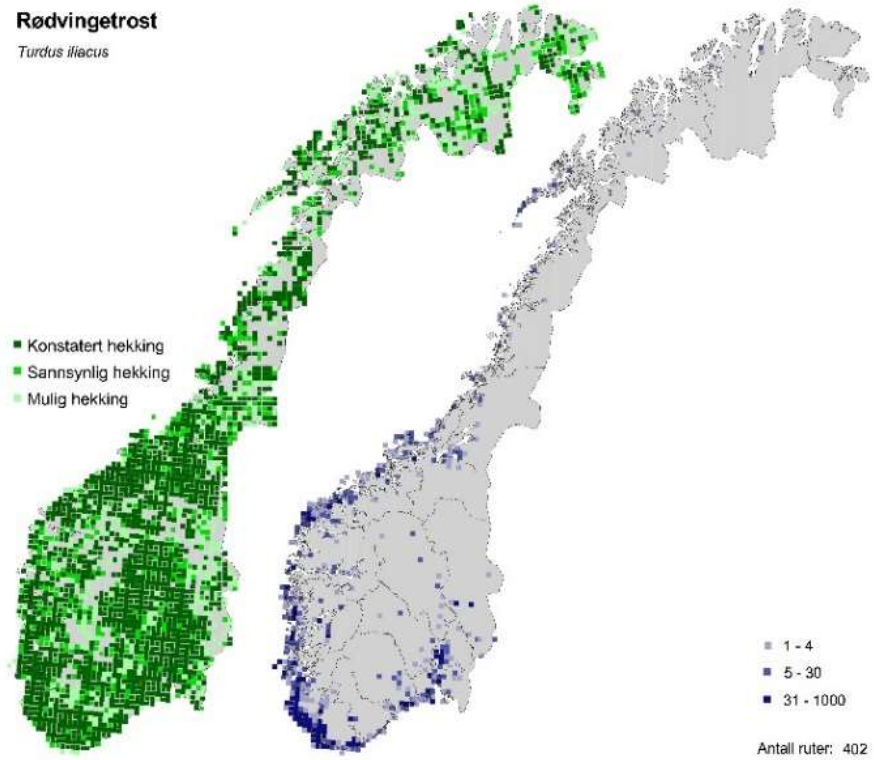
2.26.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det synes ikke å være noe stort behov for tiltak.

2.27 Rødvingetrost (*Turdus iliacus*)

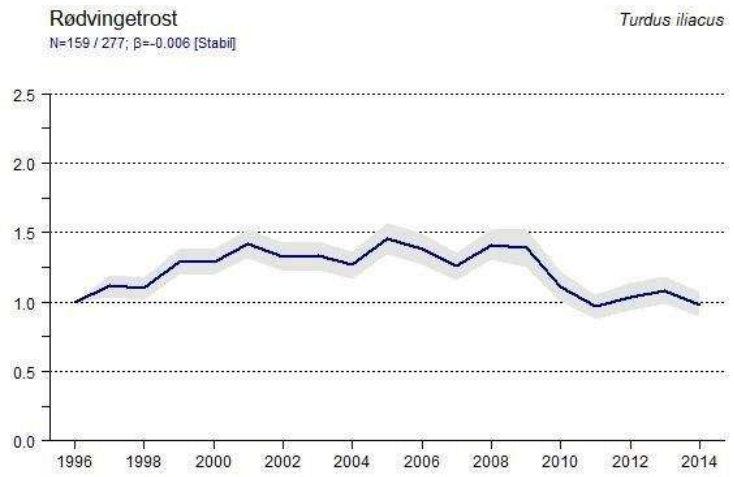
Rødvingetrosten er utbredt i nordlige del av Europa og Asia. Den hekker i hele Fennoskandia og østover til Kolyma i Sibir. Den hekker også i Skottland, Færøyene og Island. I Norge hekker rødvingetrosten i hele landet fra de ytterste øyer opp til vierbeltet i fjellet. Den hekker i alle typer skog, samt i hager og parker i urbane strøk. Høsttrekket starter i midten av september og varer til ut i november. Våre rødvingetroster overvintrer på De britiske øyer og på Kontinentet, særlig i Frankrike, Spania, Portugal og Italia. Arten overvintrer regelmessig langs norskekysten nord til Troms, men i svært varierende antall. De er mest tallrike i år med mye rognebær.

2.27.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.27.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) rødvingetrost i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge finner vi rødvingetrost hekkende praktisk talt over hele landet fra kysten til høyt opp i vierbeltet i fjellet (**figur 2.27.1**). Rødvingetrost overvintrer regelmessig i alle landsdeler opp til Troms, primært i kystnære strøk (**figur 2.27.1**).



Figur 2.27.2. *Bestandsutvikling hos rødvingetrost i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

Hekkebestanden i Norge er anslått til 1-2,5 millioner par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene antyder en relativt stabil bestandsutvikling for perioden 1996-2013, men med tegn til økning i begynnelsen av denne perioden etterfulgt av nedgang etter ca år 2005 (**figur 2.27.2**) (for perioden 2006-2013 ca. 4 % årlig bestandsnedgang) (Kålås et al. 2014). Et noenlunde tilsvarende mønster er vist for den svenske hekkebestanden (Green & Lindstrøm 2014), og samlet for Europa (EBCC 2014). Bestandsnedgangen i perioden 2006-2013 betraktes som del av en naturlig bestandsdynamikk. Arten er derfor ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

2.27.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 23.12.

Jaktstatistikken skiller ikke mellom gråtrost og rødvingetrost. Antall skutte trost har årlig variert mellom 10 000 og 20 000 fugler i de siste 15 år (**figur 2.26.3**). Med unntak av Buskerud, Rogaland og Troms har det vært nedgang i jaktuttaket i alle fylker i siste femårsperiode sammenlignet med den foregående femårsperioden (**figur 2.26.4**). Fylkene Buskerud og Oppland er de fylkene hvor det skytes flest troster (**figur 2.26.5**). I fylkene Hordaland og Rogaland har avskytning vært svært varierende (**figur 2.26.5**).

Gjenfunnsdata fra 893 ringmerkete rødvingetroster i Norge (Bakken et al. 2006) viser at jakt utgjør den største dødsårsaken med 72% av rapporterte døde fugler. De fleste av dem er skutt i Frankrike, Italia og Spania. Den nest vanligste rapporterte dødsårsaken er naturlige årsaker (10%). Av disse er mer enn halvparten tatt av katt, mens andre årsaker som for eksempel snarefangst utgjør 10%. Kollisjoner og påkjørsler utgjør 8%.

2.27.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov for denne arten. Bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E).

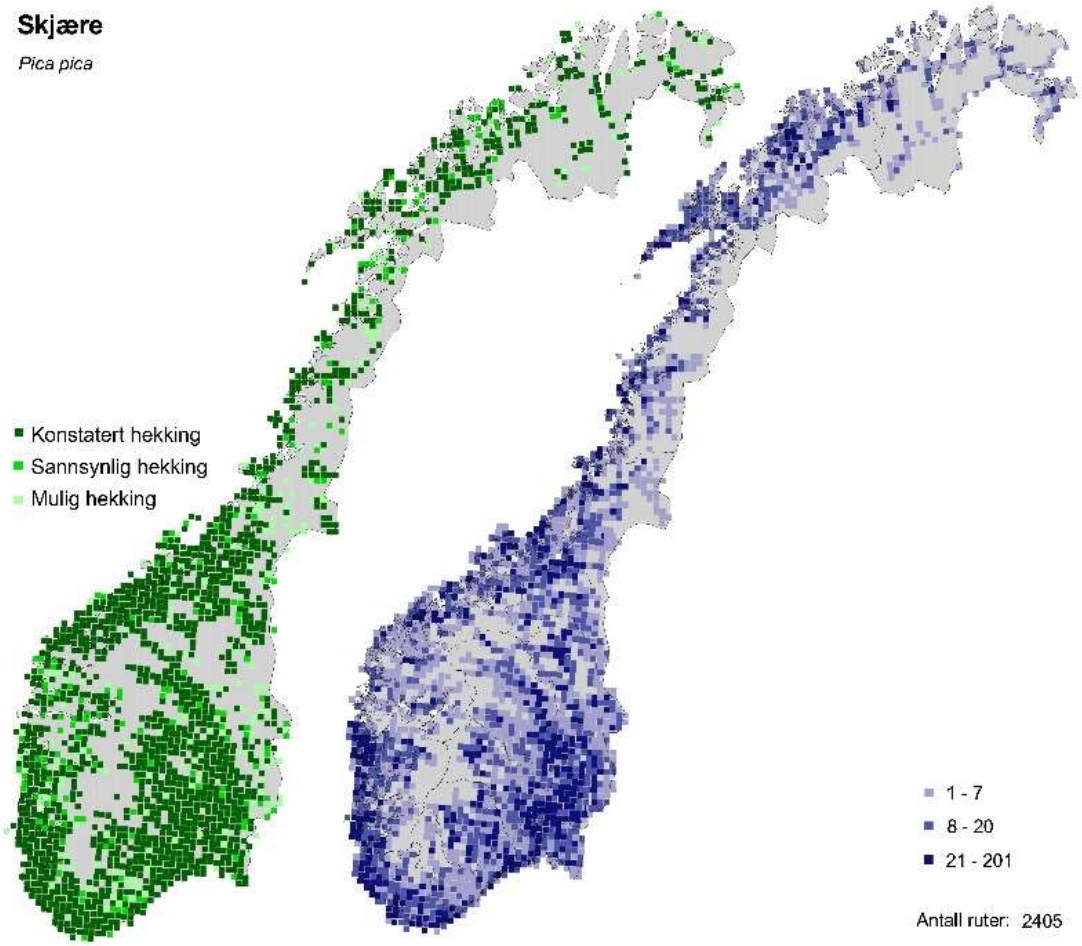
2.27.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det synes ikke å være noe stort behov for tiltak.

2.28 Skjære (*Pica pica*)

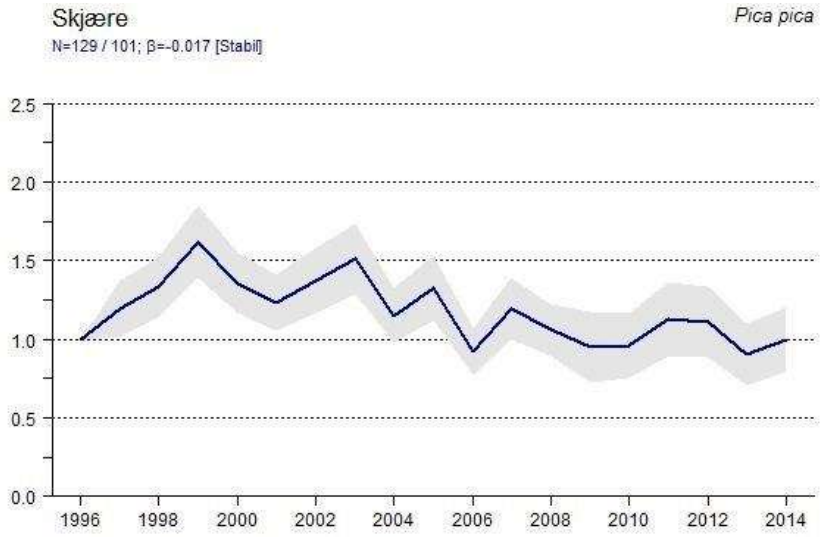
Skjæra er utbredt i store deler av de palearktiske og orientalske regioner. Den finnes dessuten i deler av Nord-Amerika. I Norge hekker skjæra i hele landet fra de ytterste øyer til øverst i fjellskogen. Skjæra er standfugl og streifer svært lite omkring.

2.28.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.28.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) skjære i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vist i **figur 2.28.1** finner vi skjære hekkende over hele landet fra kysten til fjellskogen. Skjæra er hos oss stand- og streiffugl og finnes derfor overvintrende i de samme lokalitetene som den hekker (**figur 2.28.1**).



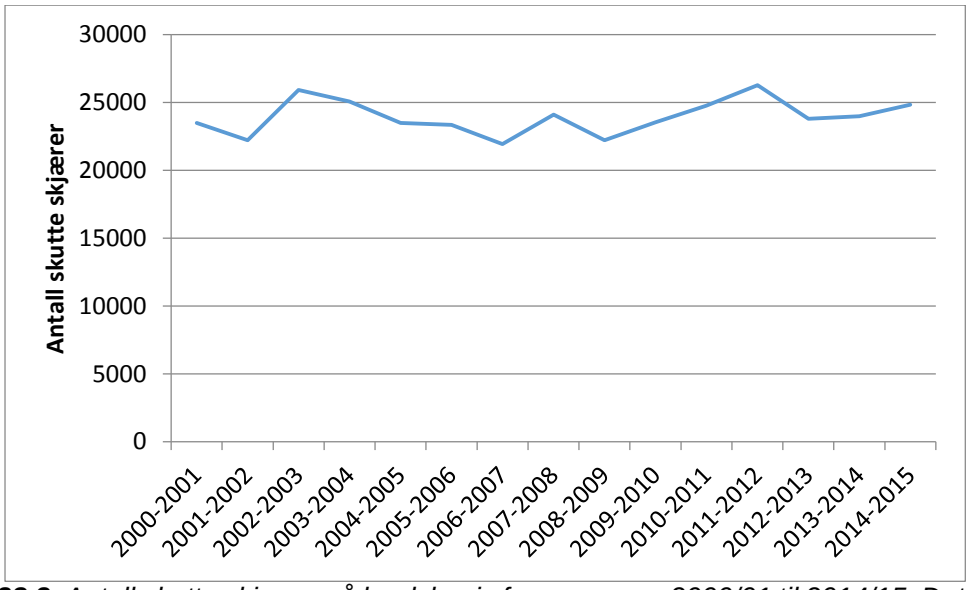
Figur 2.28.2. *Bestandsutvikling hos skjære i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

Hekkebestanden i Norge er anslått til 100 000-200 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene indikerer en liten bestandsnedgang for hele perioden 1996-2013, men med en økning fram mot år 2000 og deretter en nedgang. Årlig gjennomsnittlig nedgangen er beregnet til å være ca. 1,7 %, noe som vil gi en nedgang på like over 15 % over en 12-års periode (**figur 2.28.2**) (Kålås et al. 2014). For siste 12-årsperiode er det rapportert stabil hekkebestand i Sverige (Green & Lindstrøm 2014), og samlet for Europa ser bestanden ut til å ha vært stabil i 10-årsperioden 2003-2012 (EBCC 2014). Deler av den nedgangen som ser ut til å ha pågått i Norge siste 10-år vurderes som del av en naturlig bestandsdynamikk. Skjæra er derfor ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

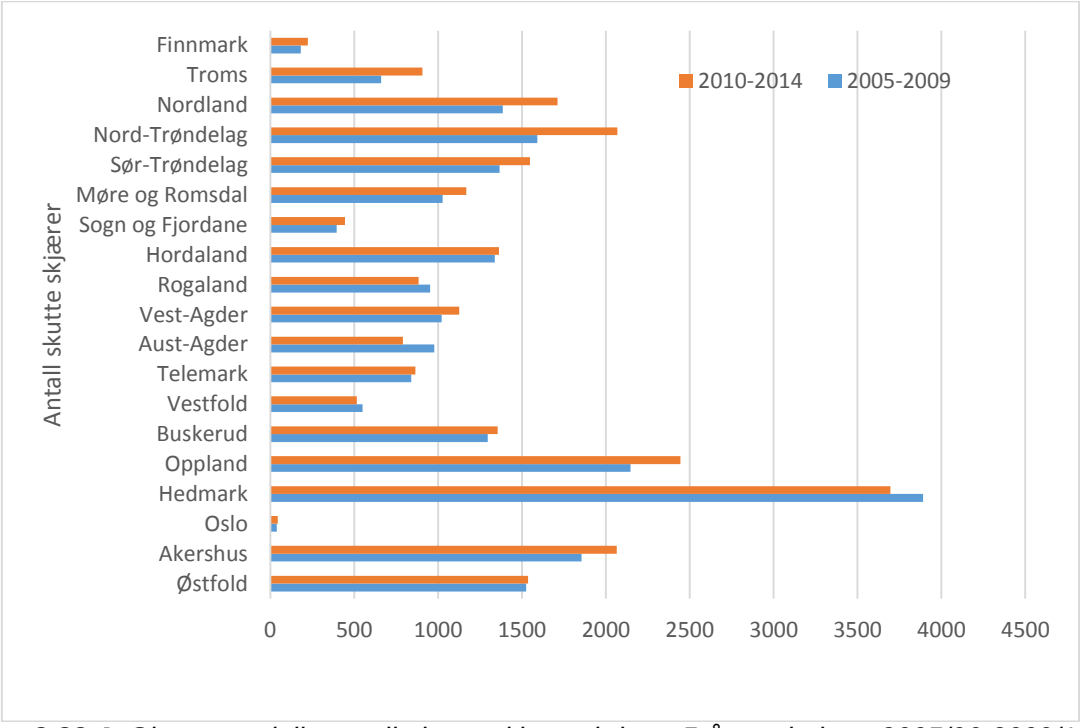
2.28.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 28.02/29.02.

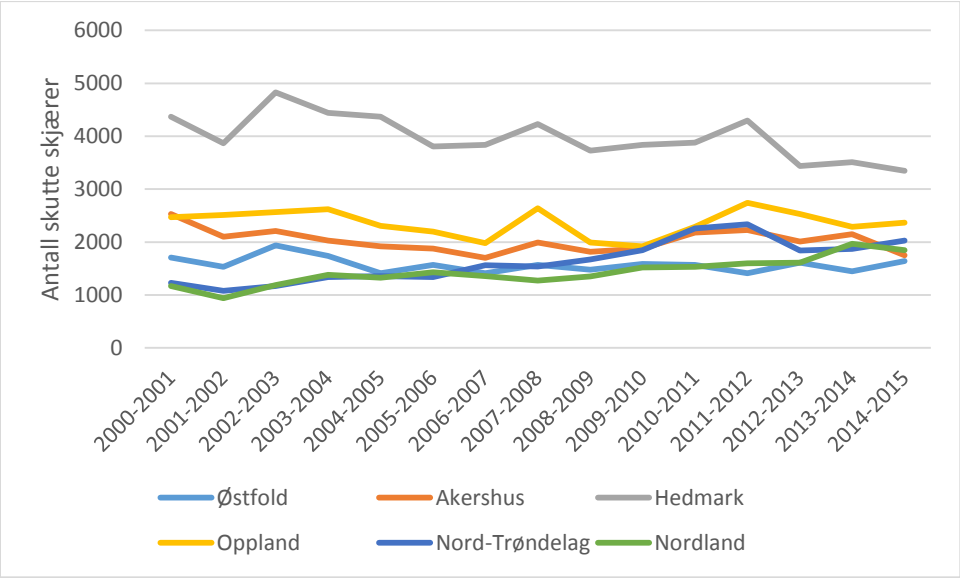
Jaktuttaket av skjære har vært relativt stabilt med en variasjon fra 22 000 fugler til noe over 26 000 fugler i siste 15-årsperiode (**figur 2.28.3**). Med unntak av Hedmark, Vestfold, Aust-Agder, og Rogaland er det skutt flere skjærer i 5-årsperioden 2010/11-2014/15 sammenlignet med forrige 5-årsperiode (**figur 2.28.4**). Hedmark og Oppland er de fylkene hvor det skytes flest skjærer. Jaktuttaket har vært relativt stabilt i fylkene Østfold, Oslo, Buskerud, Vestfold, Telemark, Rogaland, Sogn og Fjordane og Finnmark. (**figur 2.28.5**). Jaktstatistikk på kommunebasis fra 2009/10 til 2014/15 viser at Trysil og Aurskog-Høland er de to kommunene hvor det felles flest skjærer, dog med stor variasjon mellom år (**figur 2.28.6**).



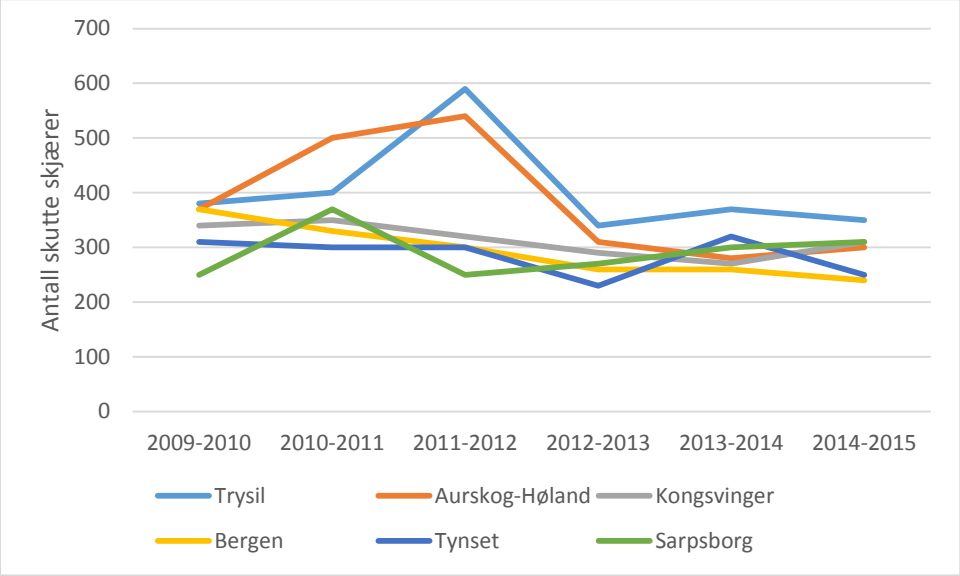
Figur 2.28.3. *Antall skutte skjærer på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.28.4. *Gjennomsnittlig antall skutte skjærer i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.28.5. *Antall skutte skjærer fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.28.6. *Antall skutte skjærer fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.28.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov for denne arten. Bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E).

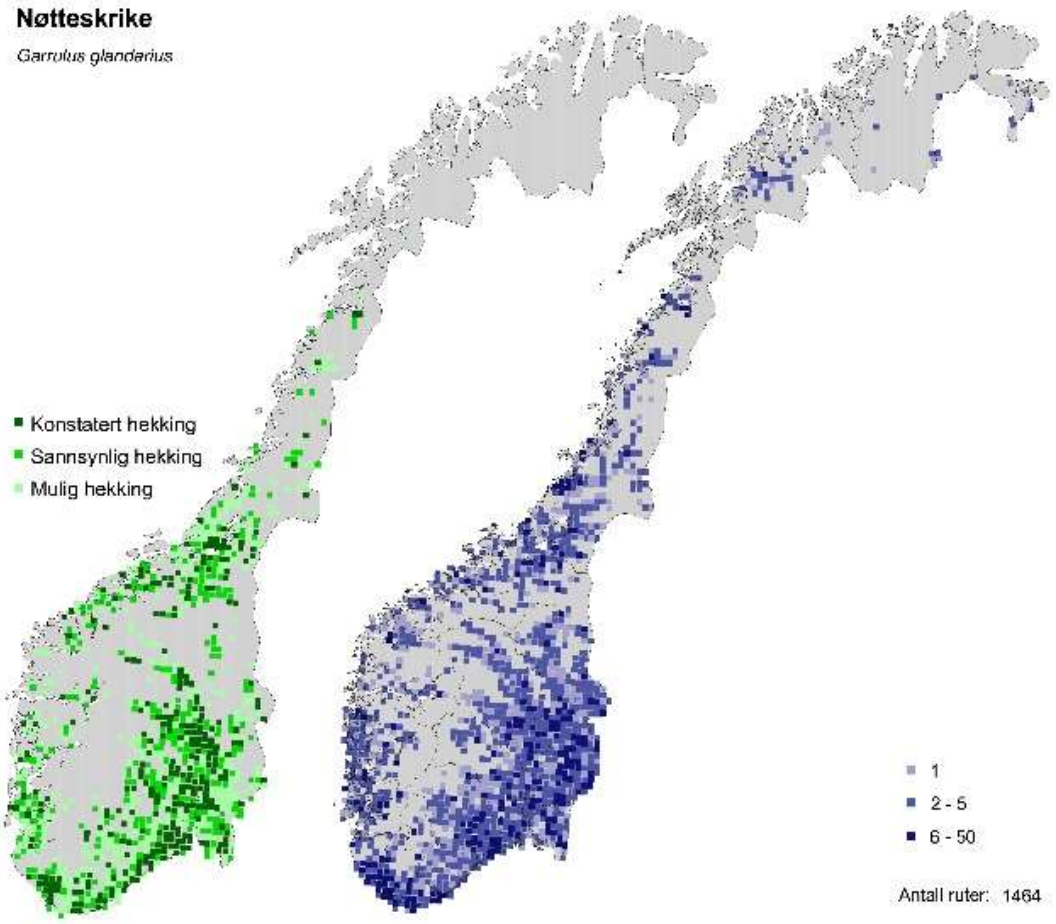
2.28.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det synes ikke å være noe stort behov for tiltak. I den grad antall overvåkingsområder for nøtteskrike økes bør dette også inkludere skjære (se **kap. 2.29.3**)

2.29 Nøtteskrike (*Garrulus glandarius*)

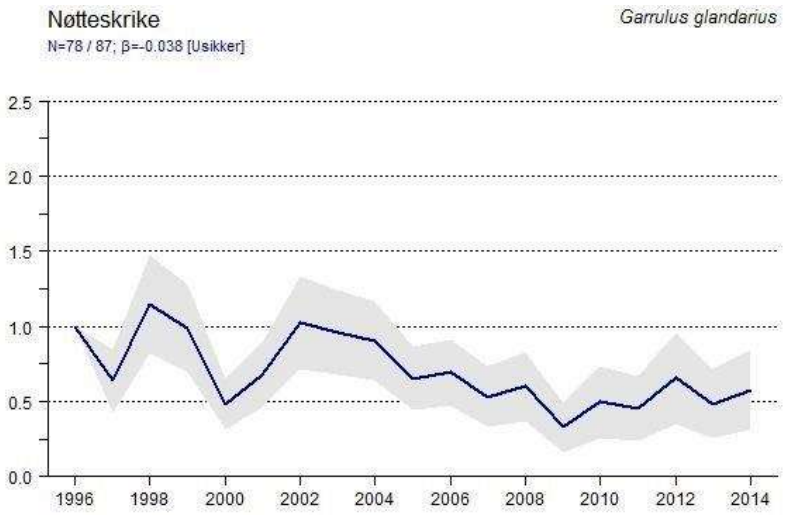
Nøtteskrika er utbredt fra NV-Afrika, Europa, De britiske øyer, Skandinavia og østover til India og Himalaya. I Norge hekker nøtteskrika vanlig i hele Sør-Norge og mer spredt og fåtallig i Nord-Norge. Nøtteskrika er normalt stasjonær hele året, men kan i enkelte år foreta masseforflytninger. Noen kan da forlate landet.

2.29.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.29.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) nøtteskrike i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vist i **figur 2.29.1** finner vi nøtteskrike hekkende i store deler av Sør-Norge, men med hovedvekt på skogsområder på Sørlandet, Østlandet og i Trøndelag. Den hekker sporadisk også i Nord-Norge, hovedsakelig til Troms. Nøtteskrika overvintrer over hele landet hvor den finnes hekkende (**figur 2.29.1**).



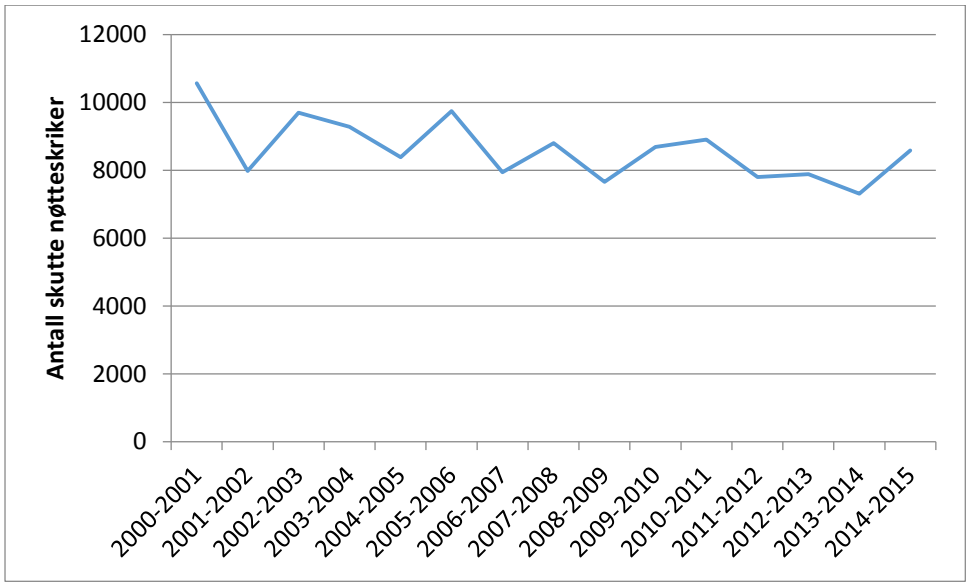
Figur 2.29.2. *Bestandsutvikling hos nøtteskrike i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

Hekkebestanden i Norge er anslått til 45 000-170 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene indikerer bestandsnedgang for perioden 1996-2008 (**figur 2.29.2**) (Kålås et al. 2014), men stabil bestand for perioden 2008-2014 (J.A. Kålås pers.medd.). For siste 10-års periode er det rapportert stabil hekkebestand i Sverige (Green & Lindstrøm 2014), og samlet for Europa ser det ut til å ha vært en liten bestandsøkning i perioden 2003-2012 (ECBB 2014). Under arbeidet med norsk rødliste vurderes primært bestandsutviklingen i Norge, men utviklingen ellers i Europa kan vektlegges, og da spesielt i våre naboland. Dette har først og fremst betydning i de tilfeller hvor det er en markant bestandsnedgang i Norge som kvalifiserer til rødlisting, men hvor denne blir nedgradert på grunn av positiv bestandsutvikling i våre naboland, noe som vil minske sannsynligheten for at arten forsvinner fra Norge. Basert på tilgjengelig informasjon om bestandsutviklingen er nøtteskrike derfor ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

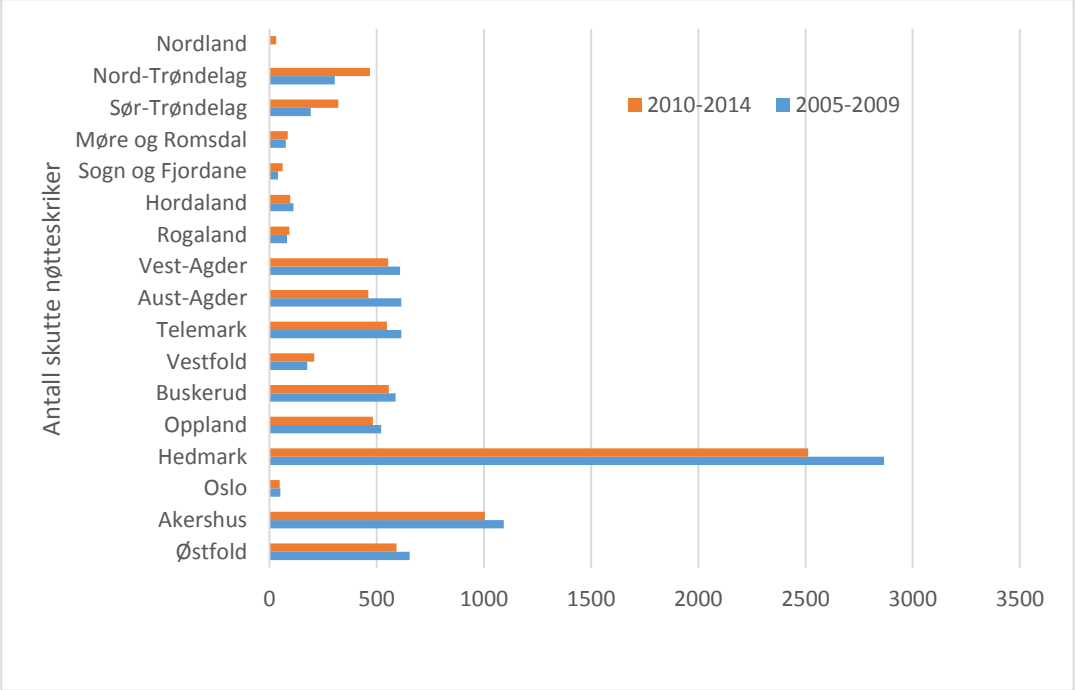
2.29.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 10.08 til og med 28.02/29.02, med unntak av Nordland, Troms og Finnmark hvor arten er fredet.

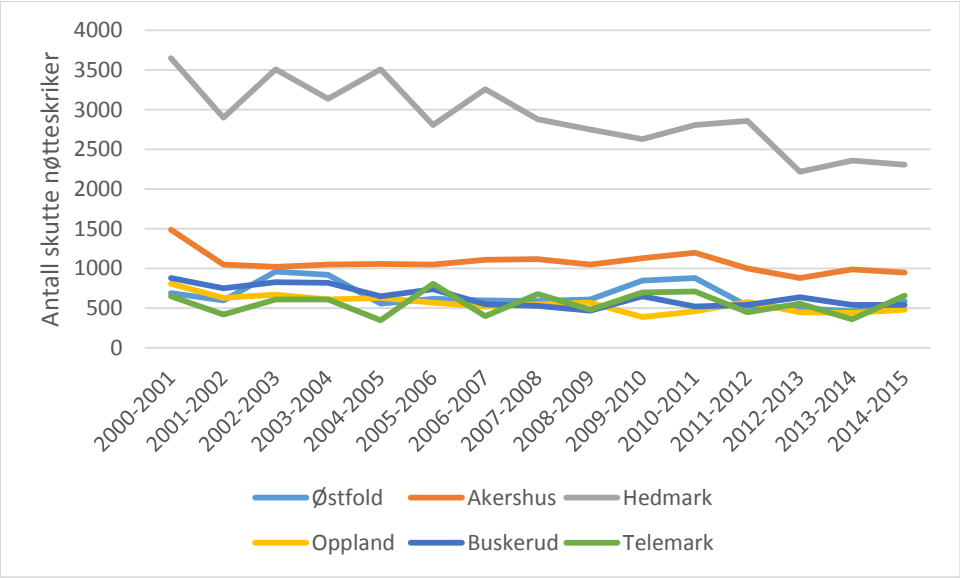
Jaktuttaket av nøtteskrike har vært relativt stabilt og variert mellom 8000 og 10 000 fugler i perioden 2000/01 til 2014/15 (**figur 2.29.3**). I de fleste fylkene, med unntak av Trøndelag, Møre og Romsdal, Sogn og Fjordane, Rogaland og Vestfold har det blitt skutt litt færre nøtteskriker i 5-årsperioden 2010/11-2014/15 sammenlignet med forrige 5-årsperiode (**figur 2.29.4**). Hedmark skiller seg ut som det fylket hvor det skytes desidert flest nøtteskriker (**figur 2.29.5**). Jaktuttaket ser ut til å ha vært relativt stabilt for fylkene Østfold, Akershus, Oppland, Buskerud og Telemark, mens det har vært en tydelig nedgang i Hedmark (**figur 2.29.5**).



Figur 2.29.3. *Antall skutte nøtteskriker på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.29.4. *Gjennomsnittlig antall skutte nøtteskriker i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.29.5. *Antall skutte nøtteskriker fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.29.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

I forvaltningen av jaktbart småvilt er det viktig å ha kunnskap om bestandens størrelse og produksjon. Bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E). Foreliggende data fra denne overvåkingen viser en usikker bestandsnedgang. Dette gjenspeiles også i fellingstallene for Hedmark, men i mindre grad for landet som helhet. For å få bedre kunnskap om bestandsutviklingen må antall overvåkingsområder derfor økes.

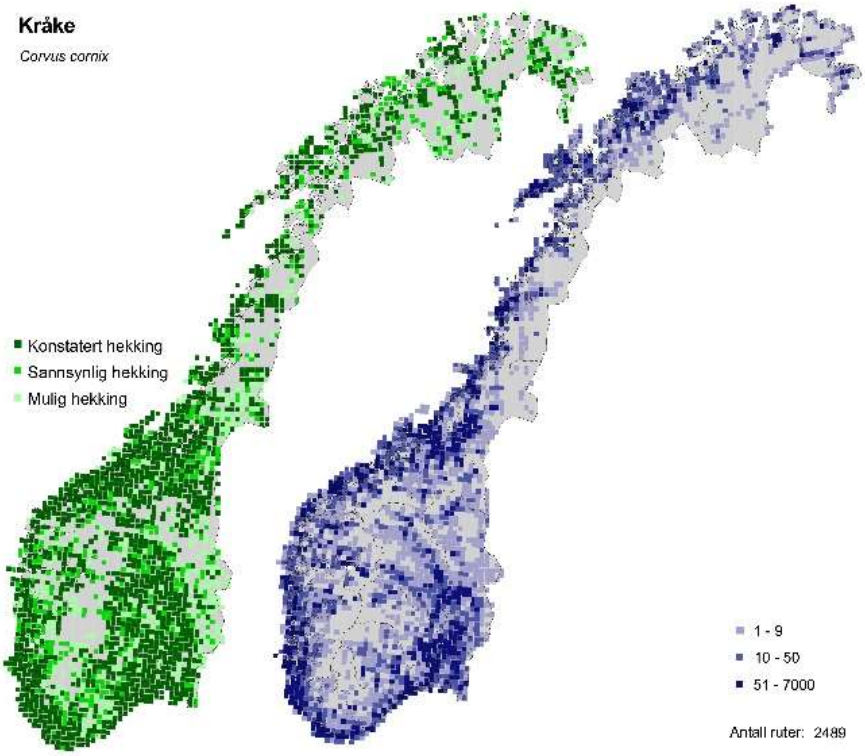
2.29.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det synes ikke å være noe stort behov for tiltak utover at overvåkingen økes.

2.30 Kråke (*Corvus cornix*)

Kråka er utbredt i et stort område fra Skottland til Uralfjellene, og fra ishavskysten til Middelhavslandene. Den blir erstattet av sin nære slektning svartkråke *Corvus corone* i Vest-Europa sør for den skandinaviske halvøy. I Norge hekker kråka i hele landet fra de ytterste øyer til øverst i fjellskogen. I tidligere tider var kråka en overveiende trekkfugl som forlot innlandet og trakk ut til kysten eller sørover til Nordsjølandene. I våre dager er kråkene mer stasjonære.

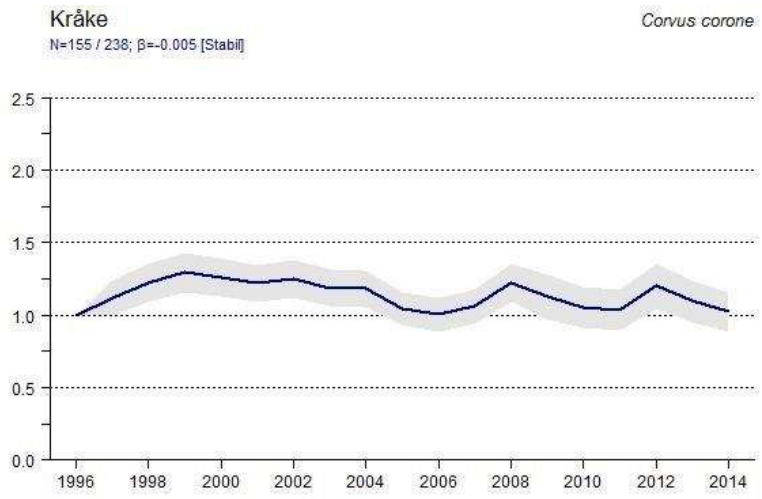
2.30.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.30.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) kråke i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

I Norge finner vi kråka hekkende over hele landet fra den ytterste skjærgård til øverst i fjellskogen (**figur 2.30.1**). Kråka er en streif- og standfugl som i dag finnes overvintrende i alle områder vi

finner den hekkende, selv om mange kråker også i dag trekker mot kysten eller lavereliggende områder vinterstid (**figur 2.30.1**).



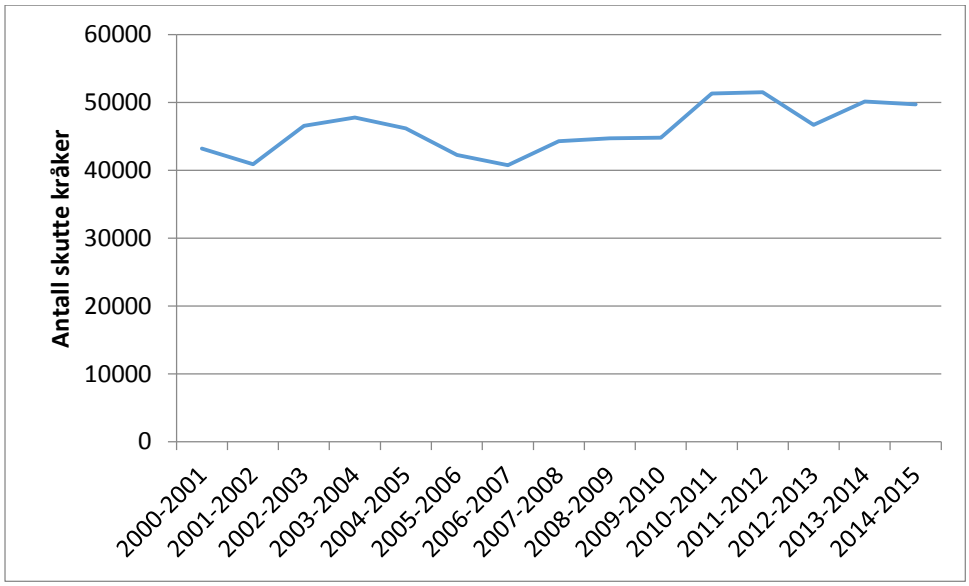
Figur 2.30.2. *Bestandsutvikling hos kråke i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

Hekkebestanden i Norge er anslått til 150 000 – 300 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene indikerer stabil bestand for perioden 1996-2013 (**figur 2.30.2**) (Kålås et al. 2014). For siste 15-års periode er det rapportert en nedgang i hekkebestanden i Sverige (Green & Lindstrøm 2014), mens det samlet for Europa er tegn til en liten bestandsvekst for perioden 1998-2012 (EBCC 2014). Basert på denne informasjonen er kråka ikke oppført på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

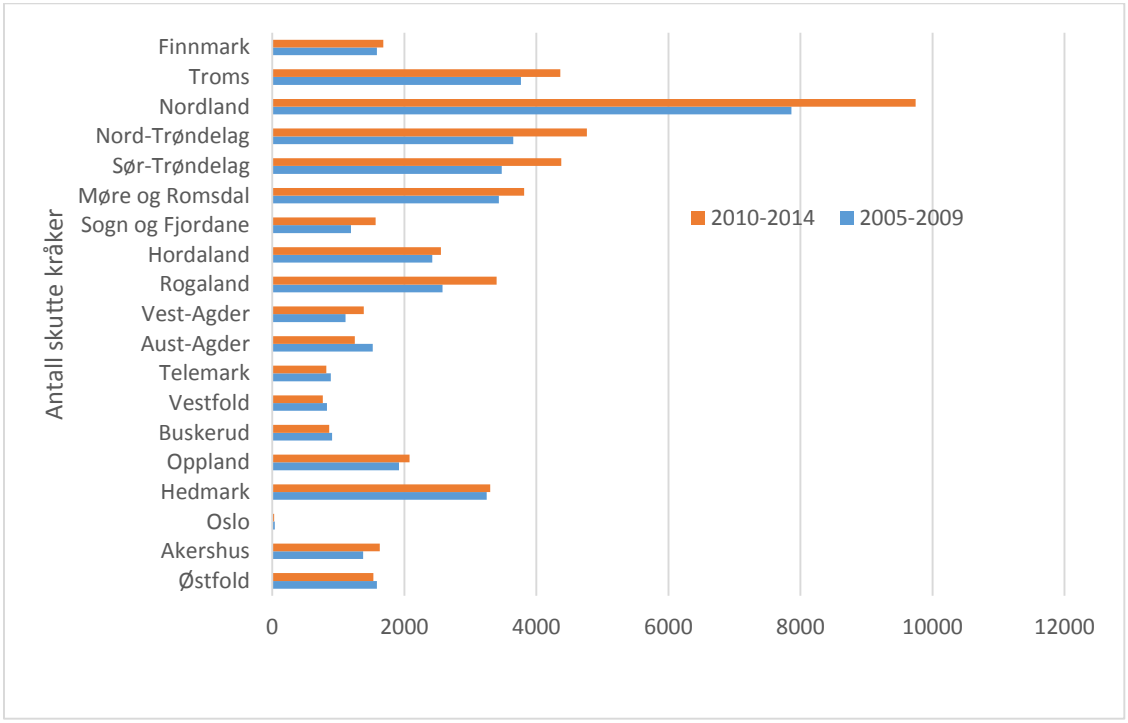
2.30.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet fra 15.07 til og med 31.03.

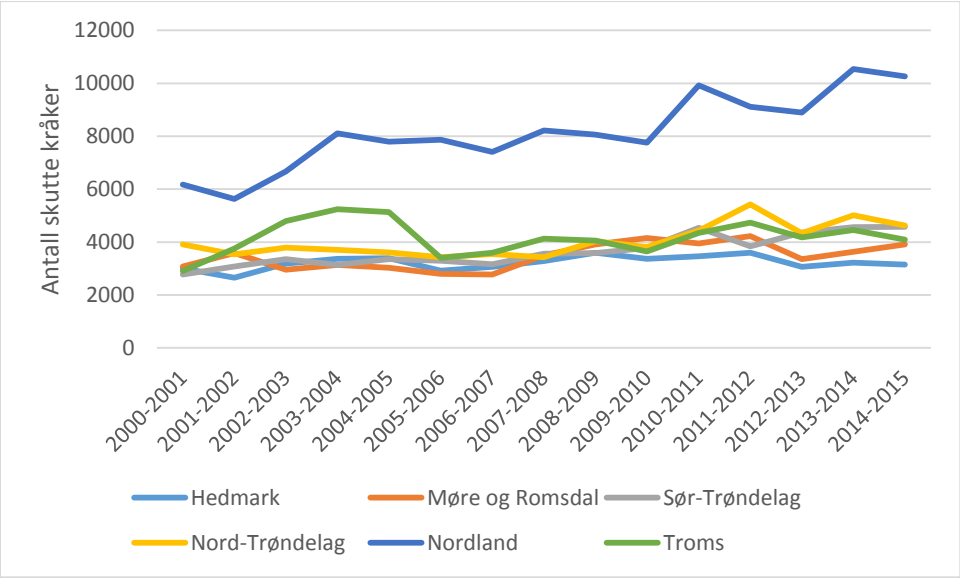
Jaktuttaket av kråke har variert fra ca. 40 000 fugler til mer enn 50 000 fugler i siste 15-årsperiode (**figur 2.30.3**). I de fleste fylkene ble det skutt flere kråker i 5-årsperioden 2010/11-2014/15 i forhold til foregående 5-årsperiode (**figur 2.30.4**). Nordland er det fylket hvor det skytes flest kråker, og hvor uttaket har vært jevnt økende gjennom hele perioden fra årtusenskiftet til i dag (**figur 2.30.5**). For fylkene Hedmark, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Troms har jaktuttaket vært relativt stabilt i samme periode. I 6-årsperioden fra 2009/10 til 2014/15 foreligger også jaktstatistikk på kommunenivå. I denne perioden er det kommunene Hå, Bodø, Tromsø, Ørland, Vestvågøy og Smøla som topper jaktstatistikken (**figur 2.30.6**). Det er imidlertid svært stor variasjon mellom år i den enkelte kommune, noe som kan indikere igangsetting av lokale fangstopplegg av relativt kortvarig karakter. Slike lokale tiltak med for eksempel fangst ved hjelp av kråkefeller kan føre til betydelig uttak av kråker.



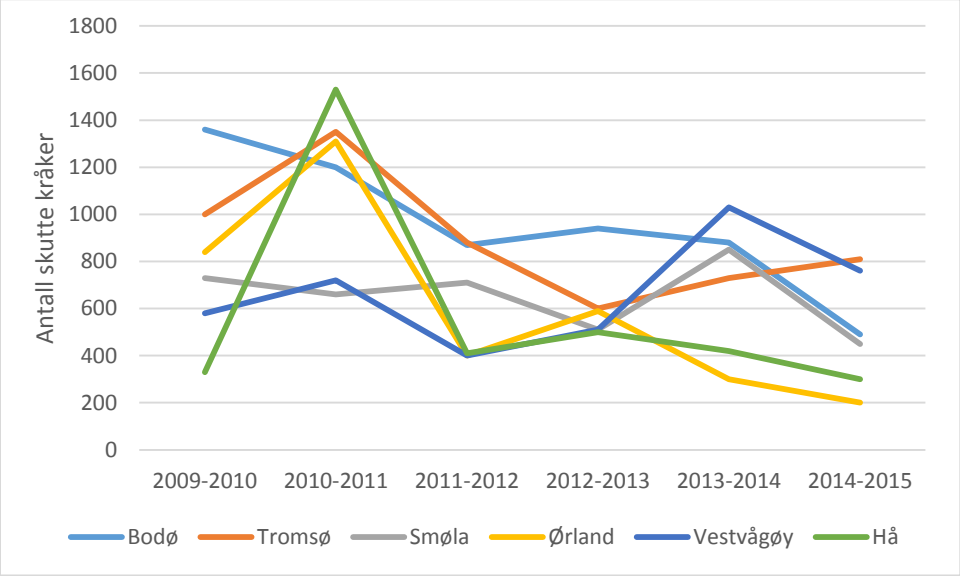
Figur 2.30.3. *Antall skutte kråker på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.30.4. *Gjennomsnittlig antall skutte kråker i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.30.5. *Antall skutte kråker fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.30.6. *Antall skutte kråker fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.30.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov for denne arten. Bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E).

2.30.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

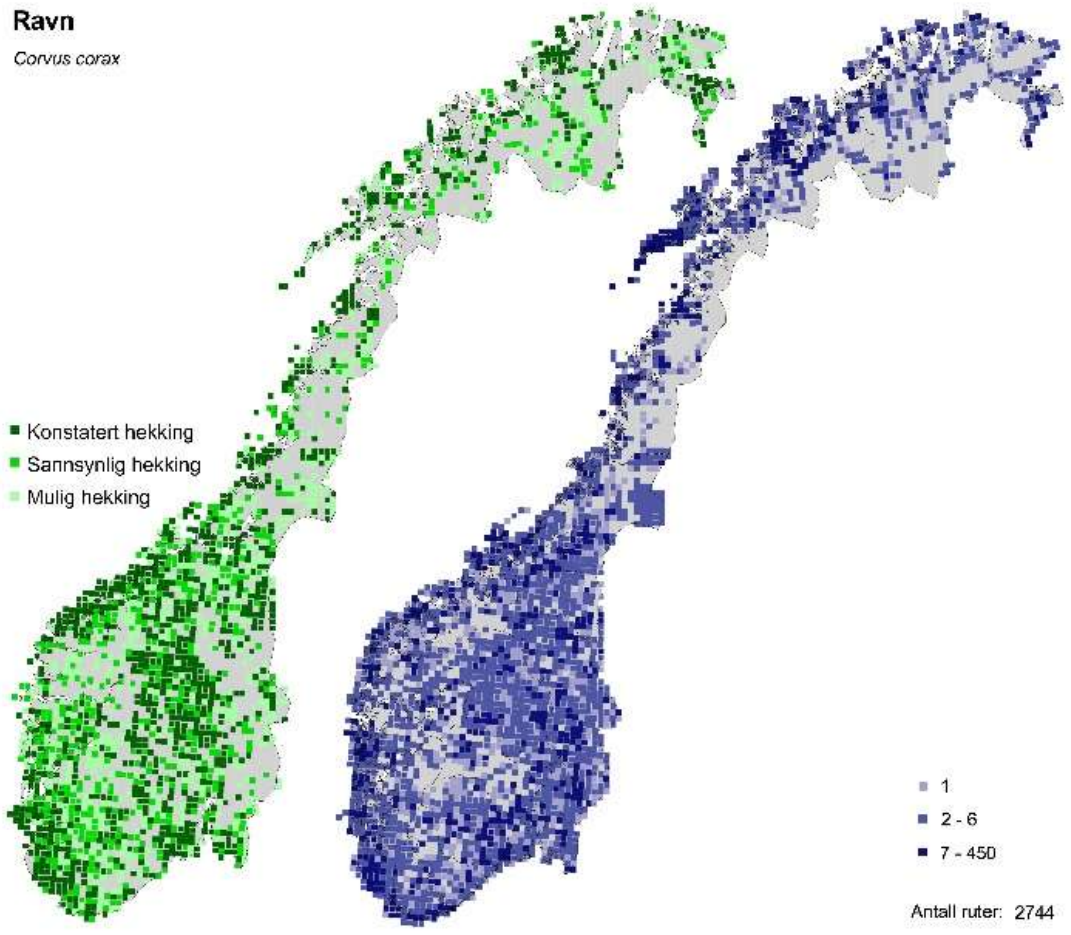
Menneskeskapte endringer har ført til et langt bedre næringsgrunnlag for kråkefugl enn tidligere. En stor bestand av kråkefugl vil føre til større predatorbelastning for arter som er i nedgang enn

om de var store og livskraftige. For eksempel vil små kolonier av måker ha større problemer med å jage vekk ravn og kråke enn større kolonier. Videre er det all grunn til å tro at kråka er en konkurrent for hubro på kysten, fordi den beskatter en større næringsverdi enn det den selv representerer som mat for hubro. I tillegg kommer stressbelastningen som kråkeflokker kan utgjøre for hubro ved mobbing (Pearson 2014). Dette er momenter det er viktig å ha med i vurderingene av den fremtidige forvaltningen av kråke og det er slik sett mange grunner til å opprettholde beskatningen av kråka på dagens nivå.

2.31 Ravn (*Corvus corax*)

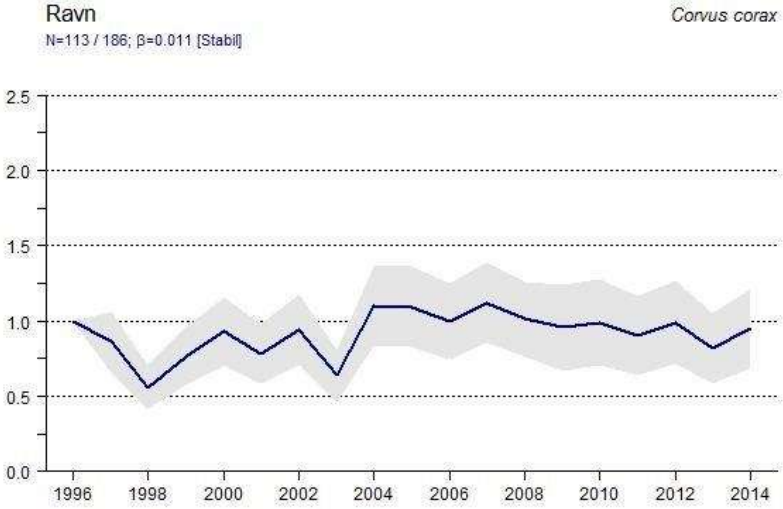
Ravnen er vidt utbredt i størstedelen av Europa, i Afrika nesten sør til Ekvator, i det meste av Asia unntatt fra India til Kina og Japan. I Nord-Amerika finnes den sør til Yacatan i Mexico. I Norge hekker ravnen i hele landet fra de ytterste øyer til høgfjellet. Hekkefuglene holder seg i territoriet sitt hele året, mens yngre fugler streifer mer omkring.

2.31.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 2.31.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) ravn i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994-2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Som vist i **figur 2.31.1** finner vi ravn hekkende fra den ytterste skjærgård til høgfjellet over hele landet. Ravn overvintrer i de samme områdene som vi finner den hekkende, men ungfugler kan streife omkring og gjerne opptre hyppig i kystnære områder (**figur 2.31.1**).



Figur 2.31.2. *Bestandsutvikling hos ravn i Norge i perioden 1996-2014 basert på resultater fra hekkefugltaksering (HFT), den intensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-I) og den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E) (etter Kålås et al. 2014). Se* ***figur 2.20.2*** *for figurforklaring.*

Hekkebestanden av ravn i Norge er anslått til 20 000 – 80 000 par (Shimmings & Øien 2015). Hekkefugltakseringene indikerer relativt stabil bestand for 18-årsperioden 1996-2013 (**figur 2.31.2**) (Kålås et al. 2014). For siste 20-års periode har også den svenske bestanden vært relativt stabil (Green & Lindstrøm 2014), og samlet for Europa er det rapportert om små bestandsendringer fra 1990 fram til 2012 (EBCC 2014). Basert på denne informasjonen er ravn ikke oppført på Norsk rødlista 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

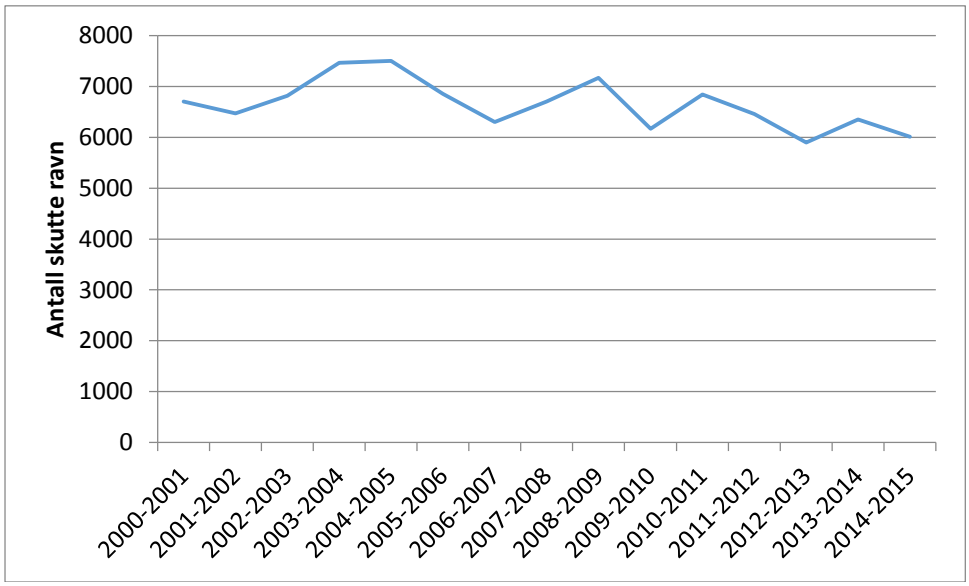
2.31.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: Hele landet i perioden fra 10.08 til og med 28.02/29.02, med unntak nevnt nedenfor. I Troms og Finnmark i perioden fra 10.08 til og med 15.03.

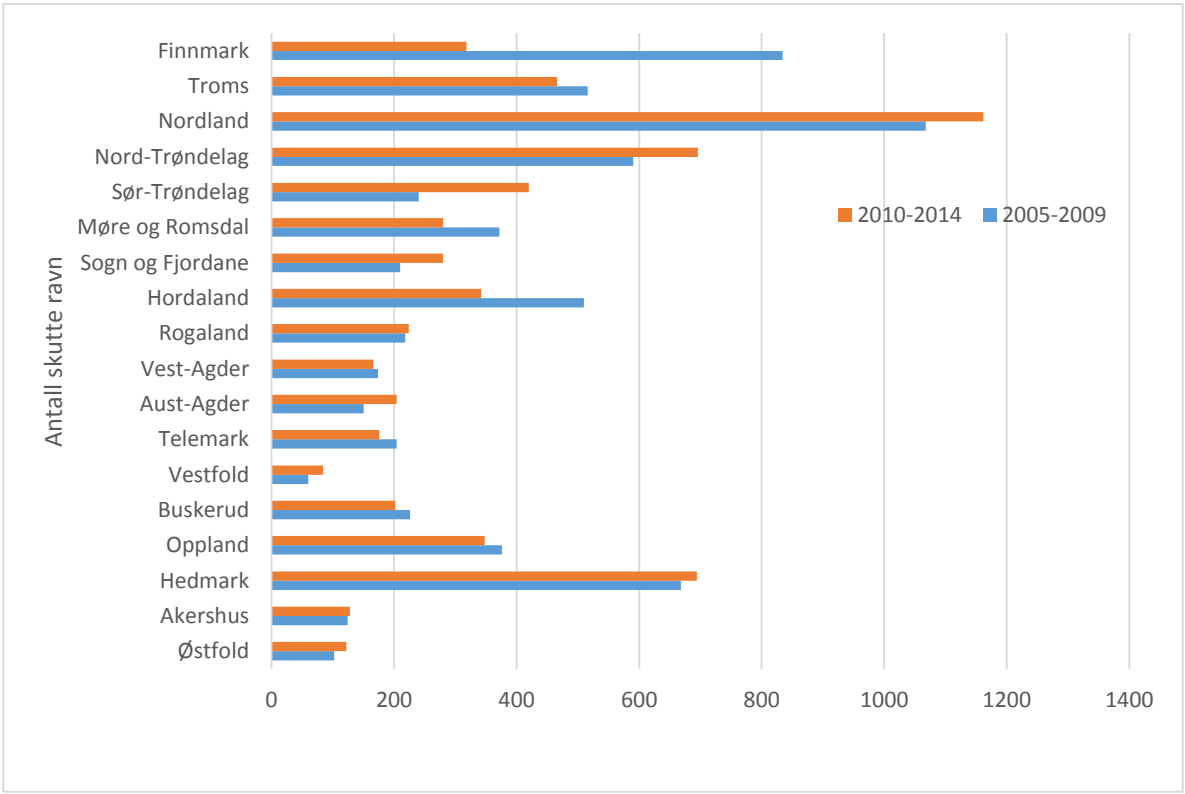
Jaktuttaket av ravn har variert mellom ca. 6 000 og 7500 fugler i siste 15-årsperiode (**figur 2.31.3**). Gjennomsnittlig antall skutte ravn i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15 varierer mye mellom fylker (**figur 2.31.4**). I enkelte fylker ble det skutt mest ravn i første periode, men i andre fylker er bildet det motsatte (**figur 2.31.4**). Dette kan skyldes lokale tiltak av relativt kortvarig art, gjerne med bruk av kråkefeller.

I Nordland er det gjennom hele perioden fra årtusenskiftet til 2014/15 skutt flest ravn på fylkesbasis og uttaket har vært jevnt gjennom hele perioden (**figur 2.31.5**). Også i fylkene Hedmark, Finnmark og Troms er det felt et relativt stort antall ravn, men med store variasjoner mellom år (**figur 2.31.5**). I 6-årsperioden fra 2009/10 til 2014/15 foreligger også jaktstatistikk på kommunenivå. I denne perioden er det Hitra som topper jaktstatistikken (**figur 2.31.6**). Det er imidlertid svært stor variasjon mellom år i den enkelte kommune, noe som kan indikere igangsetting av lokale fangstopplegg av relativt kortvarig karakter. Slike lokale tiltak med for eksempel fangst ved hjelp av kråkefeller kan føre til betydelig uttak av ravn.

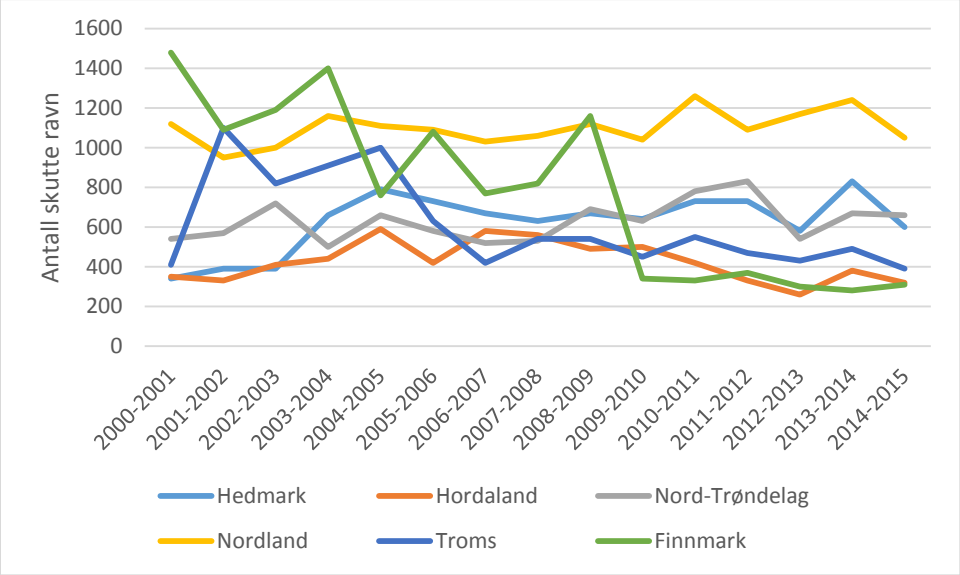
Det er imidlertid dårlig overensstemmelse mellom tallene for Hitra i jaktsesongen 2013/14 fra SSB og de 236 ravn som ble publisert felt av Pearson (2014). Dette kan tyde på en betydelig underrapportering av felt ravn til SSB.



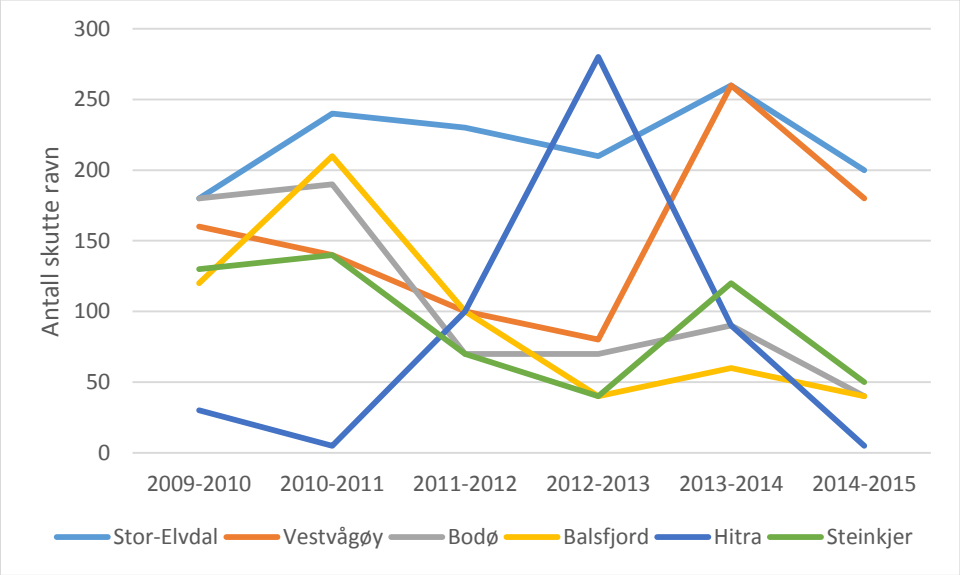
Figur 2.31.3. *Antall skutte ravn på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.31.4. *Gjennomsnittlig antall skutte ravn i de to 5-årsperiodene 2005/06-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.31.5. *Antall skutte ravn fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 2.31.6. *Antall skutte ravn fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

2.31.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

I dag foregår bestandsovervåking av ravn som del av den ekstensive terrestriske naturovervåkingen (TOV-E). Det er allikevel behov for å øke antall overvåkingsområder for å forbedre denne.

2.31.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Menneskeskapte endringer har ført til et langt bedre næringsgrunnlag for kråkefugl enn tidligere. En stor bestand av kråkefugl vil føre til en større predatorbelastning for arter som er i nedgang enn om disse bestandene var store og livskraftige. For eksempel vil små kolonier av måker og alkefugl ha større problemer med å jage vekk ravn og kråke enn større kolonier.

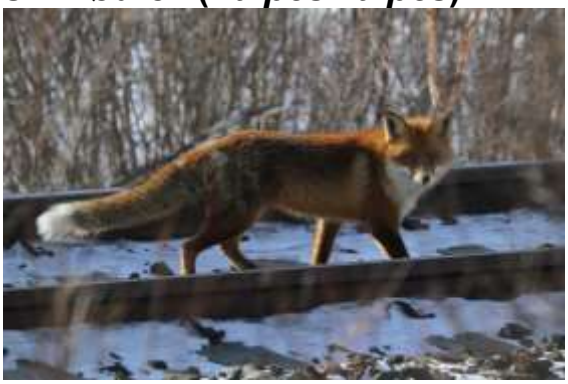
Videre er det all grunn til å tro at ravn representerer en større ulempe for hubro på kysten ved at de predaterer hardt på mange av hubroens viktigste byttedyr i hekkesesongen. Ravnens næringsmessig verdi (som mat) for hubro synes å være av mindre betydning. I tillegg kommer den stressbelastning der flokker av ravn og kråke mobber hubro (Pearson 2014).

I forvaltningen av jaktbart småvilt er det viktig å ha kunnskap om bestandens størrelse og produksjon. Bestandsutviklingen overvåkes av den ekstensive terrestrisk naturovervåkingen (TOV-E), men som påpekt i **kap. 2.31.3**, er det behov for å øke antall overvåkingsområder.

Uttak av ravn i fjellet kan ha negative effekter for jaktfalken som er avhengig av intakte ravnereir for å kunne hekke. Det er registrert tilfeller hvor jaktfalk ikke har gått til hekking grunnet mangel på tilgjengelig hekkeplass i form av ravnereir (J.O. Gjershaug upubl.). Dette er kunnskap som er viktig å ha med i vurderingene av forvaltningen av arten.

3 Artsvis gjennomgang av status for pattedyr

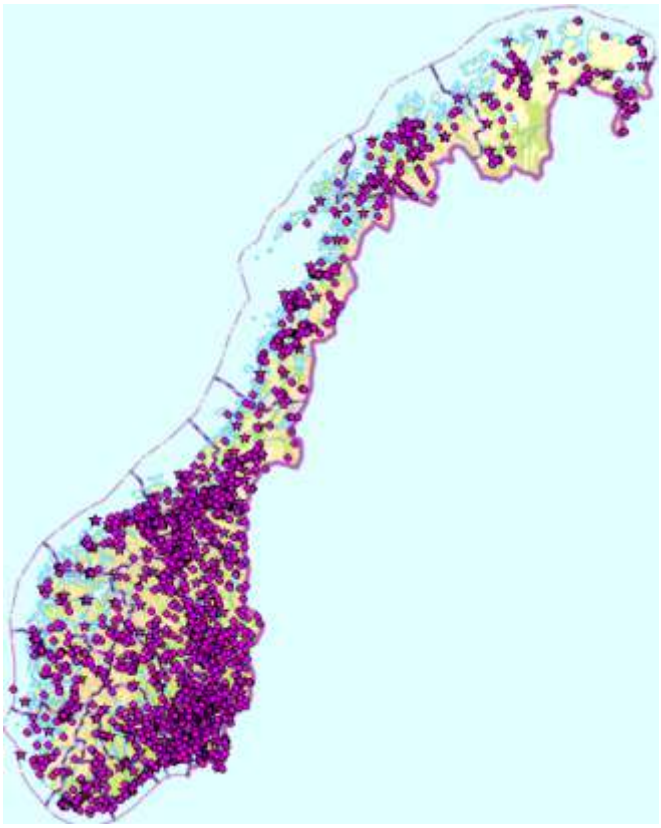
3.1 Rødrev (*Vulpes vulpes*)



Rødrevens tilpasningsevne har bidratt til at arten har etablert seg over store deler av kloden. Rødrev er vanlig i store deler av Eurasia, Nord-Amerika, Nord-Afrika. Island er et av de få stedene i Europa hvor arten ikke finnes. I tillegg har rødrev i nyere tid blitt innført til Australia, og andre sydlige øyer. Der den er aktivt flytta av menneske, regnes den som en invasjonssart, som har stor negativ effekt på stedegne arter, særlig bakkehekkende fugl. I Norge finner vi rødrev både langs kysten, i innlandet, i lavlandet og på fjellet. Byer og tettsteder er også attraktive tilholdssteder.

3.1.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Etter at rødrevbestanden fikk en kraftig knekk på 1980-tallet har bestanden hentet seg inn igjen. Som vist i **figur 3.1.1** er det gjort observasjoner av rødrev praktisk talt over hele landet. Den noe sparsomme rapporteringa i deler av Finnmark, skyldes sannsynligvis mer en manglende rapportering enn en mangel på rødrev. Selv om det ikke finnes gode bestandstall for rødrev er det grunn til å tro at bestanden de siste 10-20 åra har vært i svak vekst. Dette indikeres også av jaktstatistikken gitt at denne i rimelig grad gjenspeiler endringer i bestanden. Imidlertid er bestandsutviklingen usikker.

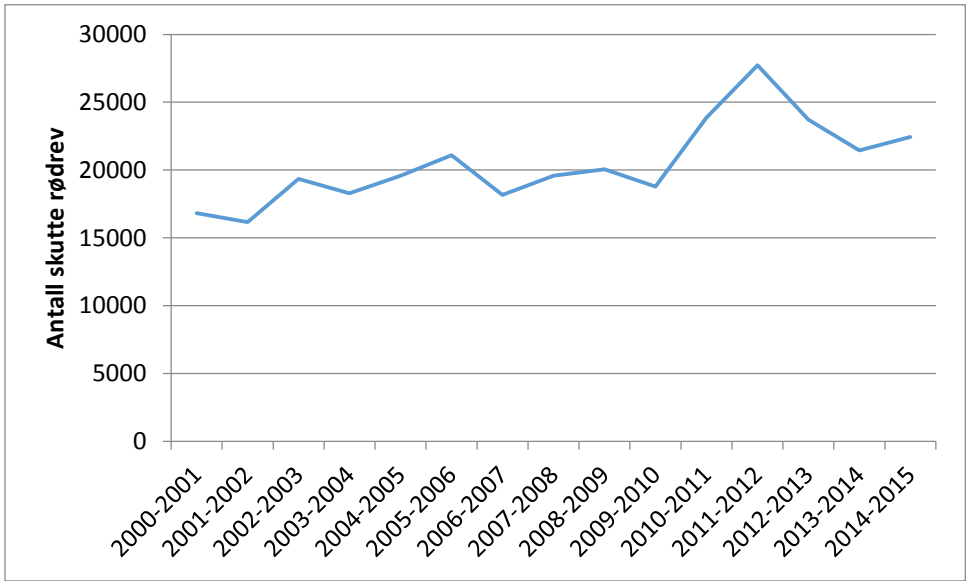


Figur 3.1.1. *Rapporterte observasjoner av rødrev til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

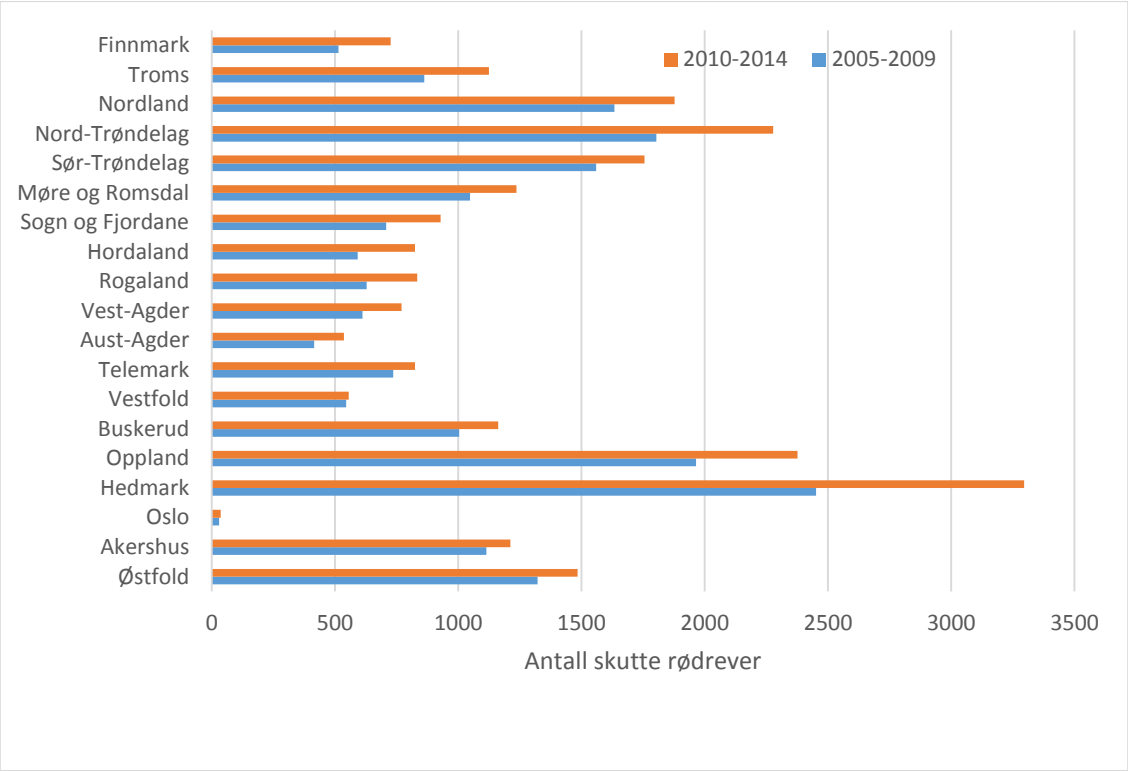
3.1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet 15.07 til og med 15.04

Som vist i **figur 3.1.2** ble det årlig felt mellom 15-20 000 rødrever i perioden 2000/01 til 2009/10. Avskytingen økte til i underkant av 28 000 i 2011/12. I de tre siste sesongene har fellingstallet på ny avtatt. Det er svært langt igjen til toppen i avskytning i 1973/74 da godt over 65 000 rødrever ble skutt. Nedgangen i så vel bestanden som avskytning på slutten av 1970-tallet og fram til 1990-tallet skyldes reveskabben som desimerte bestanden kraftig. Det er interessant å se at vi med litt godvilje kan si at vi har topper i avskytingen i sesongene 2002/03, 2005/06, 2008/09 og helt tydelig i 2011/12. Dette viser et godt gammelt mønster med karakteristiske topper hvert 3. år. Toppene sammenfaller eller er litt forskjøvet i forhold til tilsvarende topper i smågnagerbestandene (Framstad 2014). Det samme mønsteret finner vi hos en annen predator som er avhengig av gode smågnagerår, røyskatten (se **kap 3.2.2**).

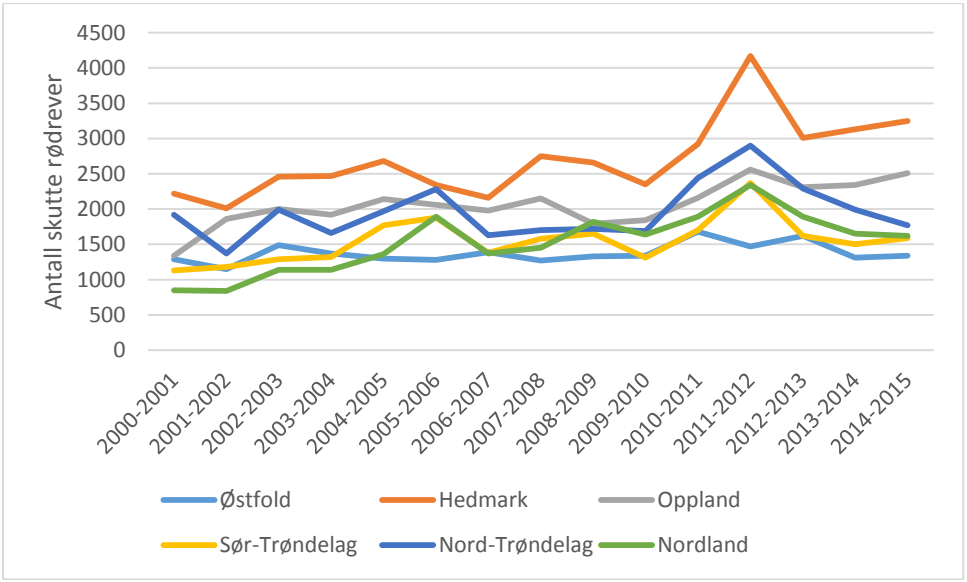


Figur 3.1.2. *Antall skutte rødrever på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



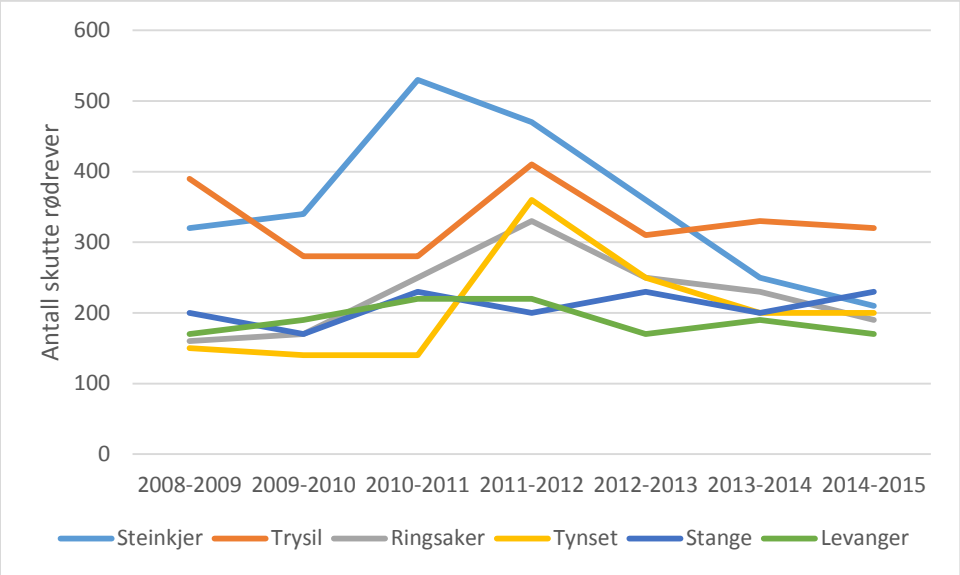
Figur 3.1.3. *Gjennomsnittlig antall skutte rødrever i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall rødrever skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 3.1.3**. I samtlige fylker er det skutt flere rødrever i siste periode sammenlignet med første, noe som gjenspeiler endringen på landsbasis (**figur 3.1.2**).



Figur 3.1.4. *Antall skutte rødrever fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte rødrever er høyest. Data er hentet fra SSB.*

I likhet med fellingstall for landet som helhet viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte rødrever en svak oppgang til 2011/12 for så å avta (**figur 3.1.4**). Det synes som om fylker med høy avskytning har en noe sterkere økning i perioden enn fylker med noe lavere avskytning. Det er også mulig å se den samme dynamikken i toppår på fylkesnivå som vi ser på landsbasis (**figur 3.1.3**), men det er ikke alle fylkene som viser toppår samme år, bortsett fra den tydeligste toppen i 2011/12 hvor bare Østfold viser et avvikende mønster (**figur 3.1.4**). Dette samsvarer med vår kunnskap om at smågnagerår ikke alltid inntreffer samtidig over hele landet (e.g. Framstad 2014).



Figur 3.1.5. *Antall skutte rødrever fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte rødrever er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 7-årsperioden 2008/09 til 2014/15 finnes også fellingstall for rødrev oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). I **figur 3.1.5** vises de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte rødrever. Som vi ser kan vi også på kommunenivå, i alle fall for noen kommuner, se en topp i 2011/2012. Det er imidlertid vanskelig å si, uten mer detaljert informasjon om jaktutøvelsen, hvorfor kommuner som Levanger og Stange synes å vise svakere respons på smågnagertilgang enn Ringsaker, Tynset og Trysil. Noe av variasjonen vi ser kan også skyldes tilfeldigheter siden antallet skutte rødrever per kommune og år er relativt lavt. I noen områder av landet, for eksempel i Hedmark, har det blitt fokusert på rødreven som småviltpredator og derved et interessant jaktobjekt. Dette bidrar nok til at flere kommuner i Hedmark finnes i **figur 3.1.5**.

3.1.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Rødreven har en økologisk nøkkelfunksjon i mange av våre økosystem fra fjære til høyfjell og fra sør til nord. Forvaltning av arten gir derfor utfordringer, spesielt med hensyn på å ivareta biologisk mangfold. Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det i liten grad kjent om denne reflekterer rødrevbestanden på en god måte. Det kan derfor hevdes at det per dags dato mangler helhetlige og nasjonsdekkende registreringer av rødrevens utbredelse og bestandstettheter i Norge.

3.1.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Årsaken til rødrevens ekspansjon både i antall og geografisk utbredelse er trolig sammensatt av mange ulike faktorer drevet av mennesket. En av hypotesene bak rødrevens ekspansjon i høyfjellet er reduksjon i bestandene av de store rovdyrene (ulv og jerv). Man kan derfor lure på om

rødreven har greid å etablere seg i fjellområder der jerven har hatt lite tillhold gjennom lengre tid?

Klimaendring har sannsynligvis også fremmet rødrevens utbredelse i høyfjellet, både direkte ved at en art som fysiologisk ikke er tilpasset høyfjellsklimaet har fått bedre livsbetingelser og indirekte gjennom at næringsgrunnlaget har blitt mer stabilt.

Økt bæreevne for rødrev har trolig stor effekt på andre arter, men man har hittil liten kunnskap om rødrevens økologi i høyfjellet (alpine tundraen), og derfor vet man også lite om hvilken innvirkning den kan ha på karakteristiske høyfjellsarter. Eventuelle endringer på artsnivå kan på lang sikt medføre endring i artsdiversiteten, kortere næringskjeder og forenkling og homogenisering av økosystemene. Bakenforliggende mekanismer kan virke gjennom *økt konkurranse* mellom arter og/eller *mer predasjon* på arter. Eksempelvis så er det er i dag sterk mistanke om at rødreven har hatt en sentral rolle i den sammenfallende tilbakegangen av smågnagerspesialister; som fjellrev, snøugle, fjellvåk og snømus. Det er også grunn til å anta at en ekspansjon av en generalistpredator, som rødreven, vil kunne påvirke bestandene av andre jaktbare arter som rype og hare som er tilpasset et naturlig høyfjellsøkosystem.

Som nevnt i **kap 3.1.3** bør en pålitelig estimering av rødrevbestandens størrelse og geografiske fordeling etableres. For denne arten kan det være interessant å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» i noe større grad for eventuelt å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, inkludert rødrev, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera.

3.2 Røyskatt (*Mustela erminea*)

Røyskatt finnes i hele Europa, unntatt Middelhavsområdene. Arten er trolig det rovpattedyret i Norge med størst utbredelse, og arten forekommer i stort sett alle naturtyper. Røyskatt har imidlertid forkjærlighet for åpent terreng med smutthull der det er mulig å gjemme seg, som for eksempel i steingjerder eller ur.

3.2.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

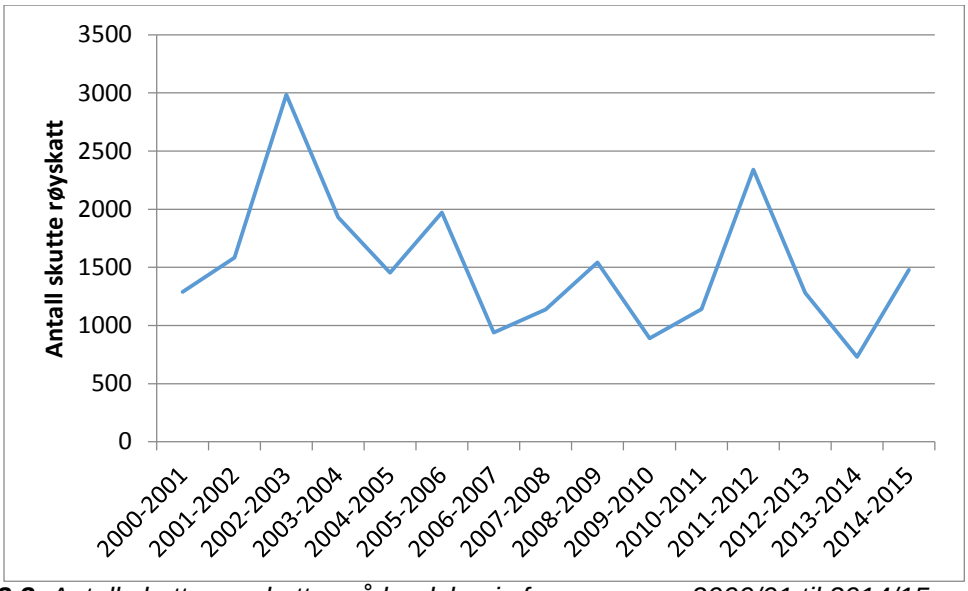
Det er gjort observasjoner av røyskatt praktisk talt over hele landet (**figur 3.2.1**) og røyskatt er da også det rovpattedyret som har størst utbredelse i landet (Bevanger 2012). På lik linje med mår ble det fanget mye røyskatt på 1980-tallet med en topp i 1989/90 da over 10500 røyskatter ble skutt/fanget (SSB 2015). Selv om det ikke finnes gode bestandstall for røyskatt er det grunn til å tro at bestanden de siste 10-20 åra har vært relativt stabil, men med små svingninger bl.a. avhengig av smågnagertilgang. Også jaktstatistikken indikerer en relativt stabil bestand gitt at denne i rimelig grad reflekterer bestanden. Det er svært lenge siden røyskatt har blitt skutt/fanget for pelsverkets skyld og slik sett påvirket av skinnprisene. Det er derfor grunn til å tro at jaktstatistikken på landsbasis (**figur 3.2.2**) er en god indikator på røyskattbestandens størrelse.

Figur 3.2.1.*Rapporterte observasjoner av røyskatt til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

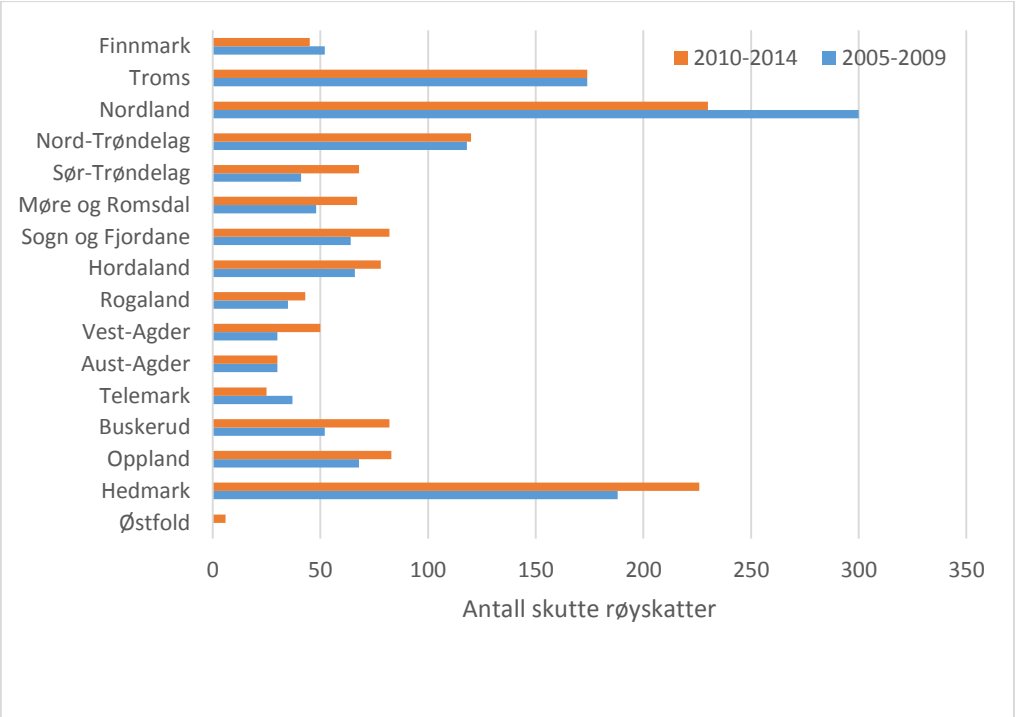
3.2.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 21.08 til og med 15.03.

Som vist i **figur 3.2.2** ble det årlig felt omtrent 750 – 3000 røyskatter i perioden 2000/01 til 2014/15, med topp i sesongene 2002/03, 2005/06, 2008/09 og 2011/12. Avskytningen har i hele perioden vært relativt stabil, men med de karakteristiske toppene hver 3. år. Toppene sammenfaller eller er litt forskjøvet i forhold til tilsvarende topper i smågnagerbestandene (Framstad 2014). Dette er et klassisk mønster som viser avhengigheten av god smågnagertilgang for at røyskatten skal ha vellykket reproduksjon.

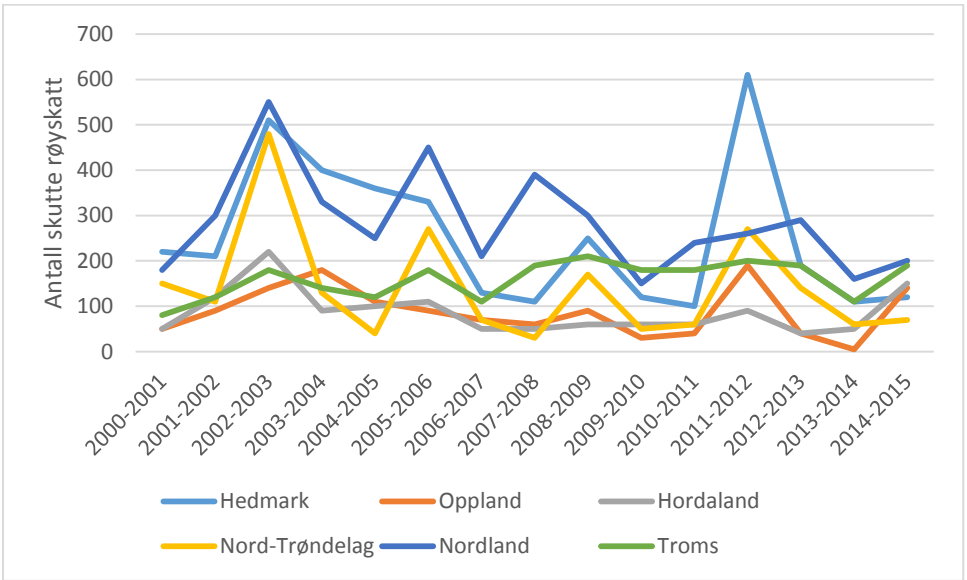


Figur 3.2.2. *Antall skutte røyskatter på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB***.**



Figur 3.2.3. *Gjennomsnittlig antall skutte røyskatter i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall røyskatter skutt/fanget på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 3.2.3**. Med unntak av Nordland er det ingen store forskjeller mellom de to periodene i noe fylke. Dette bildet finner vi også igjen i **figur 3.2.4** hvor vi ser at Nordland har relativt sett høyere avskytningstall i perioden 2005-2009 enn i siste periode. For øvrig ser vi at fylker som Hedmark, Nord-Trøndelag og Nordland jevnt over ligger noe høyere enn de øvrige fylkene (**figur 3.2.4**).



Figur 3.2.4. *Antall skutte røyskatter fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte røyskatter er høyest. Data er hentet fra SSB.*

Antall røyskatter skutt eller fanget er så lavt at vi ikke finner grunnlag for å presentere tall på kommunenivå. Slike tall finnes imidlertid fra 2009/10 (SSB 2015).

3.2.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer røyskattbestanden på en god måte. Det kan derfor hevdes at det per dags dato ikke finnes noen pålitelige beregninger av røyskattbestanden i Norge.

3.2.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Som nevnt i **kap 3.2.3** bør det vurderes å etablere en pålitelig estimering av røyskattbestandens størrelse og geografiske fordeling. For denne arten kan det være interessant å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» i noe større grad for eventuelt å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, kanskje også røyskatt, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera.

Siden røyskatten tilhører den norske «urfaunaen» (Bevanger 2012), har den stor bevaringsverdi. Røyskatt er også en av flere opprinnelige arter som kanskje vil bli mer berørt av en eventuell klimaendring enn mange andre arter i norsk fauna. Slik sett vil den også kunne være et barometer for endringer i våre økosystem, i første rekke i fjellet.

3.3 Mår (*Martes martes*)

I Europa finnes mår nordover fra nordlige deler av Spania og Italia og østover til Nord- og Mellom-Asia. Arten finnes imidlertid ikke på Island. I Norge finnes mår i hele landet, unntatt i kyststrøk fra Nordland og nordover. Arten mangler også i store deler av Finnmark.

3.3.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

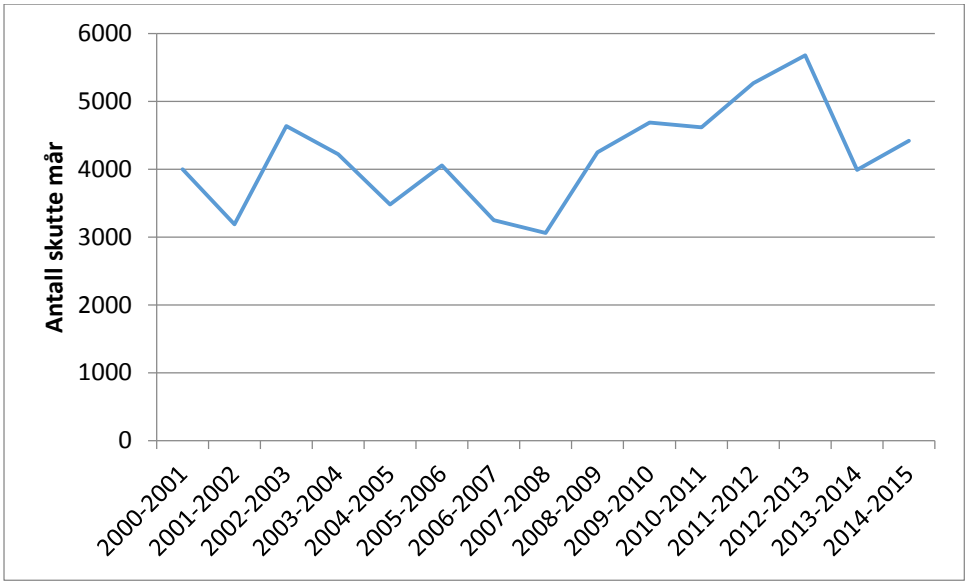
Det er gjort observasjoner av mår praktisk talt over hele landet (**figur 3.3.1**). Med unntak av kysstrøk fra Nordland og nordover og i deler av Finnmark kan vi treffe på mår fra kysten og høyt til fjells. Etter en oppgang i mårbestanden på 1980-tallet grunnet nedgang i rødrevbestanden forårsaket av reveskabb, avtok mårbestanden utover på 1990-tallet. Selv om det ikke finnes gode bestandstall for mår er det grunn til å tro at bestanden de siste 10-20 åra har vært relativt stabil, men med små svingninger bl.a. avhengig av smågnagertilgang. Også jaktstatistikken indikerer en relativt stabil bestand gitt at denne i rimelig grad reflekterer bestanden. Siden prisen på mårskinn, som tidligere i stor grad kunne påvirke fangstinnsatsen, har vært stabilt lav i lang tid, er det grunn til å tro at jaktstatistikken på landsbasis (**figur 3.3.2**) er en god indikator på mårbestandens størrelse.

Figur 3.3.1. *Rapporterte observasjoner av mår til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

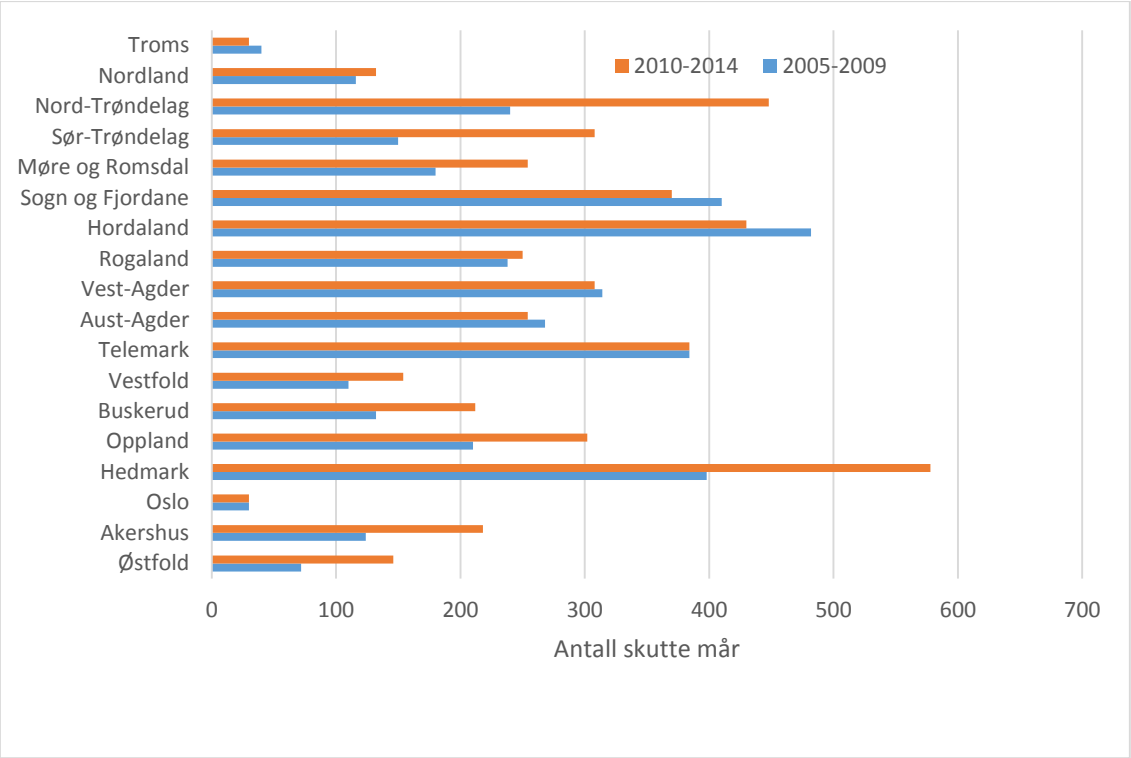
3.3.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 15.11 til og med 15.03.

Som vist i **figur 3.3.2** ble det årlig felt 3000 – 5000 mår i perioden 2000/01 til 2014/15, med unntak av årene 2011/12-2012/13 da det ble skutt/fanget over 5000 mår på landsbasis. Som vi ser har avskytningen i hele perioden vært noenlunde stabil, men med en del variasjon mellom år. I 2010/11 var det til dels store mengder smågnagere i mange deler av landet, og enkelte steder var det bra med smågnagere det påfølgende året (Framstad 2014). Dette kan være en av årsakene til at vi ser høye avskytningstall for mår i disse to sesongene.



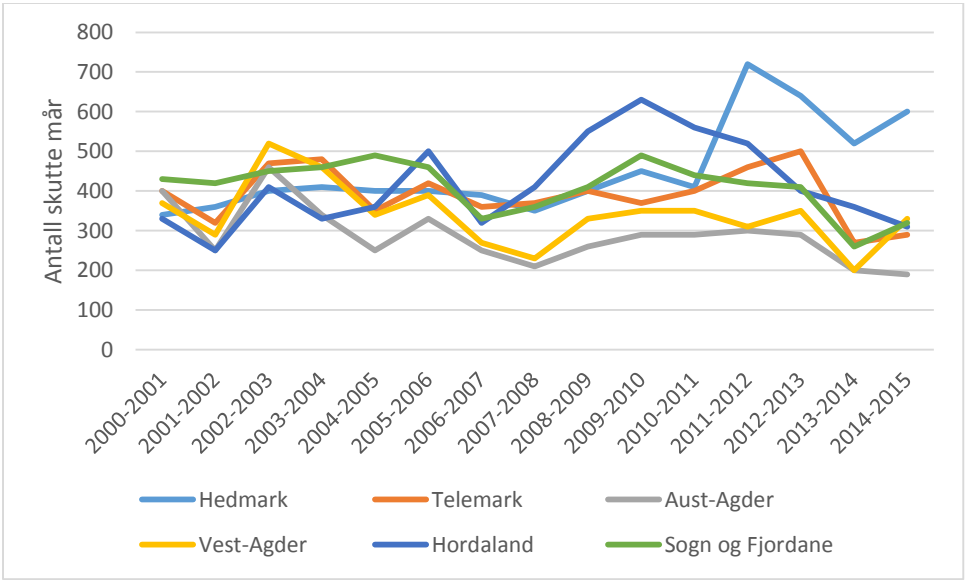
Figur 3.3.2. *Antall skutte mår på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



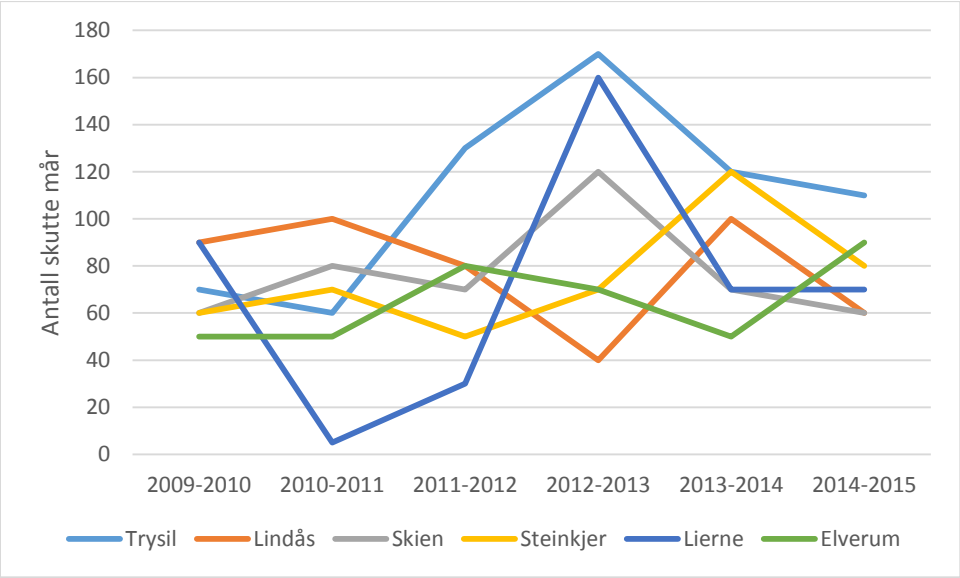
Figur 3.3.3. *Gjennomsnittlig antall skutte mår i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall skutte mår på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 3.3.3**. Med unntak av Hordaland og Sogn og Fjordane er det gjennomgående høyere uttak i siste 5-årsperiode sammenlignet med første. Dette reflekterer oppgangen i antall skutte mår på landsbasis vist i **figur 3.3.2** for de to periodene.

I likhet med fellingstall for landet som helhet viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte mår et relativt stabilt uttak i hele perioden, men med noe større variasjon i fra 2010/11, spesielt for fylker med flest skutte mår (Hedmark, Hordaland, Telemark) (**figur 3.3.4**).



Figur 3.3.4. *Antall skutte mår fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte mår er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 3.3.5. *Antall skutte mår fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte mår er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 6-årsperioden 2009/10 til 2014/15 finnes også fellingstall for mår oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). **Figur 3.3.5** viser de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte mår. Som vi ser er det både kystkommuner og innlandskommuner fra Sør-Norge og Midt-Norge. Det synes ikke å være noen trend i avskytningen som varierer mye mellom år. Dette skyldes sannsynligvis at antallet skutte mår per kommune og år er så lavt at mange tilfeldigheter påvirker materialet. Lierne utmerker seg ved svært stor variasjon mellom år (ukjent årsak).

3.3.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer mårbestanden på en god måte. Det kan derfor hevdes at det per dags dato ikke finnes noen pålitelige beregninger av mårbestanden i Norge.

3.3.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det bør etableres en pålitelig estimering av mårbestandens størrelse og geografiske fordeling. For denne arten kan det være interessant å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» for eventuelt å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, inkludert mår, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera.

3.4 Grevling (*Meles meles*)

Grevling finnes i det meste av Palearktisk; dvs. store deler av Eurasia, nord-, sør- og østover til henholdsvis Polarsirkelen, Middelhavskysten, de nordlige deler av Den arabiske halvøy, Himalaya, Tibet, det sørlige Kina og Japan. I Norge er grevling en vanlig art i hele Sør-Norge nordover til Namdalen. Enkeltindivider er observert helt til Finnmark.

3.4.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

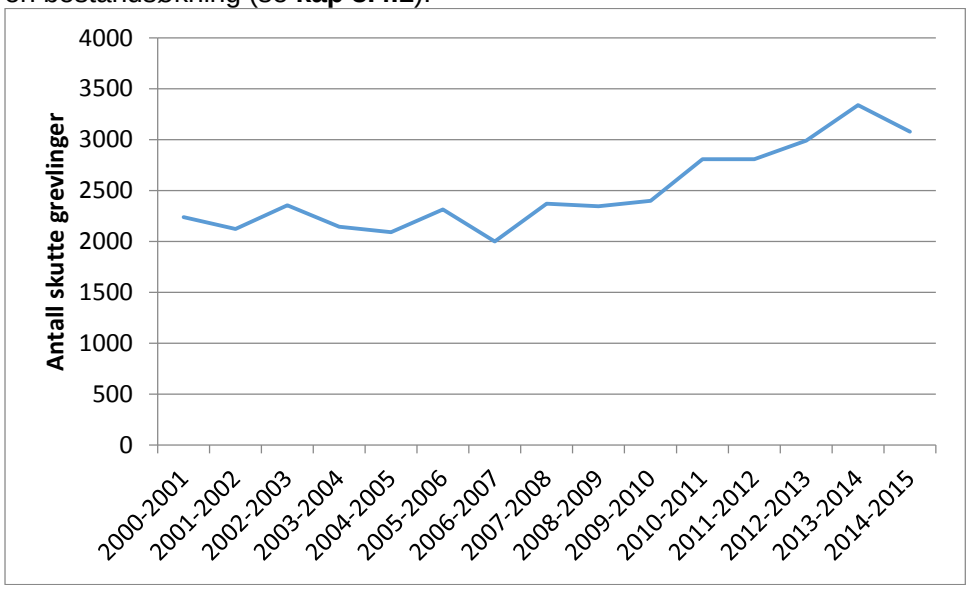
I løpet av de siste 50 år har grevlingen spredt seg nordover og finnes i dag nesten sammenhengende i hele Sør-Norge til Namdalen (**figur 3.4.1**). Unntak finnes allikevel på Vestlandet hvor grevlingen fortsatt har en mer flekkvis utbredelse. Den forekommer også regelmessig i Nordland, men ble først i 2003 skutt i Finnmark (Sør-Varanger) (Bevanger 2012). I de to nordligste fylkene forekommer grevling sporadisk og det finnes ennå sannsynligvis ingen fast stamme. Vi har ingen gode bestandsoverslag for grevling, men hvis man legger jaktstatistikk til grunn (**figur 3.4.2**) og at grevlingen har ekspandert nordover, er det rimelig å anta at bestanden er stabil eller i svak vekst.

Figur 3.4.1 viser rrapporterte observasjoner av grevling til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)

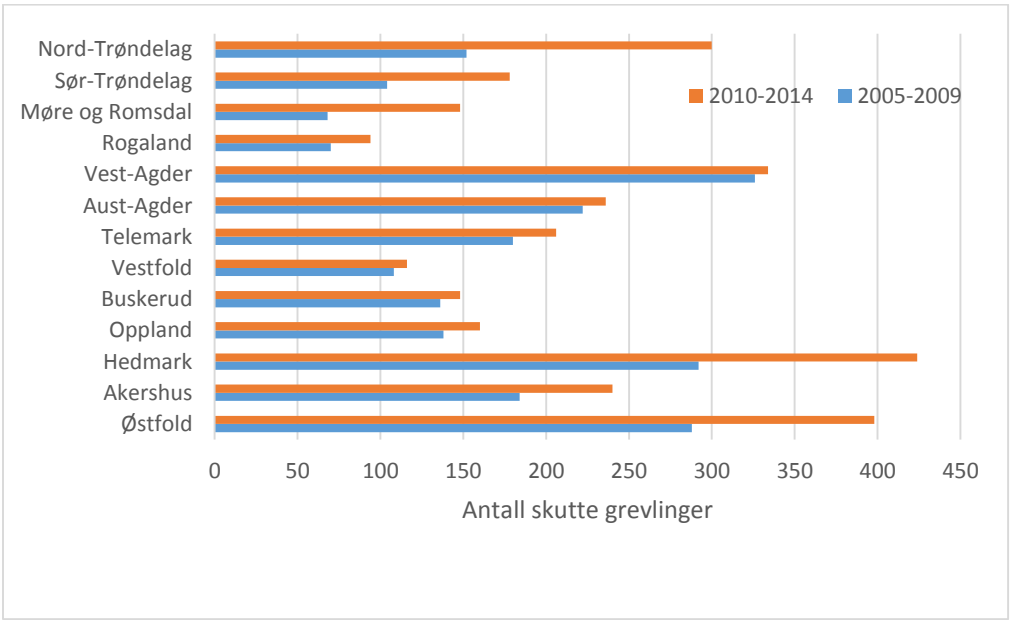
3.4.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 21.08 til og med 31.01.

Som vist i **figur 3.4.2** ble det årlig felt 2000 – 2500 grevlinger i perioden 2000/01 til 2009/10. I den etterfølgende perioden fram til nest siste jaktsesong (2013/14) økte avskytningen til i underkant av 3500 felte grevlinger. Selv om dette kan indikere en svak økning i avskytningen som kanskje startet i 2007/08 er det for tidlig å si om dette er et vedvarende mønster som reflekterer en bestandsøkning (se **kap 3.4.1**).



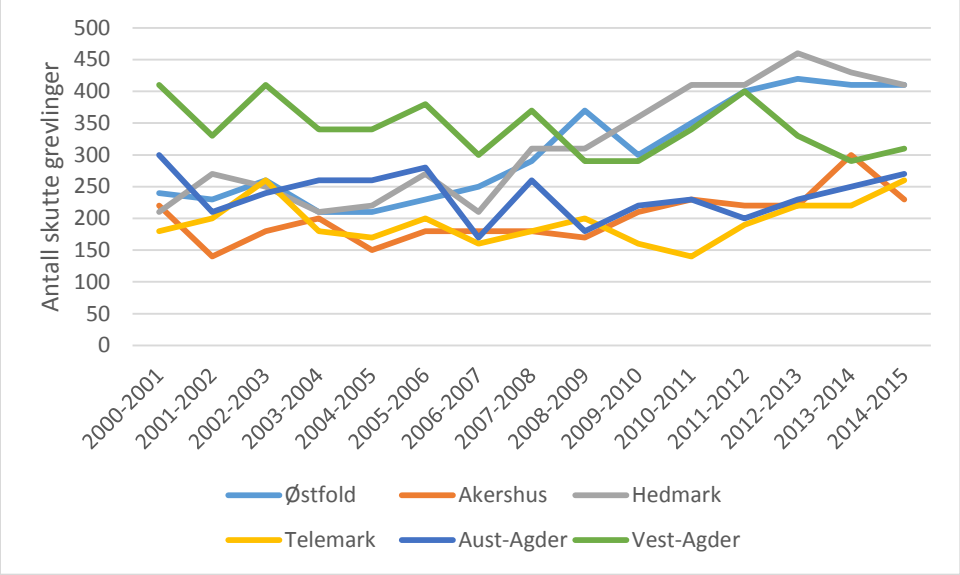
Figur 3.4.2. *Antall skutte grevlinger på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



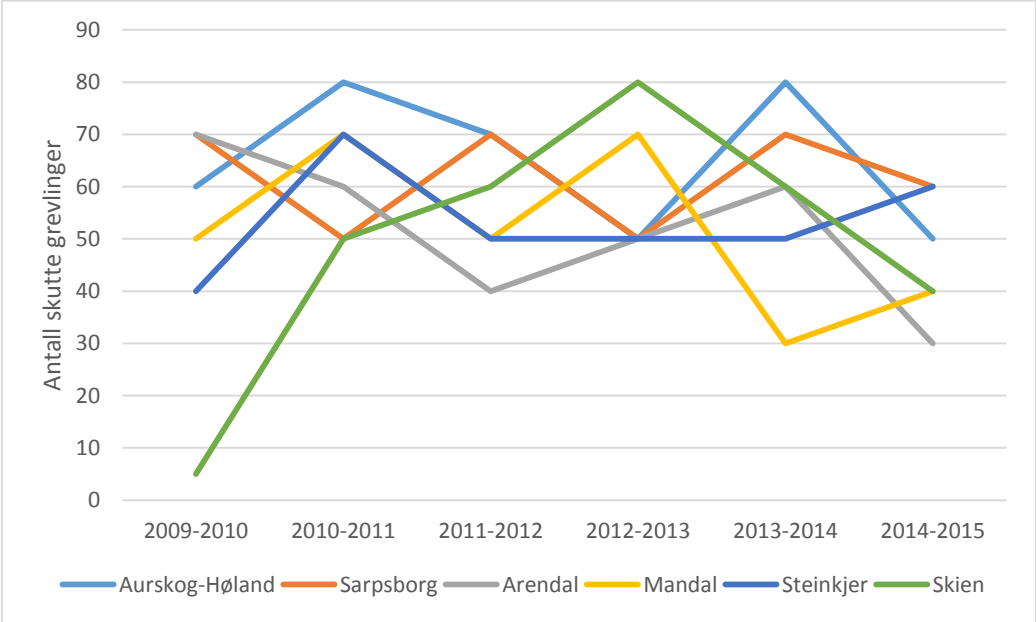
Figur 3.4.3. *Gjennomsnittlig antall skutte grevlinger i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall skutte grevlinger på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 3.4.3**. I alle fylker er det gjennomgående høyere uttak i siste 5-årsperiode sammenlignet med første. Dette reflekterer oppgangen i antall skutte grevlinger på landsbasis (**figur 3.4.2**.).

I likhet med fellingstall for landet som helhet (**figur 3.4.2**) viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte grevlinger er svakt økende trend fra sesongen 2010/11 til 2014/15 (**figur 3.4.4**). Mens Vest-Agder gjennom hele perioden ligger på en relativt høy avskyting og ikke viser noen økning de siste 3-4 sesongene, ligger de andre fylkene lavere i starten av perioden for så å øke mot slutten.



Figur 3.4.4. *Antall skutte grevlinger fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte grevlinger er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 3.4.5. *Antall skutte grevlinger fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte grevlinger er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 6-årsperioden 2009/10 til 2014/15 finnes også fellingstall for grevling oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). I **figur 3.4.5** vises de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte grevlinger. Som vi ser er det både kystkommuner og innlandskommuner fra Sør-Norge og Midt-Norge. Det synes ikke å være noen trend i avskytningen som varierer mye mellom år. Dette skyldes sannsynligvis at antallet skutte grevlinger per kommune og år er så lavt at mange tilfeldigheter påvirker materialet. Skien utmerker seg ved få grevlinger skutt i starten av perioden for deretter å komme opp på nivå med de øvrige kommunene. Om dette skyldes en lokal beskatningskampanje eller andre faktorer vites ikke.

3.4.2 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer grevlingbestanden på en god måte. Det kan derfor hevdes at det per dags dato ikke finnes noen pålitelige beregninger av grevlingbestanden i Norge. En interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, inkludert grevling, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera. Dette kan være viktig, spesielt i lys av mårhundens mulige spredning i Norge. Interaksjoner mellom grevling og mårhund og deres påvirkning på økosystemet er viktig å kartlegge.

3.4.3 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

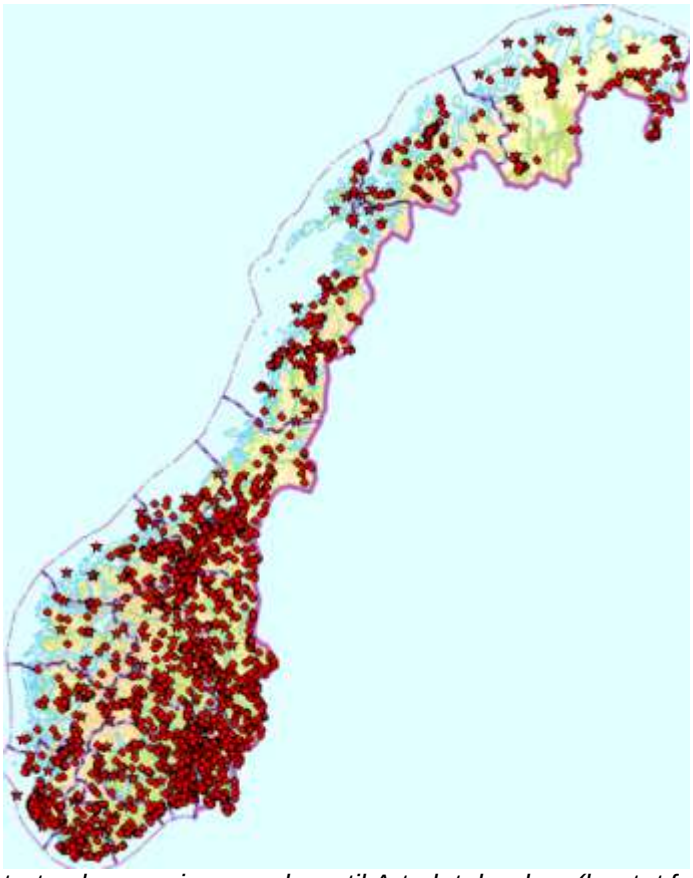
Det bør etableres en pålitelig estimering av grevlingbestandens størrelse og geografiske fordeling. Likeledes bør det fokuseres på konkurranse og interaksjon mellom grevling og mårhund i den grad dette blir en reell problemstilling.

3.5 Hare (*Lepus timidus*)

Haren tilhører et sirkumpolart artskompleks som i tillegg omfatter artene polarhare (*L. arcticus*) (finnes på Grønland og på tundraen i Canada) og Alaskahare (*L. othus*) (finnes i Alaska). Haren har en sammenhengende utbredelse fra Fennoskandia til Øst-Sibir og finnes nord til 77º på Tajmyrhalvøya. I tillegg finnes den i isolerte bestander på større øyer som på Hokkaido, Irland og Skottland, samt i Alpene. I Norge finnes haren over hele landet fra kyst til fjell i en rekke ulike habitater fra jordbrukslandskap, via barskog og løvskog til snaufjellet.

3.5.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Som vist i **figur 3.5.1** er det gjort observasjoner av hare over hele landet. Som for en del andre arter er det sannsynlig at manglende observasjoner i deler av Finnmark mer gjenspeiler en manglende rapportering enn mangel på arten. Etter at harebestanden var til dels svært høy på 1990-tallet har bestanden sannsynligvis avtatt sterkt mange steder i landet, spesielt i Sør-Norge (Pedersen & Pedersen 2012). Også jaktstatistikken indikerer en sterk nedgang gitt at denne gjenspeiler endringer i bestanden, noe det er grunn til å tro (Pedersen & Pedersen 2012).



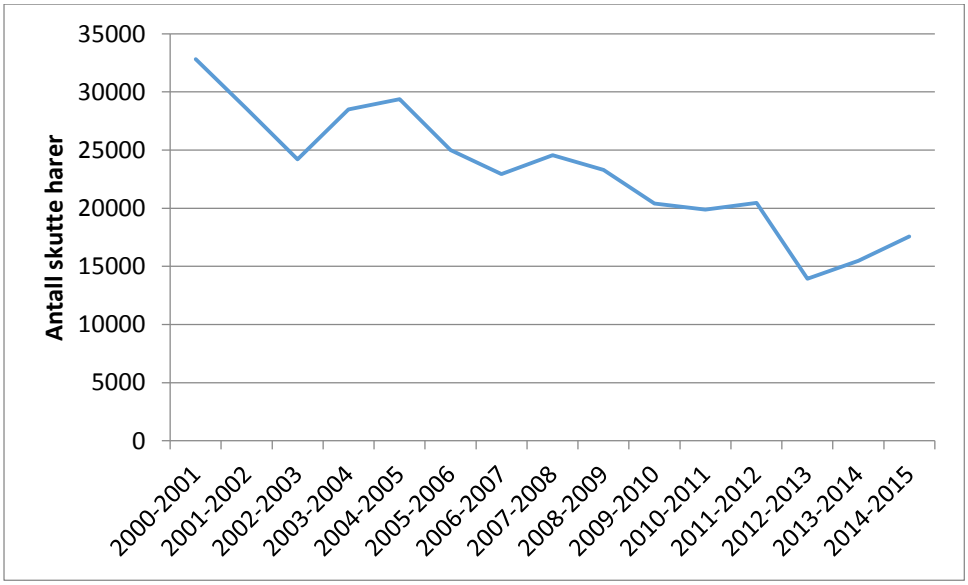
Figur 3.5.1. *Rapporterte observasjoner av hare til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://arts-kart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

3.5.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet, med det unntak som nevnes nedenfor, fra 10.09 til og med 28.02/29.02.

Finnmark og Troms fylker og Narvik, Ballangen og Evenes kommuner samt den delen av Tysfjord kommune som ligger nord for Tysfjorden/Hellemofjorden i Nordland fylke fra 10.09 til og med 15.03.

Som vist i **figur 3.5.2** ble det felt noe over 32 000 harer i sesongen 2000/01, mens dette har avtatt jevnt gjennom hele perioden til ca 17 000 harer i sesongen 2014/15. Men unntak av noen perioder med svak oppgang eller stabilt uttak har hovedtrenden vært en reduksjon i fellingstall. Det har blitt framsatt flere forklaringer på denne nedgangen i fellingstall, men sannsynligvis gjenspeiler dette hovedsakelig en reduksjon i bestanden (Pedersen & Pedersen 2012). Basert på denne informasjonen er hare oppført som NT – nær truet, på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

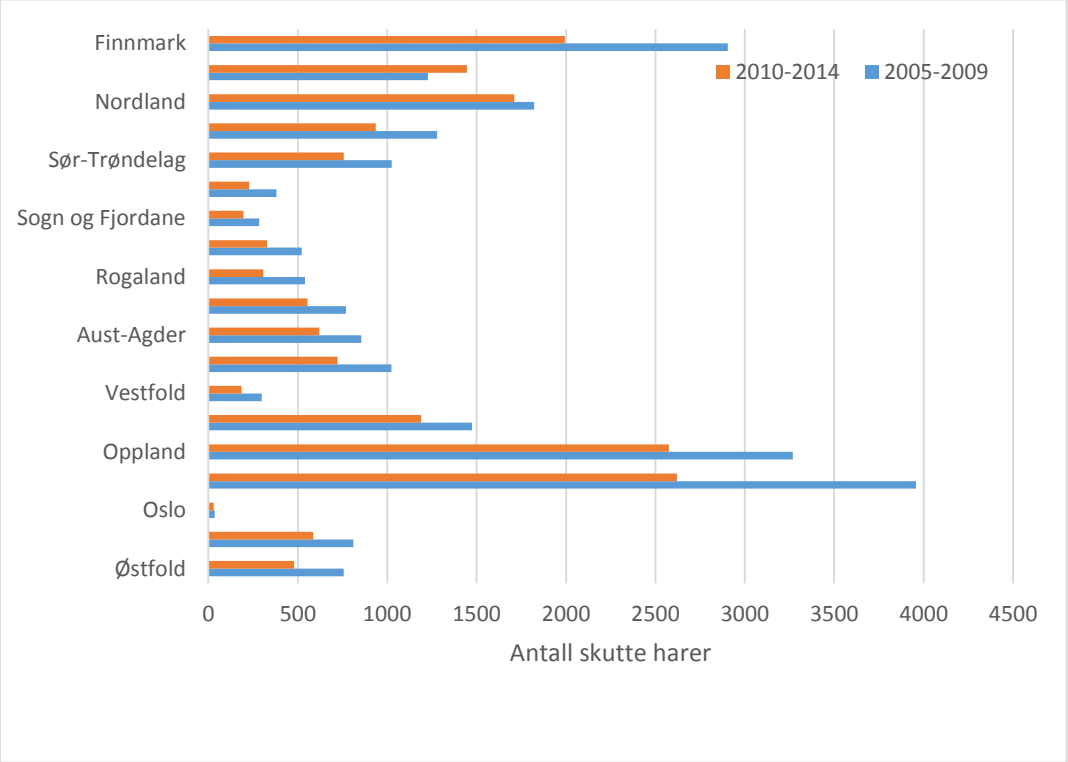


Figur 3.5.2. *Antall skutte harer på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

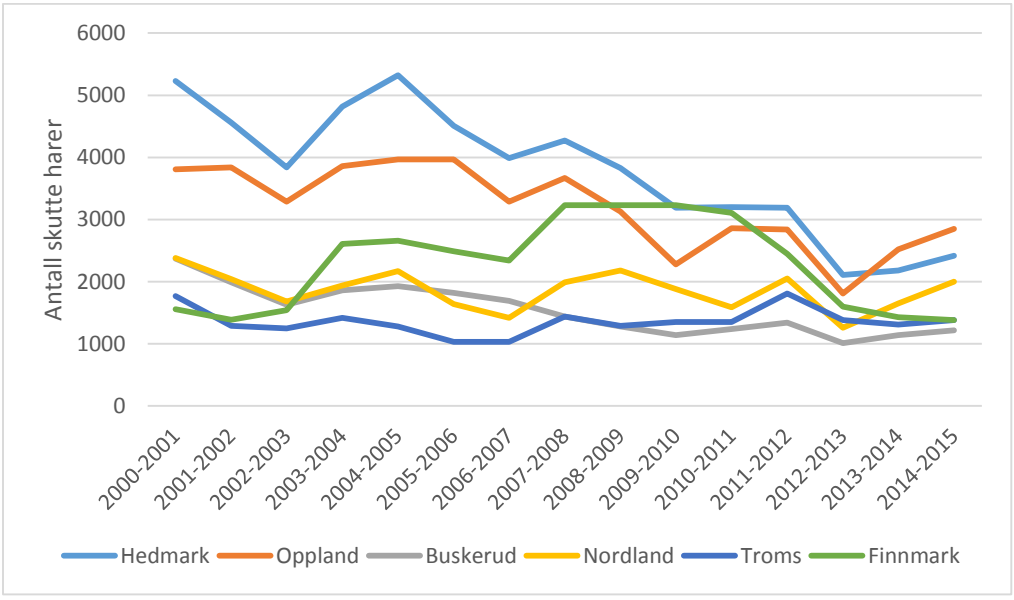
En sammenligning av gjennomsnittlig antall harer skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 3.5.3**. Med unntak av Troms, ser vi at det er skutt til dels vesentlig færre harer i siste periode sammenlignet med første. Dette er i tråd med den generelle nedgangen på landsbasis (**figur 3.5.2**).

Fellingstall for seks fylker med høyest antall skutte harer i perioden 2000/01 til 2014/15 er vist i **figur 3.5.4**. Fylkene i Sør-Norge (Hedmark, Oppland, Buskerud) viser samme trend som på landsbasis. Fylkene i Nord-Norge (Nordland, Troms) viser et jevnere uttak i samme periode. Dette kan skyldes at mye av harejakta foregår i tette bestander på større øyer, noe som vil gi et annet avskytningsbilde enn lengre sør hvor harejakt foregår på harebestander med lavere tetthet og hvor jaktutøvelsen sannsynligvis er mindre intensiv pr. arealenhet. Selv om det totalt sett har vært en nedgang i harebestanden på fastlandet har det ikke vært en like entydig nedgang i øybestandene i de nordligste fylkene.

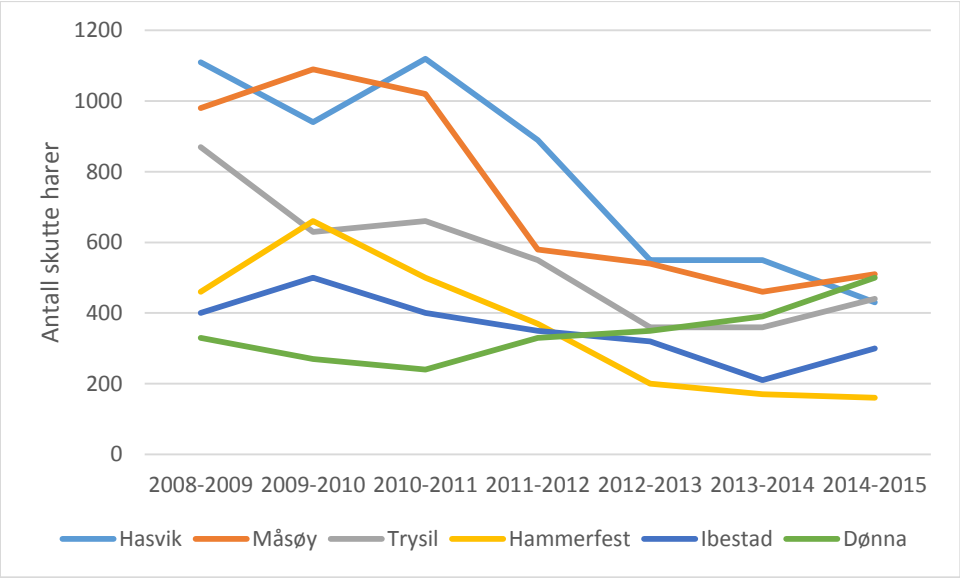
For 7-årsperioden 2008/09 til 2014/15 finnes også fellingstall for hare oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). I **figur 3.5.5** vises de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte harer. Som vi ser er dette primært kommuner i Nord-Norge hvor avskytningen av hare holdt seg relativt høyt også i denne perioden. Men med unntak av Dønna viser avskytningstallene en reduksjon gjennom denne perioden.



Figur 3.5.3. *Gjennomsnittlig antall skutte harer i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 3.5.4. *Antall skutte harer fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte harer er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 3.5.5. *Antall skutte harer fra sesongen 2008/09 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte harer er høyest. Data er hentet fra SSB.*

3.5.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er overveiende sannsynlig at nedgangen i avskyting av hare skyldes en reell bestandsnedgang. Likevel er det flere aspekter av harens bestandsutvikling som er dårlig belyst og datagrunnlaget er relativt svakt. Det er derfor et klart behov for forskningsbasert kunnskap og en mer intensiv overvåking av hare i Norge for å kunne avdekke årsakene til bestandsnedgangen.

Det eksisterer lite kunnskap om hvilke faktorer som er mulige årsak/er til nedgangen i harebestanden. Det er hovedsakelig tre faktorer som peker seg ut; 1) klimaendring, 2) predasjon, og 3) konkurranse med store planteetere. For forvaltningen bør det være av særlig interesse å få en bedre forståelse av hvilke faktorer det er mulig å påvirke, slik at man kan fatte godt begrunnede forvaltningstiltak.

Det er derfor viktig 1) å øke kunnskapsgrunnlaget og vår forståelse av harens bestandsstatus og 2) å belyse hvilke faktorer som har størst effekt på bestandsutviklingen til haren. Dette har nå blitt aktualisert da at haren har blitt plassert i kategori NT på Norsk rødliste 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

3.5.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

I dag mangler en bestandsestimering og geografisk fordeling utover det jaktstistikken kan gi oss. Hvis jaktstatistikk skal brukes som en indeks for bestandssituasjonen er det avgjørende å kjenne til hvordan de ulike faktorer påvirker avskytningen. Antallet individer skutt er en funksjon av artens bestandstetthet, oppdagbarheten, jaktinnsatsen og jakteffektiviteten. Det betyr at mange forhold kan påvirke avskytningen i tillegg til bestandstettheten, og særlig for småviltartene er det sannsynlig at flere av disse faktorene virker samtidig. Det er derfor å anbefale at det utvikles alternative overvåkningsmetoder for hare. Et overvåkingsprogram kan designes på ulike måter - alt fra et nasjonalt program retta spesifikt mot hare, eller til å inkludere hare i allerede eksisterende overvåkingsprogram for andre arter.

For hare kan det være interessant å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» i noe større grad for eventuelt å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling.

En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, inkludert hare, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera.

En reduksjon i harebestanden i Norge må skyldes endringer i driverne bak bestandsutviklingen, enten ved at nye drivere har kommet inn, eller at de allerede eksisterende driverne har endret karakter og fått en større betydning enn tidligere. Det er grunn til å anta at flere ulike drivere har forårsaket bestandsendringene. Det er derfor viktig å undersøke hvilke drivere som påvirker hvilke demografiske parametere. For eksempel er det viktig å avklare hva som påvirker fruktbarhet, ungeoverlevelse og voksenoverlevelse, og hvordan og hvorfor dette er endret i forhold til tidligere? Det er primært tre drivere som peker seg ut som viktige å skaffe mer kunnskap om; klimaendring, økt predasjon og økt konkurranse fra hjortevilt (Pedersen & Pedersen 2012).

I Sverige har sørhare blitt pekt på som en mulig årsak til bestandsnedgang hos hare (Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007). Dette er ikke et problem for norsk hare for øyeblikket, men kan bli det som følge av klimaendringer og ekspansjon av sørhare. Se omtale av dette potensielle problemet under **kap. 4.3**.

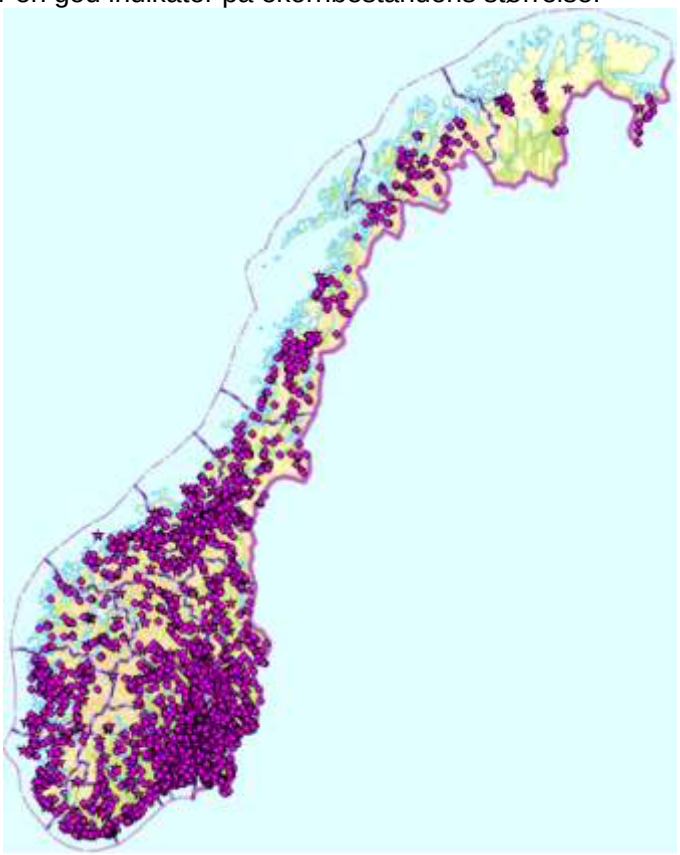
Endringene i bestandsstørrelsen for en art er bestemt av forholdet mellom reproduksjon, dødelighet, innvandring og utvandring. En ny undersøkelse av sørhare i Danmark har vist at bestandsnedgangen siden 1960-tallet i hovedsak skyldes en nedgang i ungeoverlevelse (Jensen 2009). I Norge er det derfor interessant å undersøke om den observerte bestandsnedgangen skyldes en tilsvarende økt dødelighet av hareunger eller av voksne harer, eller om dette skyldes for eksempel nedsatt fruktbarhet. Ved å kombinere dette med individbaserte studier vil man kunne avdekke viktige dødelighetsfaktorer og hvordan dødeligheten er fordelt gjennom året. Dette vil være kunnskap som er viktig for forvaltningen av hare ikke bare i Norge, men generelt i Fennoskandia. Særlig i lys av framtidig arbeid med Norsk rødliste.

3.6 Ekorn (*Sciurus vulgaris*)

Ekorn finnes utbredt i hele Europa og Nord-Asia. Nordgrensa går ved tundraen, mens sørgrensa er Middelhavet og Kaukasus. Ekornet forekommer hos oss i alle skogdistrikter, men er knyttet til barskogen. Det er funnet ekorn mange steder i Finnmark, men på Vestlandet mangler det i enkelte strøk både ute på øyene og på fastlandet. På fjellet treffes det ikke sjelden i bjørkeregionen, noen ganger også ovenfor den.

3.6.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Det er gjort observasjoner av ekorn praktisk talt over hele landet (**figur 3.6.1**), med unntak av enkelte bartreløse områder i Finnmark. Selv om det ikke finnes gode bestandstall for ekorn er det grunn til å tro at bestanden de siste 10-20 åra har vært relativt stabil, men med små svingninger bl.a. avhengig av frøtilgangen fra bartrær. Også jaktstatistikken indikerer en relativt stabil bestand gitt at denne gjenspeiler endringer i bestanden. Det er lenge siden ekorn har blitt ettertraktet for pelsverkets skyld (gråverk) og det er derfor grunn til å tro at jaktstatistikken på landsbasis (**figur 3.6.2**) er en god indikator på ekornbestandens størrelse.



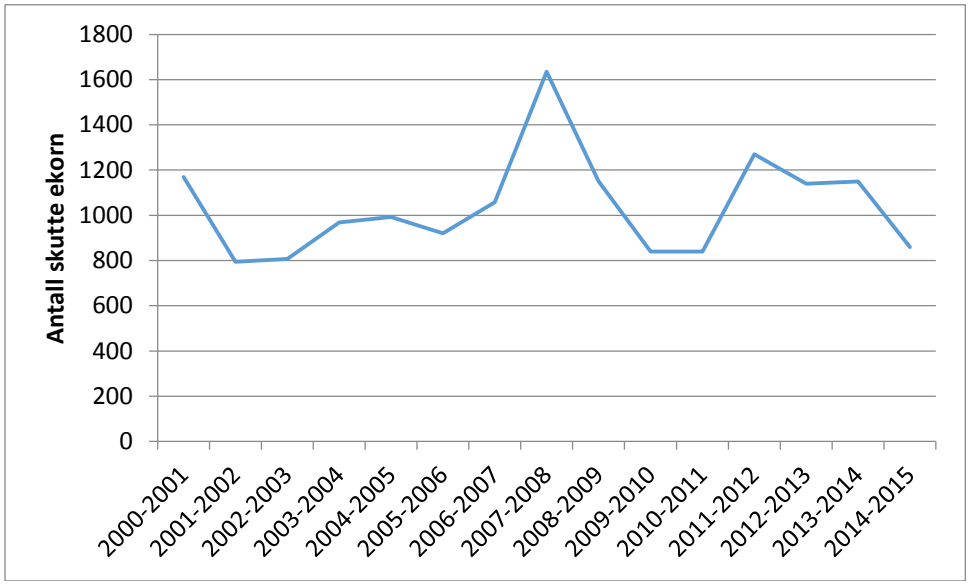
Figur 3.6.1. *Rapporterte observasjoner av ekorn til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

I sin vurdering i forbindelse med oppdatering av Rødliste 2015 konkluderer pattedyrkomitèen at ekornet synes å ha vært mer tallrikt i Norge inntil for noen tiår tilbake. Det påpekes at bestandstrenden nå er ukjent, men at arten fortsatt er vidt utbredt i Norge. Allikevel påpekes det at kunnskapsgrunnlaget for denne artens bestandsforhold er svært dårlig (Henriksen & Hilmo 2015).

3.6.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet 01.11 til og med 15.03

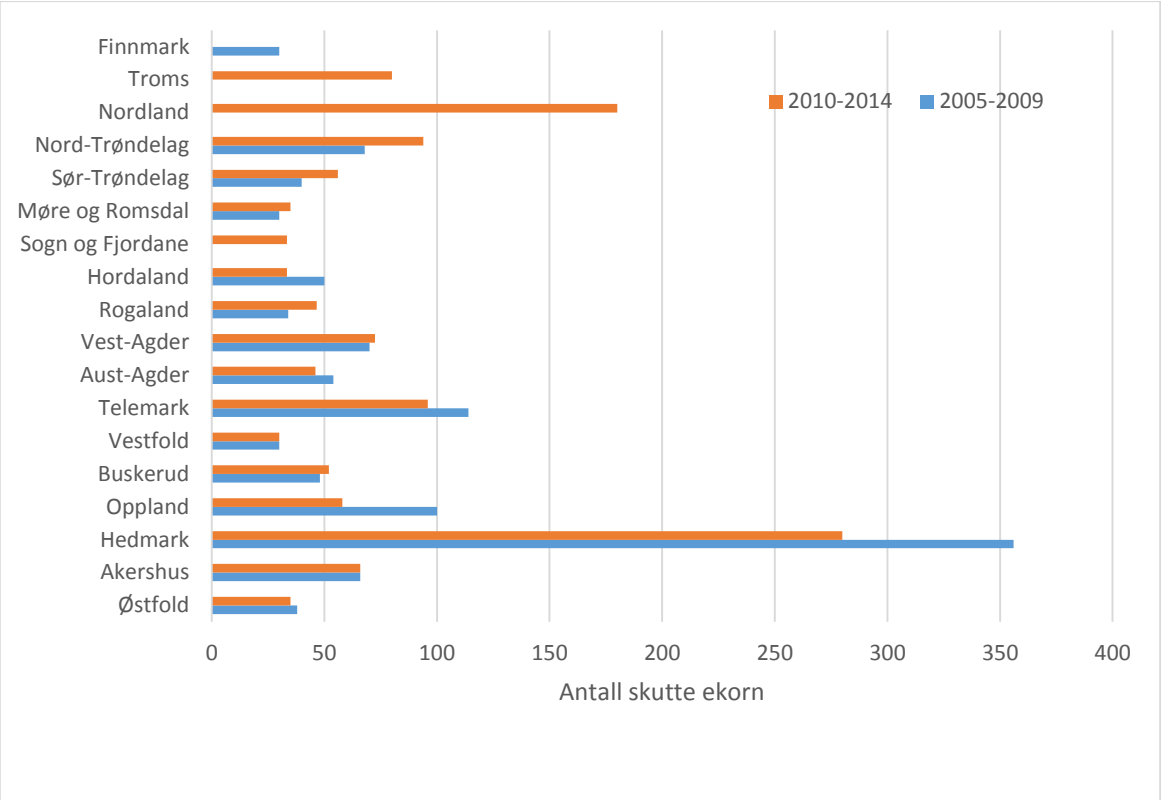
Som vist i **figur 3.6.2** ble det årlig felt mellom 800 – 1600 ekorn i perioden 2000/01 til 2014/15,. Avskytningen har i hele perioden vært relativt stabil, med unntak av 2007/08. Denne toppen henger sannsynligvis sammen med et godt granfrøår i 2006/07 (Mæhlum 2006).



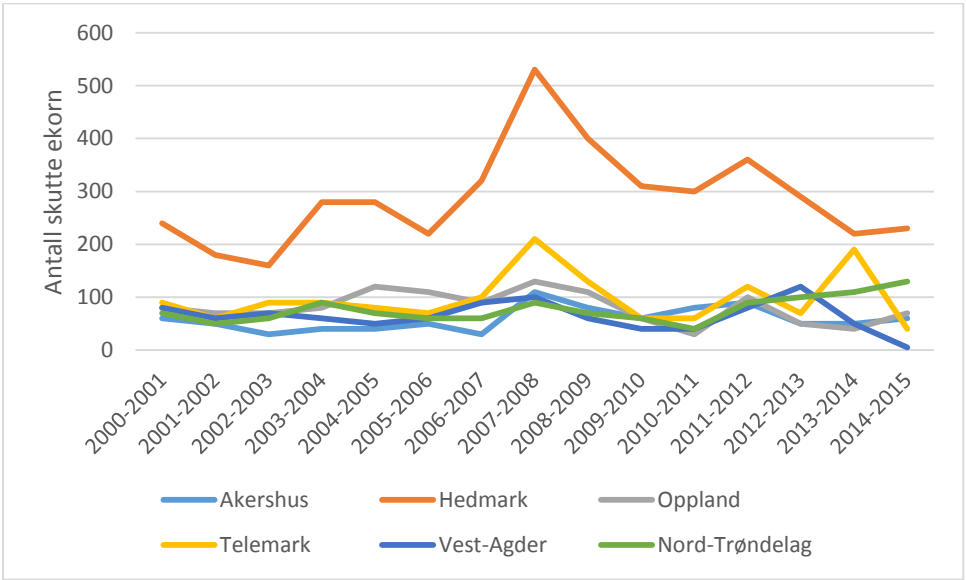
Figur 3.6.2. Antall skutte ekorn på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB**.**

En sammenligning av gjennomsnittlig antall ekorn skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 3.6.3**. Med unntak av Hedmark er det ingen store forskjeller mellom de to periodene i noe fylke, kanskje med unntak av Finnmark, Troms, Nordland og Sogn og Fjordane hvor det bare er registrert skutte ekorn i en av periodene. Dette skyldes nok først og fremst tilfeldigheter da antall skutte dyr uansett er svært lavt. Relativt sett er antall skutte ekorn i Nordland og Troms høyt i siste periode sammenlignet med at det ikke ble felt ekorn i første periode. Dette kan indikere at det har vært gode frøår i de to fylkene i siste periode.

I likhet med fellingstall for landet som helhet viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte ekorn et relativt stabilt uttak i hele perioden, men med noe større variasjon for Hedmark, fylket hvor desidert flest ekorn blir skutt (**figur 3.6.4**). Det er interessant å merke seg at toppen i avskytning i 2007/08 som vi ser på landsbasis (**figur 3.6.2**) også er svært markant for Telemark og i særdeleshet Hedmark, hvor uttaket utgjør over 30% av totalt antall skutte ekorn. Sannsynligvis henger denne toppen sammen med et godt frøår for gran i 2006/07 (Mæhlum 2006).



Figur 3.6.3. *Gjennomsnittlig antall skutte ekorn i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 3.6.4. *Antall skutte ekorn fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte ekorn er høyest. Data er hentet fra SSB.*

Antall ekorn skutt eller fanget er så lavt at vi ikke finner grunnlag for å presentere tall på kommunenivå. Slike tall finnes imidlertid fra 2009/10 (SSB 2015).

3.6.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer ekornbestanden på en god måte. Det kan derfor hevdes at det per dags dato ikke finnes noen pålitelige beregninger av ekornbestanden i Norge. Pattedyrkomitèen, som arbeider med Rødliste 2015, påpeker det samme og sier at kunnskapsgrunnlaget for denne artens bestandsforhold er svært dårlig.

3.6.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

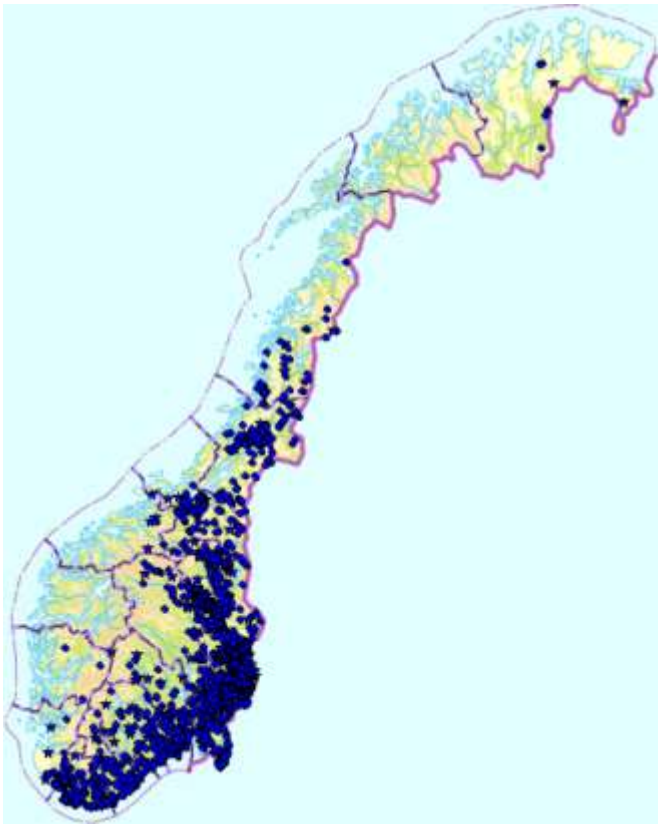
Det bør etableres en pålitelig estimering av ekornbestandens størrelse og geografiske fordeling. Det kan være interessant å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» for eventuelt å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, inkludert ekorn, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera. Andre overvåkningsmetoder bør også utredes.

3.7 Bever (*Castor fiber*)

Beveren var tidligere utbredt over det meste av Europa, men ble nesten utryddet i Norge og ellers i Europa på 1800-tallet. I dag finner vi bever i Mellom-Europa og deler av Russland, Sverige og Finland. Etter at beveren nesten var utryddet i Norge, etablerte den livskraftige bestander mellom Skiensvassdraget og Lyngdalselva. Etter utsetting flere steder på Østlandet, Trøndelag og i Finnmark har beveren spredt seg til nye områder og bestanden på landsbasis er i vekst.

3.7.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Fredning og aktiv gjeninnføring har reetablert beveren over store deler av Sør-Norge og den er i dag vidt utbredt og tallrik i mange distrikter (Rosell & Pedersen 1999). Lokale bestander kan imidlertid variere en del over tid, trolig som følge av strenge vintre og næringssvikt. Som vist i **figur 3.7.1** er det gjort observasjoner av bever helt opp til Saltfjellet, mens den mangler nord for Saltfjellet og i Troms. Nyere undersøkelser kan tyde på at beveren har forsvunnet fra Finnmark (Halley et al. 2012, Parker & Rosell 2012). I Sør-Norge mangler den på Vestlandet opp til Møre. Selv om det ikke finnes gode bestandstall for bever er det grunn til å tro at bestanden de siste 10-20 åra har vært i vekst. Imidlertid indikerer jaktstatistikken en svak nedgang gitt at denne gjenspeiler endringer i bestanden. Bestandsutviklingen er derfor usikker. Vi antar i dag at bestanden i Norge er minst 50 000 dyr (Frank Rosell pers. med.).

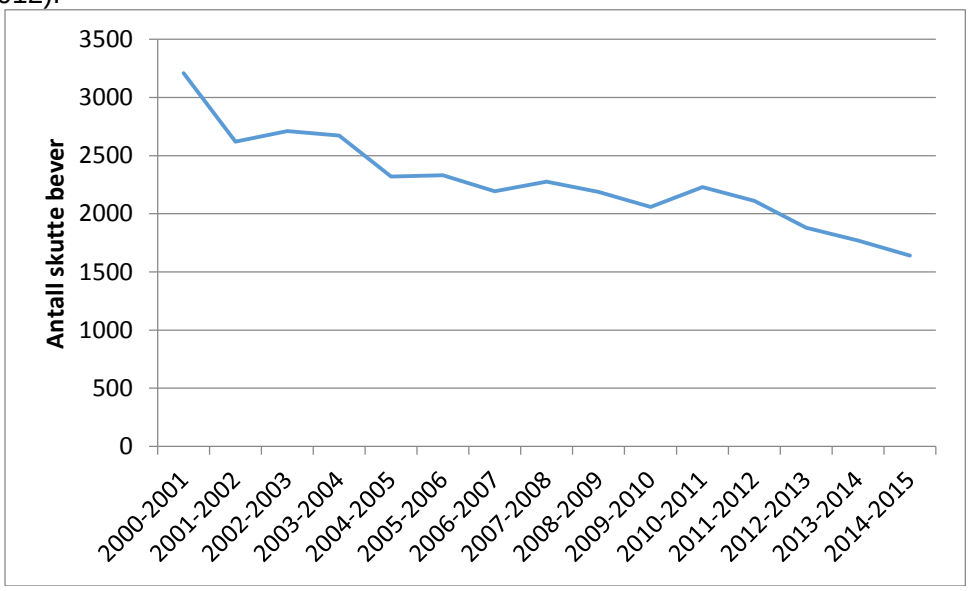


Figur 3.7.1. *Rapporterte observasjoner av bever til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

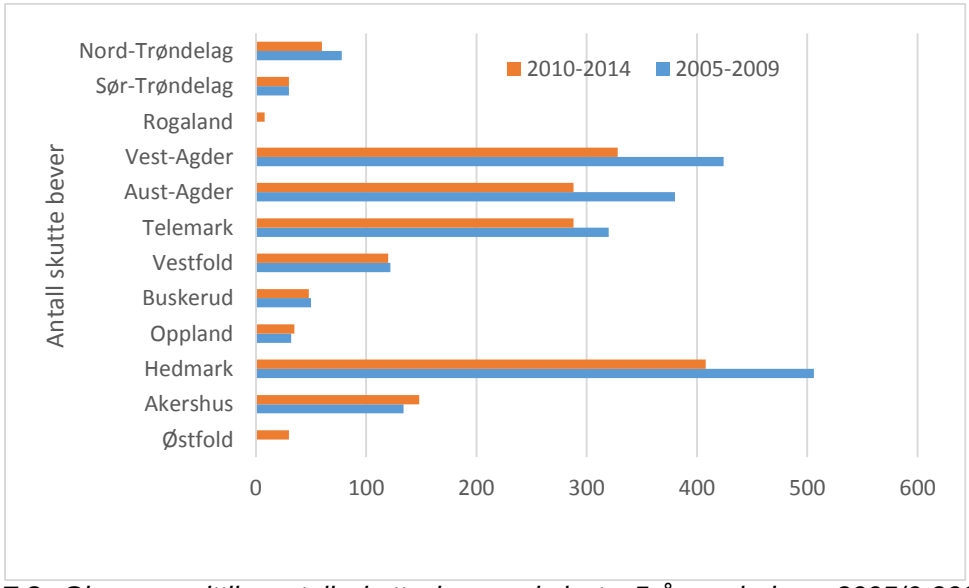
3.7.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; i de kommuner hvor det er åpnet adgang til beverjakt 01.10 til og med 30.04

Som vist i **figur 3.7.2** ble det årlig felt mellom 1600 og 3000 bevere i perioden 2000/01 til 2014/15. Etter at det var en topp i avskyting av bevere i 1991/92 med over 5500 dyr skutt, har det vært en jevn nedgang i uttaket i hele perioden fram til 2013/14, da uttaket var under 2000 bevere. Dette er samme nivå som uttaket var tidlig på 1980-tallet før bestandsuttaket nådde sin topp i 1991/92. Årsaken til denne nedgangen er usikker, men minkende interesse for beverjakt, nytt forvaltningsregime, reduserte bestander mm er fremsatt som mulige forklaringer (Parker & Rosell 2012).

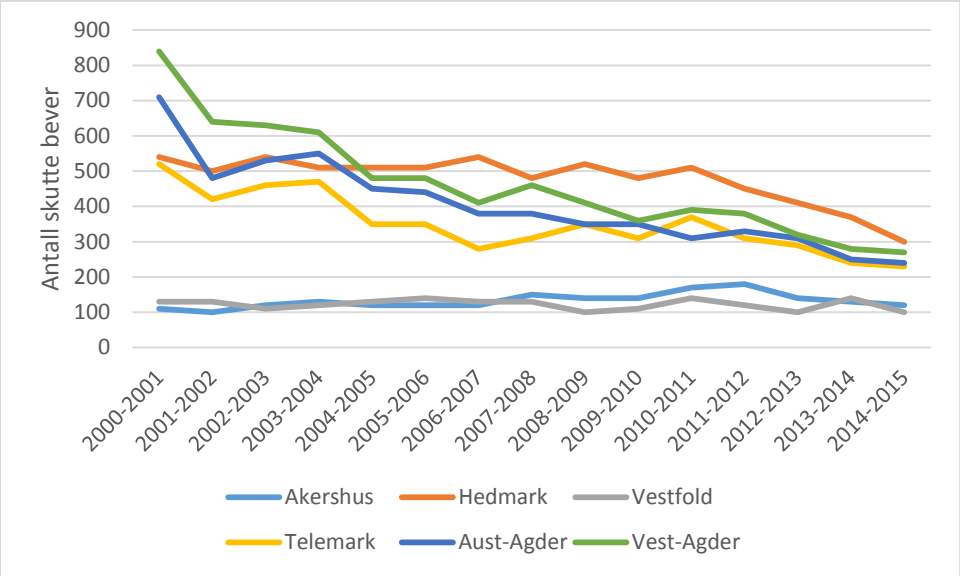


Figur 3.7.2. *Antall skutte bever på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*



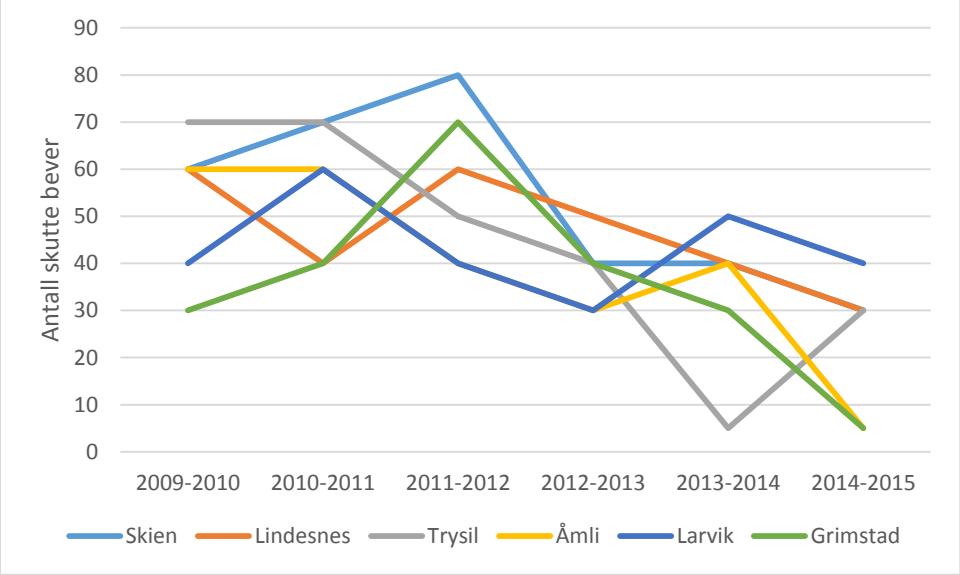
Figur 3.7.3. *Gjennomsnittlig antall skutte bevere i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall bevere skutt på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 3.7.3**. I de viktigste fylkene, Aust- og Vest-Agder, Telemark og Hedmark ser vi at det ble skutt færre bevere i gjennomsnitt i siste periode sammenlignet med første. Dette er i tråd med den generelle nedgangen på landsbasis (**figur 3.7.2**). De øvrige forskjellene skyldes først og fremst tilfeldigheter da antall skutte dyr uansett er svært lavt.



Figur 3.7.4. *Antall skutte bevere fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte bevere er høyest. Data er hentet fra SSB.*

I likhet med fellingstall for landet som helhet viser fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte bevere et svak nedgang i hele perioden, med unntak for Akershus og Vestfold hvor det årlig skytes noe i overkant av 100 bevere (**figur 3.7.4**).



Figur 3.7.5. *Antall skutte bevere fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte bevere er høyest. Data er hentet fra SSB.*

For 6-årsperioden 2009/10 til 2014/15 finnes også fellingstall for bever oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). **Figur 3.7.5** viser de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte bever. Som vi ser er dette primært kommuner i områder hvor beveren har hatt fast tilhold i lengre tid på Sør- og Østlandet. Det synes ikke å være noen trend i avskytningen, som varierer mye mellom år. Dette skyldes sannsynligvis at antallet skutte bever per kommune og år er så lavt at mange tilfeldigheter påvirker materialet.

3.7.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Beveren har en økologisk nøkkelfunksjon og kan påvirke vegetasjonen og landskapet i sitt leveområde betydelig. Forvaltningen av arten er derfor utfordrende og ønsket om biologisk mangfold må veies opp mot behovet for å begrense skader på kantvegetasjon langs vassdrag, skog og annen eiendom. Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer beverbestanden på en god måte. Det kan derfor hevdes at det per dags dato mangler helhetlige og nasjonsdekkende registreringer av beverens utbredelse og bestandstettheter i Norge.

Jakt og fangst drives som rekreasjon, som skadeforebyggende tiltak, og med økonomisk motivasjon. Jakten har også en samfunnsmessig verdi, både ved jaktutbytte i form av kjøtt og skinn, ved salg av jaktkort, overnatting, reisevirksomhet m.v. Det er imidlertid knyttet usikkerhet til om dagens jakttidsramme kommer i konflikt med prinsippet om yngletidsfreding, noe som bør belyses i vesentlig sterkere grad gjennom forskning.

3.7.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Det bør etableres en pålitelig estimering av beverbestandens størrelse og geografiske fordeling. Videre bør beverens rolle som økologisk ingeniør på landskapet og økosystemenes biomangfold undersøkes. Jakt er et viktig forvaltningsredskap som bør skje etter etiske prinsipper hvorav yngletidsfredning må vurderes.

En forklaring på nedgangen i avskytningstall er at interessen for jakt er mindre og at forvaltningspraksis vanskeliggjør jakt mange steder. For forvaltningen burde det være av interesse å vite om dette faktisk er forklaringen eller om nedgangen skyldes en faktisk reduksjon i beverbestanden.

Blant mange rettighetshavere er det liten aksept for ivaretakelse av bever, kanskje spesielt når den etablerer seg i nye områder. Dette skyldes bl.a. dårlig kunnskap om arten, noe som kunne vært rettet på gjennom økt informasjon.

4 Artsvis gjennomgang av status for fremmede arter

4.1 Mårhund (*Nyctereutes procyonoides*)

Det opprinnelige utbredelsesområdet til mårhund omfatter det meste av Kina, nordøstlige Indokina, Korea, øst- Sibir, Mongolia og Japan. Den har blitt innført til vestlige deler av Russland, Finland, Estland og Latvia. Mårhunden har så spredt seg til Sverige, Danmark, Romania, Polen, Tyskland og Ungarn. I Norge er mårhund først og fremst påvist i våre tre nordligste fylker.

4.1.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Den første sikre registeringen i Norge ble gjort øst for Kirkenes i 1983. Etter det er det flere ganger påvist mårhund i Finnmark, men også seinere i Troms og Nordland (Hattfjelldal) (**figur 4.1.1**). I Midt-Norge og andre steder i Sør-Norge er det flere ubekreftede observasjoner av mårhund (**figur 4.1.1**). Observasjonene ble bekreftet i januar 2010 da en mårhund ble fanget og påmontert radiosender i Nord-Trøndelag. Sommeren 2015 har det ved flere anledninger blitt observert mårhund i Tydal i Sør-Trøndelag, også bekreftet av Statens naturoppsyns «mårhundekvipasje». Det er allikevel tvilsomt om arten har etablert faste bestander i Norge ennå. Men den raske etableringen i Europa tyder på at den kommer til Norge og vil reprodusere i norske områder innen de neste 50 år (Artsdatabanken 2012).

Figur 4.1.1 *viser rapporterte observasjoner av mårhund fra 1983 til 2007 (svarte prikker). De 4 siste observasjonene ble gjort i Hattfjelldal i 2007. I tillegg vises noen udokumenterte observasjoner (røde prikker). Etter DN (2008).*

I Artsdatabankens «svarteliste» er mårhund gitt risikokategori SE – svært høy risiko. Dette bygger på den store sannsynligheten for at den etablerer seg i Norge og at den kan være en viktig predator på visse byttedyrgrupper, særlig frosker. Den kan også konkurrere med stedegne mellomstore rovdyr, spesielt ilder (rødlistet i Norge), rødrev og grevling, og at den er en viktig vert for flere parasitter hvorav flere kan overføres til mennesker. Dette kan også øke infeksjonsfrekvensen hos stedegne arter (Artsdatabanken 2012). To froskearter og to salamanderarter er oppført på Rødlista 2010. Mårhund er videre blant de 100 verste fremmede arter listet i DAISIE og det finnes handlingsplaner mot mårhund både i Norge og Sverige (Direktoratet for naturforvaltning 2008, Artsdatabanken 2012).

Fremmed art: Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2012).

4.1.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 01.04 til og med 31.03

Det foreligger ikke jaktstatistikk for mårhund i Norge, men ifølge Bevanger (2012) er det drept 11 mårhund i Norge, de fleste i Nord-Norge. Etter dette har det blitt drept en mårhund i Finnmark i november 2014.

4.1.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Mårhund har en høy forventet levetid og stor sjanse for spredning i Norge og kan påvirke flere naturtyper. Den er en viktig vert for en rekke parasitter og virus som kan overføres til stedegne arter og mennesker (Artsdatabanken 2012). Det er viktig å få oversikt over spredning og observasjon av arten og gjennom jakt og fangst forsøke å hindre spredning. Bruk av såkalte «Judassendere» synes å være en god metode for å påvise eventuell partnere og/eller yngling. En vel så interessant og god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, inkludert mårhund, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera. Andre overvåkningsmetoder bør også utredes.

4.1.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

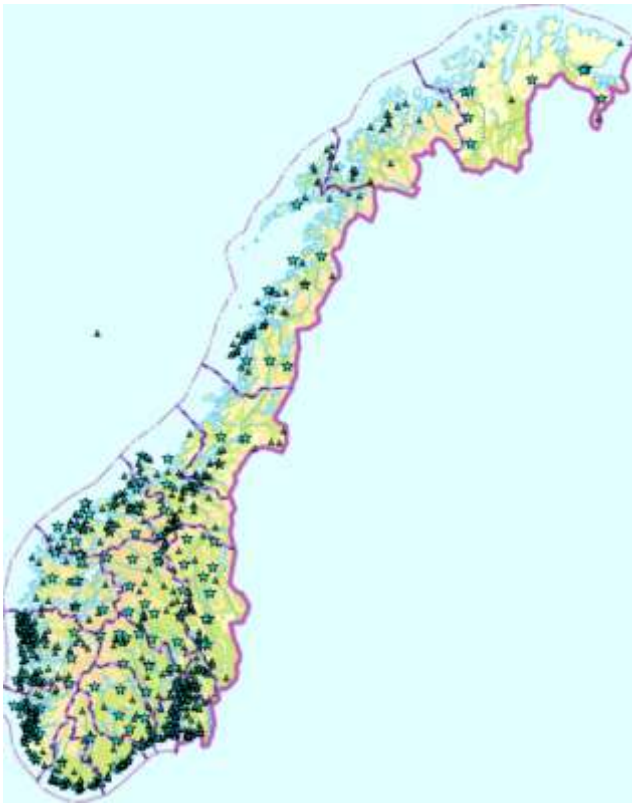
Utover det som nevnes under **kap 4.1.3**, vil det være ønskelig å undersøke potensialet mårhund har som spredningsvei for parasitter og patogener til stedegne arter. Informasjon av forskjellig karakter bør være et viktig redskap for lokal forvaltning i arbeidet med å øke folks bevissthet om arten.

4.2 Villmink (*Neovison vison*)

Minkens naturlige utbredelsesområde er Nord-Amerika (USA og Canada) hvor det finnes 15 underarter. Den ble innført til Europa som pelsdyr og etter rømminger er den nå utbredt i svært mange europeiske land. Etter rømming fra oppdrett ble den første villminkbestanden etablert tidlig på 1930-tallet i Sunnhordaland. I løpet av de neste 20-30 åra etablerte minken seg i det meste av Fastlands-Norge. Selv om minken hovedsakelig er knyttet til vann, kan den også observeres langt inn i landet eller høyt til fjells.

4.2.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Som vist i **figur 4.2.1** er mink i dag observert praktisk talt over hele landet, men med størst konsentrasjon i Sør-Norge. Fram til 1950 fantes forvillet mink stort sett bare i områder med minkfarmer, men i løpet av de neste 20-åra etablerte minken seg i det meste av landet. Fra 1980 og fram til i dag har utbredelsen i grove trekk vært uendret, med unntak av situasjonen i Finnmark som først ble kolonisert på 1990-tallet (Bevanger 2012). Ifølge Bevanger (2012) er hovedårsaken til at amerikansk mink greide å etablere bestander i hele Fastlands-Norge i løpet av forholdsvis kort tid, at minkbestanden hadde stor genetisk variasjon fordi mange forskjellige underarter ble brukt som farmdyr.



Figur 4.2.1. *Rapporterte observasjoner av villmink til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

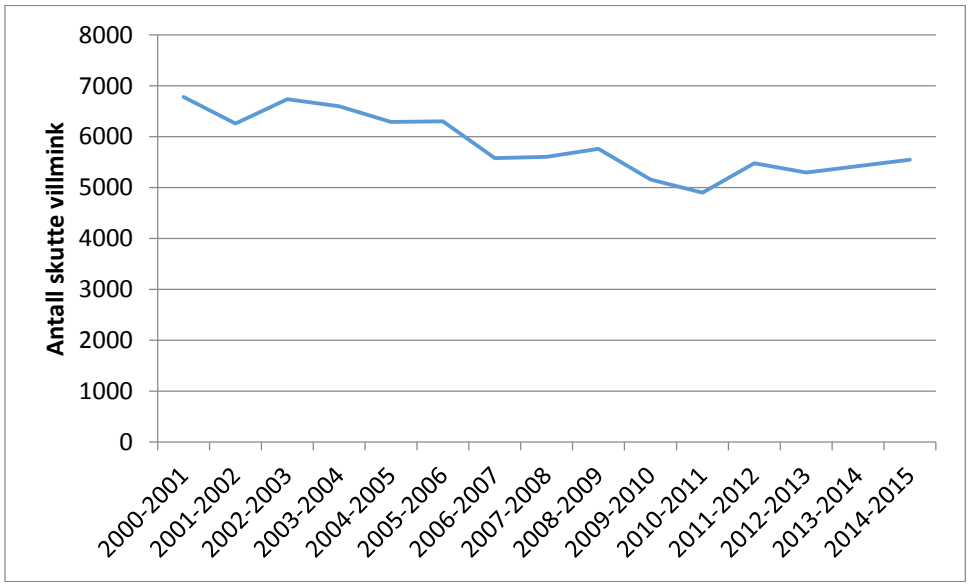
I handlingsplan for amerikansk mink fastslåes det at estimat for bestandsstørrelse i Norge ikke finnes (DN 2011). På bakgrunn av fellingstall gjennom de siste 10 år anslås total bestandsstørrelse å være større enn 20000 (Artsdatabanken 2012). Bestandsutviklingen ser nå ut til å ha stabilisert seg i de sørlige og sentrale deler av landet, og bestanden synes stedvis å ha gått tilbake i Sør- og Midt-Norge (Artsdatabanken 2014).

Fremmed art: Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2012).

4.2.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 01.04 til og med 31.03.

Som vist i **figur 4.2.2** ble det årlig felt 6000 – 7000 mink i perioden 2000/01 til 2005/06. I den etterfølgende perioden fram til siste jaktsesong (2014/15) avtok avskytningen med ca 1000 felte mink årlig. Selv om dette kan indikere en svak reduksjon i antall skutte mink gjennom hele perioden synes nedgangen å være relativt ubetydelig.



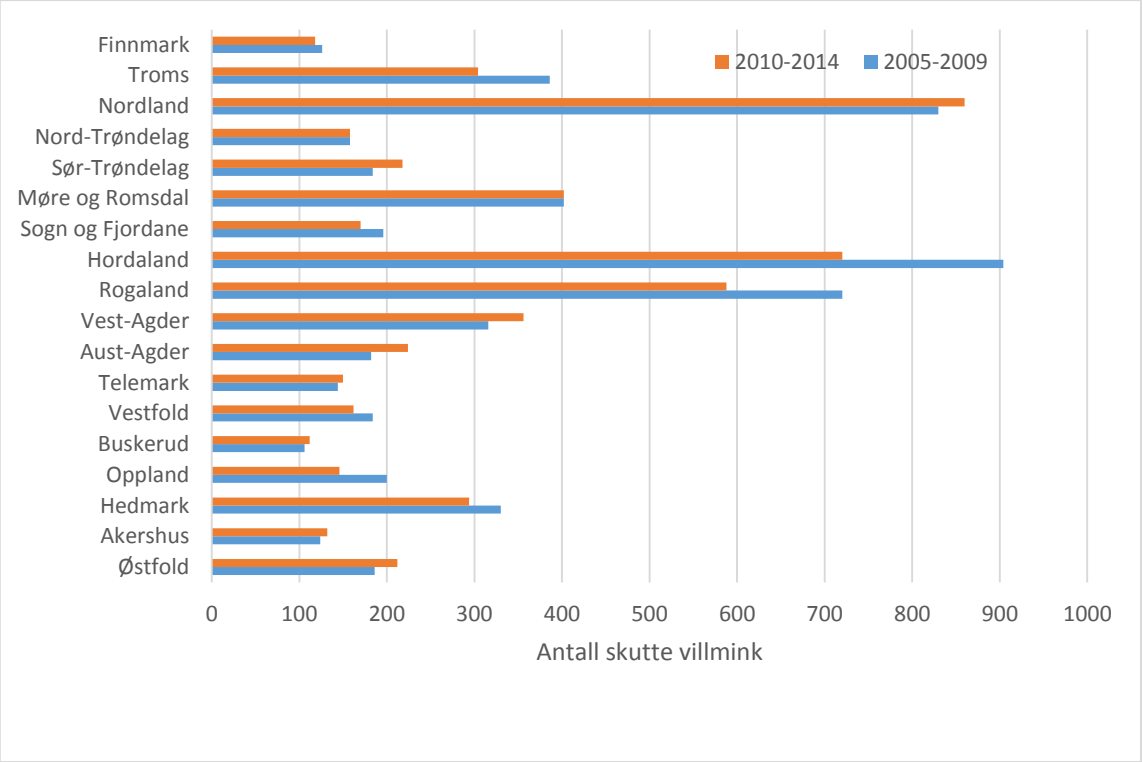
Figur 4.2.2. *Antall skutte villmink på landsbasis fra sesongen 2000/01 til 2014/15. Data er hentet fra SSB.*

En sammenligning av gjennomsnittlig antall skutte villmink på fylkesnivå i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15 er vist i **figur 4.2.3**. Spesielt Hordaland og Rogaland hadde vesentlig større uttak i første periode sammenlignet med siste. Men for de fleste fylkene var det ingen stor forskjell mellom de to periodene.

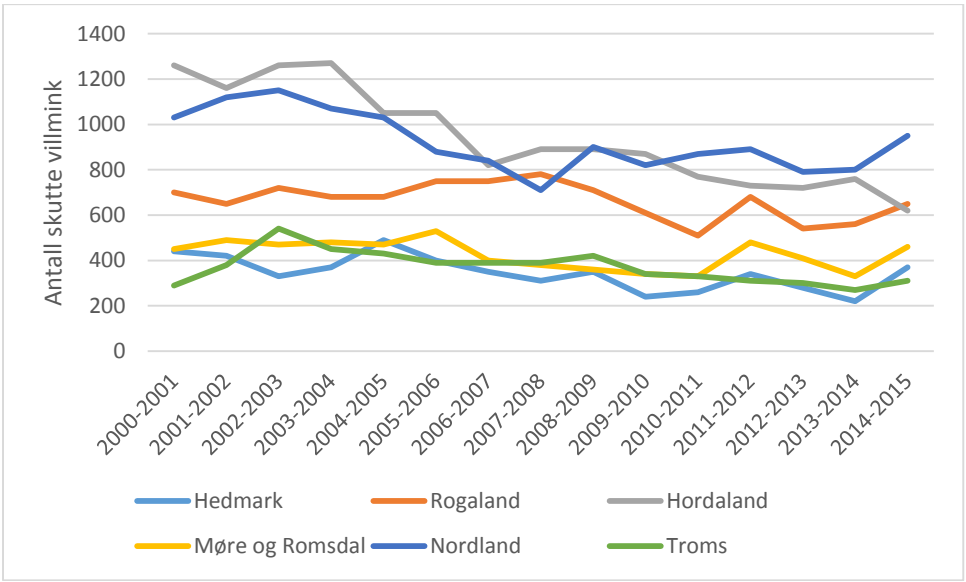
I likhet med fellingstall for landet som helhet (**figur 4.2.2**) viser også fellingstall for de seks fylkene med høyest antall skutte villmink er svakt nedadgående trend fra sesongen 2000/01 til 2014/15 (**figur 4.2.4**). Selv om trenden kan sees for alle fylkene er den sterkest for de to fylkene med flest skutte villmink totalt (Hordaland, Nordland).

For 6-årsperioden 2009/10 til 2014/15 finnes også fellingstall for villmink oppgitt på kommunenivå (SSB 2015). **Figur 4.2.5** viser de 6 kommunene som i denne perioden hadde det totalt høyeste antall felte mink. Som vi ser er det kommuner som har igangsatt lokale prosjekter for å bekjempe mink som ledd i å redusere dødeligheten i for eksempel sjøfuglkolonier (bl.a. Karmøy,

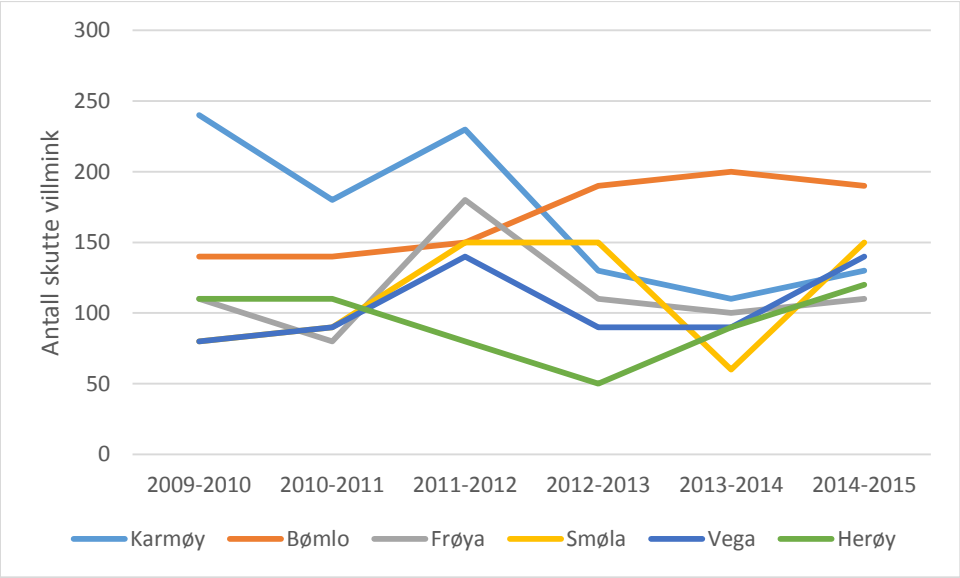
Smøla, Vega) som topper lista over flest felte villmink. Om nedgangen vi ser på Karmøy fra 2009/10 til 2014/15 speiler en reell bestandsnedgang som resultat av bekjempelsen eller om dette skyldes andre forhold vites ikke.



Figur 4.2.3. *Gjennomsnittlig antall skutte villmink i de to 5-årsperiodene 2005/6-2009/10 og 2010/11-2014/15. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*



Figur 4.2.4. *Antall skutte villmink fra sesongen 2000/01 til 2014/15 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte villmink er høyest. Data er hentet fra SSB.*



Figur 4.2.5. *Antall skutte villmink fra sesongen 2009/10 til 2014/15 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte villmink er høyest. Data er hentet fra SSB.*

4.2.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

De største problemene knyttet til mink er sannsynligvis den negative innvirkningen arten kan ha på kolonihekkende sjøfugler, selv om den også kan redusere ørretbestanden lokalt. I en situasjon med lave oterbestander ble det diskutert om det var konkurranse mellom mink og oter og i så fall om dette kunne ha negativ innvirkning på oter. Imidlertid tyder mye på at oteren er den sterkeste i en slik konkurranse (Follestad et al. 2005).

Selv om vi har relativt god jaktstatistikk er det ikke kjent om denne reflekterer minkbestanden på en god måte. Dette gjelder særlig fordi det skjer til dels store uttak av mink som ikke rapporteres direkte til SSB. Som en del av skjøtsel av verneområder er det de siste årene foretatt systematiske uttak av mink flere steder, bl.a. på Sørlandet, Smøla og Helgelandskysten. Deler av disse uttakene er dels rapportert i Rovbase, dels i Artsobservasjoner (som anbefalt av DN (2011)). For Smøla omfatter dette 229 individer i årene 2011-2015 (Edvardsen et al. 2016). Uttakene på Smøla og Sørlandet er ikke rapportert til SSB, men lagt inn i Rovbase (Edvardsen pers. medd.).

Det kan derfor hevdes at det per dags dato ikke finnes noen pålitelige beregninger av minkbestanden i Norge. I lys av dette er det interessant å innhente kunnskap om omfanget av rømminger fra minkoppdrett. Dette er spesielt relevant på bakgrunn av at man flere steder bruker relativt store ressurser på å bekjempe villmink. For å overvåke bestandsutvikling og spredning kan også bruk av viltkamera være en god metode. Andre overvåkningsmetoder bør også utredes.

4.2.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Med utgangspunkt i det som er nevnt ovenfor i **kap 4.2.3**, er det mange oppgaver som forvaltning og forskning bør belyse i årene som kommer. Mink er en av hovedårsakene til tilbakegang i mange hekkebestander av ulike arter, særlig kolonihekkende sjøfugl, for eksempel alke, teist, ærfugl og terner. De lokale prosjektene som forsøker å redusere predasjonstrykket fra mink, synes å ha gitt positive resultater i form av økt hekkesuksess i ternekolonier (DN 2011). Dette er tiltak som bør videreføres og settes i system slik at eventuell innats og effekt kan måles.

Det er i dag ikke tillatt å fange mink med feller uten å ha avlagt jegerprøven. Det bør imidlertid vurderes om tillatelse til fangst av mink med godkjente felletyper kan søkes gjennom f.eks. kommunen, gitt at det holdes et kurs om minkfangst for interesserte personer eller relevant erfaring kan «dokumenteres», og det etableres en lokal rapporteringsordning for slike uttak, som kan registreres på Artsobservasjoner (evt. Rovbase). Personer uten jegerlisens kan i dag ikke rapportere til SSB.

Videre bør en vurdere å overvåke minkbestanden slik at en pålitelig estimering av bestandens størrelse og geografiske fordeling kan etableres. Med utgangspunkt i Handlingsplan mot amerikansk mink (DN 2011) bør foreslåtte forvaltningstiltak, forskning og informasjon iverksettes. Spesielt interessant vil bruk av ny teknologi i form av DNA-analyser være for å belyse omfanget av rømt farmmink.

4.3 Sørhare (*Lepus europaeus*)

Sørhare, eller som den også kalles felthare eller tyskerhare, finnes over det meste av Europa og deler av Asia sør for barskogsbeltet og i Afrika. Den er dessuten utsatt i Australia, Nord- og Sør-Amerika. I Europa er den utsatt i Irland og Sverige og forsøkt utsatt flere steder i Norge tidlig på 1990-tallet. I Sverige har den spredd seg fra Skåne og nordover til grenseområdene mot Østfold. Sørharen er typisk for kulturlandskapet og greier seg dårlig i sammenhengende barskogsområder.

4.3.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Som vist i **figur 4.3.1** foreligger få registrerte observasjoner av sørhare i Norge. Naturlig nok er de fleste fra Østfold og noen få fra Akershus. Det finnes ingen bestandsovervåking av arten, men ifølge lokale harejegere i Østfold forekommer sørharen i stadig større antall. Men det er allikevel vanskelig å si om arten har blitt mer tallrik i seinere tid enn for 10-20 år siden.

Figur 4.3.1. *Rapporterte observasjoner av sørhare til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Fremmed art: Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2012).

4.3.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 10.09 til og med 28.02/29.02

Det finnes ikke tilgjengelig jaktstatistikk for sørhare i Norge, men det er all grunn til å tro at de fleste sørharene blir skutt i Østfold. Sannsynligvis finnes sørharer i jaktstatistikk som oppgis for hare for dette fylket.

4.3.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Klimaendringer og økt utbredelse nordover i Sverige med flere spredningsmuligheter via skogsbilveier og hogstflater, vil øke sannsynligheten for at sørhare i større grad etablerer seg i grensetraktene mot Sverige og nord-vestover. Undersøkelser fra Sverige har vist at bestanden av stedegen hare er spesielt utsatt for hybridisering når den er lav, dels av mangel på parringspartnere av samme art, men også fordi tap av reproduksjonstilfeller får større relativ betydning (Jansson et al. 2007). Gjennom lengre tid har harebestanden i store deler av Norge vist en negativ utvikling og bestanden i grensetraktene mot Sverige er mindre enn på lang tid (Pedersen & Pedersen 2012). Dette vil derfor kunne påvirke effekten av hybridisering i negativ retning for bestanden av stedegen hare. Et mulig scenario er følgelig at haren i framtida kan forsvinne fra store deler av Sør-Skandinavia hvis vintertemperaturen fortsetter å stige.

En stor utfordring for forvaltningen er manglende bestandsdata for sørhare og manglende informasjon om artens utbredelse på norsk side. En god metode kan være etablering av overvåking av en rekke småviltarter, inkludert sørhare, som vil kunne gjøres ved hjelp av viltkamera. Slik kunnskap vil gjøre forvaltningen bedre skodd til å vurdere sørharens potensielle negative effekt på stedegne arter.

4.3.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Hvis situasjonen i Norge skulle utvikle seg som i Sverige vil stedegne haren fortrenges mens sørharens utbredelse øker (e.g. Jansson & Pehrson 2007). For å belyse årsakene til dette har man hovedsakelig undersøkt 1) hybridisering og tap av artsspesifikk reproduksjon, 2) overføring av sykdommer, og 3) interspesifikk konkurranse (Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007, Reid 2011).

Hybridisering; Ved hybridisering synes det som bestanden av stedegen hare taper i forhold til sørhare. Observasjoner i felt og genetiske undersøkelser av mtDNA viser at hybridisering skjer gjennom paring mellom sørhare hann og stedegen hare hunn. Tilbakekryssing kan skje gjennom at hybrider parer seg med sørhare, men ikke med stedegen hare. Dette betyr at ethvert hybridkull potensielt innebærer et tapt harekull.

Sykdommer; Både sørhare og stedegen hare er utsatt for harepest (eller tularemi) og «European brown hare syndrome». Men stedegen hare synes å være mer følsom for begge disse sykdommene enn hva som er tilfelle for sørhare (Thulin 2003). Likeledes kan de to artene ha ulik følsomhet overfor en rekke av så vel ekto- som endoparasitter.

Interspesifikk konkurranse; Det finnes flere eksempler på at slik konkurranse kan være svært sterk (Flux 1993). Hvordan dette forholdet er for stedegen hare og sørhare er i liten grad avklart. Normalt er snørike vintre og sammenhengende barskog barrierer for sørhare. Men skogsbilveier og store hogstflater med oppslag av grasvegetasjon kan være gode spredningsveier for sørhare, spesielt hvis snødekket er sparsomt og grasvegetasjonen tilgjengelig også vinterstid (Pehrson & Jansson 2003, Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007).

For å begrense fremtidige problemer med sørhare kan forvaltningen innta en mer aggressiv holdning, på lik linje med den som utøves for villsvin. Disse artene har en lignende historie i Norge, da begge ble satt ut i Sverige og senere vandret inn i Norge. De er begge kategorisert som fremmede arter av *svært høy risiko* (www.artsdatabanken.no).

Økt informasjon og engasjement av lokal forvaltning, grunneiere og jegere vil kunne bidra til å få en bedre oversikt over sørharens bestandsstørrelse, utbredelse og jaktuttak.

4.4 Kanin (*Oryctolagus cuniculus*)

Villkaninen fantes opprinnelig bare i Portugal, Spania, Sør-Frankrike og nordvestre del av Afrika. Den er imidlertid utsatt mange steder i Europa og andre steder i verden. Mest kjent er utsettinger i Australia og New Zealand hvor den har blitt en landeplage. I Norge har villkanin blitt utsatt i kystområder i Hordaland og Møre. Det ble også satt ut villkanin ved Oslofjorden, men den er nå erstattet av forvillede tamkaniner. Villkaninen er knyttet til kulturlandskapet og greier seg ikke i skogsområder.

4.4.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Forvillet kanin finnes sporadisk observert i Sør-Norge, men kanin har som villform kun overlevd på en lokalitet i Norge, på Fedje i Hordaland. På alle andre lokaliteter hvor arten ble satt ut på slutten av 1800-tallet synes den å ha dødd ut seinest på 1980-tallet (Artsdatabanken 2012). Kanin settes fortsatt ut fra fangenskap fra tid til annen. Som vist i **figur 4.4.1** foreligger få observasjoner, og hovedsakelig fra områdene rundt Oslofjorden.

Figur 4.4.1. *Rapporterte observasjoner av viltlevende kanin til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Fremmed art: Risikovurdering LO – Lav risiko (Artsdatabanken 2012).

4.4.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 10.09 til og med 28.02/29.02
Det foreligger ikke jaktstatistikk for viltlevende kanin i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt eller fanget.

4.4.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er viktig å få oversikt over antall rømminger/utsettinger og gjennom jakt og fangst forsøke å hindre spredning.

4.4.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Ingen spesielle behov synes å være tilstede utover det som nevnes under **kap 4.4.3**.

4.5 Beverrotte (sumpbever) (*Myocastor coypus*)

Beverrotta fantes opprinnelig i Sør-Amerika fra Brasil, Paraguay og Bolivia til Stillehavet og sør i Peru til Ildlandet. Den finnes flere steder i Europa hvor den har etablert seg etter rømming fra oppdrett. I Norge har også rømte beverrotter fra oppdrett forsøkt å etablere permanente bestander, men uten å lykkes. Rømte individer blir sporadisk observert i Norge.

4.5.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Beverrotte finnes ikke viltlevende i Norge, men slipper ut fra fangenskap fra tid til annen. Som vist i **figur 4.5.1** foreligger svært få observasjoner fra de siste år.

Figur 4.5.1. Rapporterte observasjoner av beverrotte til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)

Dørstokkart: Risikokategori ikke vurdert (Artsdatabanken 2012).

4.5.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 21.08 til og med 15.05
Det foreligger ikke jaktstatistikk for beverrotte i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt eller fanget.

4.5.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er viktig å få oversikt over antall rømminger og gjennom jakt og fangst forsøke å hindre spredning.

4.5.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Ingen spesielle behov synes å være tilstede utover det som nevnes under **kap 4.5.3**.

4.6 Bisam (*Ondatra zibethicus*)

Arten hører opprinnelig hjemme i Nord-Amerika. Den finnes også i det sørlige Argentina og Chile etter en utsetting. Bisam er introdusert og spredt til mange land i Asia, Mellom- og Sør-Europa. I Eurasia finnes den nå fra Vest-Europa til Russland, Ukraina og Hviterussland, og videre gjennom Sibir til Kamtsjatka, Mongolia, Kina og Japan. I Norge finnes etablerte bestander i Finnmark, men den er også observert i Nord-Trøndelag og Nordland.

4.6.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Bisam ble påvist i Norge tidlig på 1960-tallet, mens etablering av faste bestander først ble påvist på midten av 1980-tallet. Disse finnes først og fremst i Troms og Finnmark, spesielt i Sør-Varanger (**figur 4.6.1**). I en undersøkelse i Pasvik naturreservat synes bestanden å ha økt fra 1994 til 1997, for så å minske igjen til 2001. I andre deler av Pasvik mener man at bestanden har vært i svak vekst, men spredningen vestover har stoppet opp (Bevanger 2005). I 2004 ble det fanget to individer i Lierne, sannsynligvis fordi dette området ligger langt øst og ikke langt fra spredningsfronten på svensk side. I **figur 4.6.1** ser vi også at observasjoner, ikke overraskende, er gjort i Nordland, mens observasjoner i Akershus og Hordaland kanskje stammer fra dyr som har rømt fra fangenskap.

Figur 4.6.1. *Rapporterte observasjoner av bisam til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Fremmed art: Risikovurdering SE - Svært høy risiko (Artsdatabanken 2012).

4.6.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 01.04 til og med 31.03

Det foreligger ikke jaktstatistikk for beverrotte i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt eller fanget.

4.6.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Bisam har en høy forventet levetid og stor sjanse for spredning i Norge og kan påvirke flere akvatiske naturtyper. Den er også en viktig vert for en rekke parasitter og virus som kan overføres til stedegne arter og mennesker (Artsdatabanken 2012). Det er viktig å få oversikt over spredning og omfang av rømminger og gjennom jakt og fangst forsøke å hindre spredning.

4.6.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Utover det som nevnes under **kap 4.6.3**, vil det være ønskelig å undersøke potensialet bisam har som spredningsvei for parasitter og patogener til stedegne arter.

4.7 Villsvin (*Sus scrofa*)

Villsvin fantes opprinnelig i Mellom- og Sør-Europa, fra Pyrenèhalvøya i vest og østover til Stillehavet og i Nord-Afrika. Villsvin er også utsatt i Nord- og Sør-Amerika og Australia. I Norge ble villsvin forsøkt gjeninnført på slutten av 1800-tallet uten hell. I seinere tid har villsvinet spredt seg fra Sør-Sverige og nordøstover og kan i dag påtreffes i grensetraktene i Østfold, Akershus og Hedmark.

4.7.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Spredning fra Sverige og rømming fra oppdrett bidrar til at villsvin jevnlig kan observeres i Norge. I dag er det sannsynlig reproduksjon i Halden og Aremark kommuner (Haaverstad 2011). Som vist i **figur 4.7.1** finnes de fleste rapporterte observasjonene i Østfold, Akershus og Hedmark, men villsvin kan fra tid til annen observeres andre steder i Sør-Norge. Disse har sannsynligvis rømt fra oppdrett.

Figur 4.7.1. *Rapporterte observasjoner av villsvin til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Fremmed art: Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2012).

4.7.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet med unntak nevnt nedenfor fra 01.04 til og med 31.03
Sugge som har unger er fredet, men ungene er jaktbare hele året

Det foreligger ikke jaktstatistikk for villsvin i Norge. Antallet som vandrer inn fra Sverige, eller som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis fortsatt lavt, likeledes antall som blir skutt.

4.7.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er viktig å ha en rimelig god oversikt over mulig etablering av bestander av villsvin i grenseområdene mot Sverige, samt antall rømminger og gjennom jakt forsøke å hindre spredning.

På bakgrunn av artens potensial som vert for flere *Trichinella*-arter, har Artsdatabanken (2012) oppført villsvinet i risikokategori SE – svært høy risiko. Undersøkelser fra Sverige viser at forekomsten av *Trichinella*-arter er langt større i rødrev enn i villsvin i de samme områdene. Imidlertid synes *Tricinella*-artene som forekommer i rødrev å ha til dels svært lav overføringspotensiale til tamsvin (Davidson 2009). Det er ukjent i hvilken grad villsvin vil påvirke forekomsten av *Trichinella* i stedegne arter slik som rødrev, gaupe og grevling, og potensial for overføring til tamsvin, om den etablerer seg i Norge. Villsvin er også en potensiell smittekilde for African swine fever (Gavier-Widen et. Al. 2015). Villsvin har også en påvirkning på naturlige plantesamfunn gjennom gjentatt roting og graving i skogen og lysåpninger. Det har også et relativt stort skadepotensial i jordbruksområder hvor det dyrkes poteter, rotfrukter og grønnsaker (Bevanger 2005).

4.7.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Villsvinet har forskjellig forvaltningsstatus i Norge og Sverige. I Norge betraktes det som en fremmed art med risikovurdering "svært høy risiko", mens det i Sverige betraktes som en del av den svenske faunaen (Besluttet av Riksdagen i 1998). Med økende bestander i Sverige, et varmere og våtere klima som innebærer mer snøfattige vintre, vil sannsynligheten for etablering av villsvin i Sør-Norge øke. Dette vil aktualisere en diskusjon om eventuelle endringer av forvaltningsstatus på linje med Sverige. Det vil dessuten være ønskelig med undersøkelser av villsvinets potensial som vert for *Trichinella* og andre parasitter og patogener. Det bør også etableres et system for bestandsovervåking og spredning.

For å overvåke bestandsutvikling og spredning av villsvin vil en etablering av overvåking av en rekke småviltarter ved hjelp av viltkamera sannsynligvis være velegnet. Høsten 2015 har villsvin jevnlig blitt fotografert på viltkamera som er utplassert i Østfold og Akershus for å overvåke gaupe (John Odden pers. medd.).

4.8 Dåhjort (*Dama dama*)

Dåhjort kommer opprinnelig fra Lilleasia og Det nære Østen. Den fantes også opprinnelig i Mellom-Europa, men forsvant fra dette området før den igjen ble utsatt i store deler av Europa. Dåhjort er også utsatt i Australia, New Zealand og mange andre land. I Norge har den blitt holdt i parker og oppdrett hovedsakelig i områdene rundt Oslofjorden. Derfra har dåhjorten enten blitt utsatt eller rømt.

4.8.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Dåhjort finnes ikke viltlevende i Norge, men slipper ut fra fangenskap fra tid til annen. Som vist i **figur 4.8.1** finnes de fleste rapporterte observasjonene i Østfold og Rogaland. Men en bukk ble skutt så langt nord som Steinkjer i 2004.

Figur 4.8.1. *Rapporterte observasjoner av dåhjort til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Fremmed art: Risikokategori HI- Høy risiko (Artsdatabanken 2012).

4.8.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 25.09 til og med 23.12

Det foreligger ikke jaktstatistikk for dåhjort i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt.

4.8.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er viktig å få oversikt over antall rømminger og gjennom jakt forsøke å hindre spredning.

4.8.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Ingen spesielle behov synes å være tilstede utover det som nevnes under **kap 4.8.3**.

4.9 Muflon (*Ovis orientalis musimon*)

Muflon lever i fjellandskap på Sardinia, Korsika og Kypros, men er utsatt i store deler av Europa. I Norge finnes ikke viltlevende muflon, men enkelte individer har sluppet ut fra innhegninger.

4.9.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Muflon finnes ikke viltlevende i Norge, men slipper ut fra fangenskap fra tid til annen.

Dørstokkart: Risikokategori LO- Lav risiko (Artsdatabanken 2012).

4.9.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 25.09 til og med 23.12

Det foreligger ikke jaktstatistikk for muflon i Norge. Antallet som slipper ut fra fangenskap er sannsynligvis lavt, likeledes antall som blir skutt.

4.9.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det er viktig å få oversikt over antall rømminger og gjennom jakt forsøke å hindre spredning.

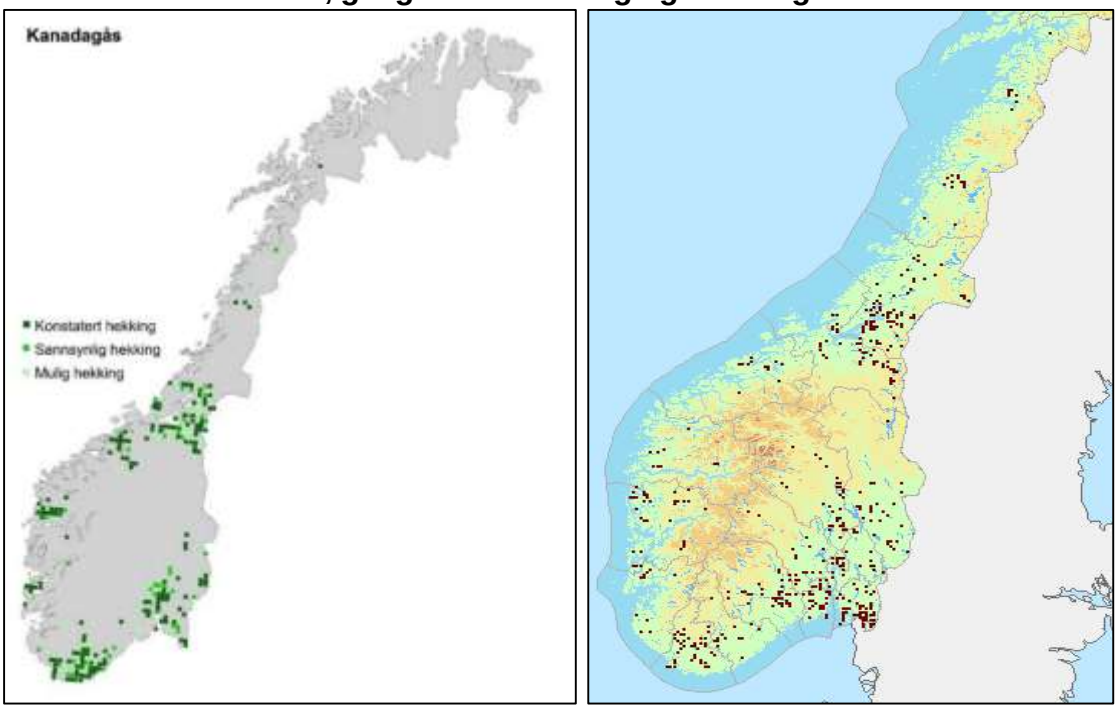
4.9.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Ingen spesielle behov synes å være tilstede utover det som nevnes under **kap 4.9.3**.

4.10 Kanadagås (*Branta canadensis*)

Kanadagåsa kommer opprinnelig fra Nord-Amerika og er utbredt i store deler av det nordlige USA og Canada, hvor det til sammen finnes 11 underarter. Den er i dag utbredt over det meste av det norske fastlandet. Arten er vesentlig knyttet til våtmarksområder, både i innlandet og langs kysten. Arten ble introdusert til Norge og andre land i første rekke som et ønske om å øke antall jaktbare arter.

4.10.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



***Figur 4.10.1**. Utbredelseskart for hekkende kanadagås i Norge. Hekkekartet (til venstre) har data inntil 1994. Symboler viser sannsynlighet for hekking (kart etter Gjershaug et al. 1994). Kartet t.h. viser observasjoner fra «Artsobservasjoner» i mai mellom 2000 og 2014 (Henriksen & Hilmo 2015).*

Fremmed art: Risikokategori SE- Svært høy risiko (Artsdatabanken 2012).

Kanadagås har etter hvert blitt en vanlig art i Norge med forholdsvis stor utbredelse, selv om den foreløpig er noe usammenhengende. Arten er mest tallrik i Trøndelag, Nordmøre, Sogn og Fjordane og Hordaland, Agder-fylkene og sørøstlige deler av Østlandet (**figur 4.10.1**). Den synes også å ha etablert seg i noen av dalførene på Østlandet, der det er sett flere flokker vinterstid. Den finnes også bl.a. i Vefsn og Fauske i Nordland.

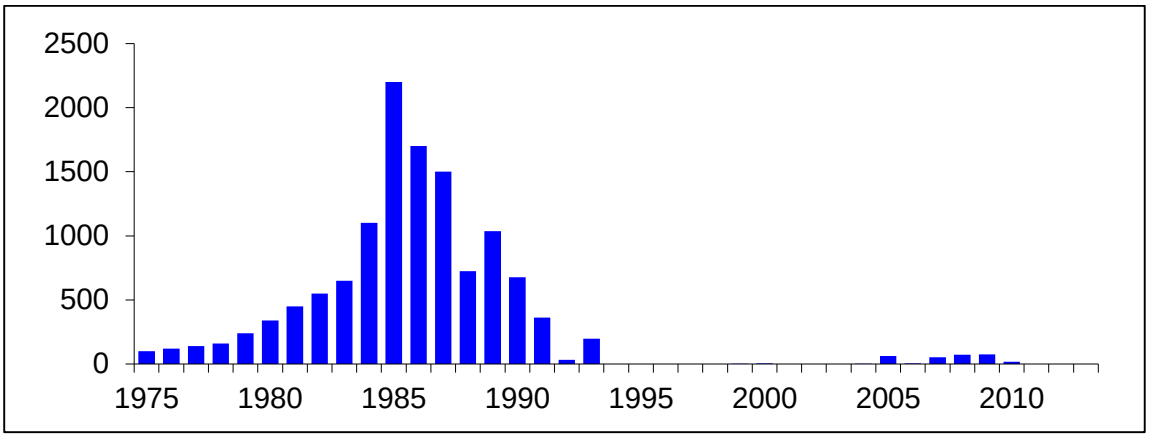
Bestanden av kanadagås er minst fordoblet siden midt på 1980-tallet fram til i dag. Den norske hekkebestanden ble i 1984 anslått til 5 000-7 000 individer etter hekking, men frem til siste halvdel av 1990-tallet hadde bestanden økt til minst 15 000 individer på ettersommeren (Reitan 2006). I 1994 ble den norske hekkebestanden anslått til 1 500-2 000 par (Gjershaug et al. 1994). Til sammenlikning ble da den svenske besteanden estimert til ca. 10 000 par

(Andersson et al. 1999). Det er imidlertid stor usikkerhet med hensyn til dagens bestand. Et minimumstall er trolig omkring 2 000 par, men bestanden kan godt være mer enn det dobbelte. Den siste antakelsen styrkes av at det i jaktsesongen 2002/2003 ble skutt hele 3700 kanadagjess i Norge. De siste fem årene har jaktuttaket variert fra om lag 3500 til nær 4000 individer (se også figur 4.10.3). Dagens bestand er anslått til 2 000-4 000 par (Shimmings & Øien 2015).

Hele den skandinaviske bestanden av kanadagås stammer fra fugler som ble satt ut i Sverige i 1929. De første utsettingene i Norge fant sted i 1936, men bestanden økte ikke fram til midten av 1960-tallet (Heggberget & Reitan 1994). Fra da av og de neste 20 årene ble det satt ut minst 750 kanadagjess fordelt på alle sørnorske fylker, unntatt Oppland.

Hybrider mellom grågås og kanadagås er observert en rekke steder. Også hybrider mellom kanadagås og sædgås og tundragås er registrert. Det er ikke kjent om slike hybrider er fertile. I hvilken utstrekning den konkurrerer med grågås, er diskutert, men det er kjent at den kan hindre grågås i å hekke innenfor enkelte territorier. I motsetning til grågåsa foretrekker kanadagåsa å ha reiret fritt, dvs. den skjuler ikke reiret i busker og kratt. Konkurransen om reirplasser mellom disse artene antas derfor å være liten. I Østensjøvannet i Oslo forsvant knoppsvane som hekkefugl samtidig som kanadagåsa etablerte seg. Enkelte steder er det blitt så mange kanadagjess at det er nødvendig med bestandsregulerende tiltak. I noen områder betyr dette at arten nå opptrer i større antall enn stedegne gåsebestander (for eksempel grågås).

Mange individer trekker ut av hekkeområdene (oftest i november) hvis dette er nødvendig for å finne tilfredsstillende overvintringsområder, men trekkmønsteret er uklart og ser i stor utstrekning ut til å være avhengig av vinterforholdene. En ble imidlertid tidlig oppmerksom på at en del kanadagjess i Midt-Norge (Meråker) begynte å trekke sørvestover til blant annet Telemark, mens andre overvintret ved Trondheimsfjorden. Dette kan ha vært en reaksjon på jakt, som ble åpnet i 1985 (**figur 4.10.2**). Andre steder synes det som om gjessene bare foretar mindre, lokale forflytninger, men åpent vann og tilgang på næring er naturlig nok en forutsetning for at de skal kunne overleve.



***Figur 4.10.2**. Endringer i antall rastende kanadagjess i Gaulosen i september i perioden 1975 - 2013, etter at det ble åpnet for en forsiktig jakt i 1985 (A. Follestad upubl.).*

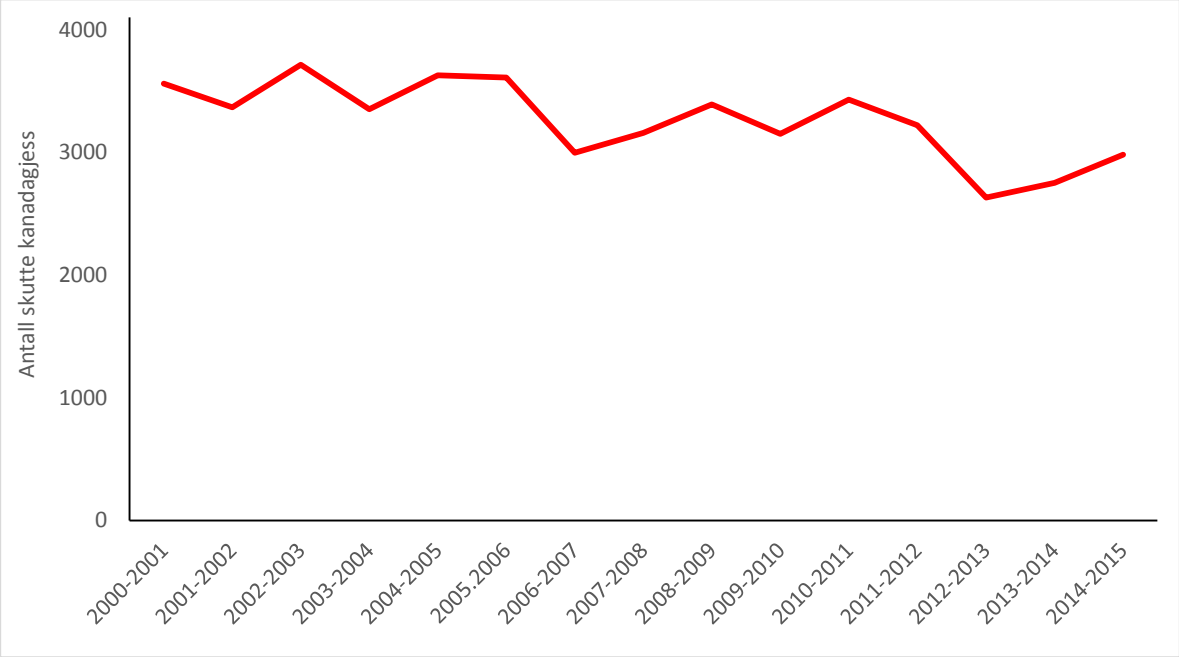
Langs norskekysten er flere bestander relativt stasjonære om vinteren. Men de fleste norske bestander trekker langt til vinterområdene. Fram til slutten av 1980-tallet overvintret de fleste av våre kanadagjess i Norge, men siden har ringmerking vist en økende tendens til at gjessene forlater Norge om vinteren. Ringmerking av kanadagås i Oslo, Akershus, Buskerud, Vestfold og Agderfylkene har vist at mange overvintret i Sør-Sverige, Danmark og Nord-Tyskland.

Kanadagjess kan også overvintre i Nederland og Frankrike. Gjessene kommer til disse overvintringslokalitetene tidlig i november og trekker til hekkeområdene igjen rundt månedsskiftet mars/april (Bakken et al. 2005).

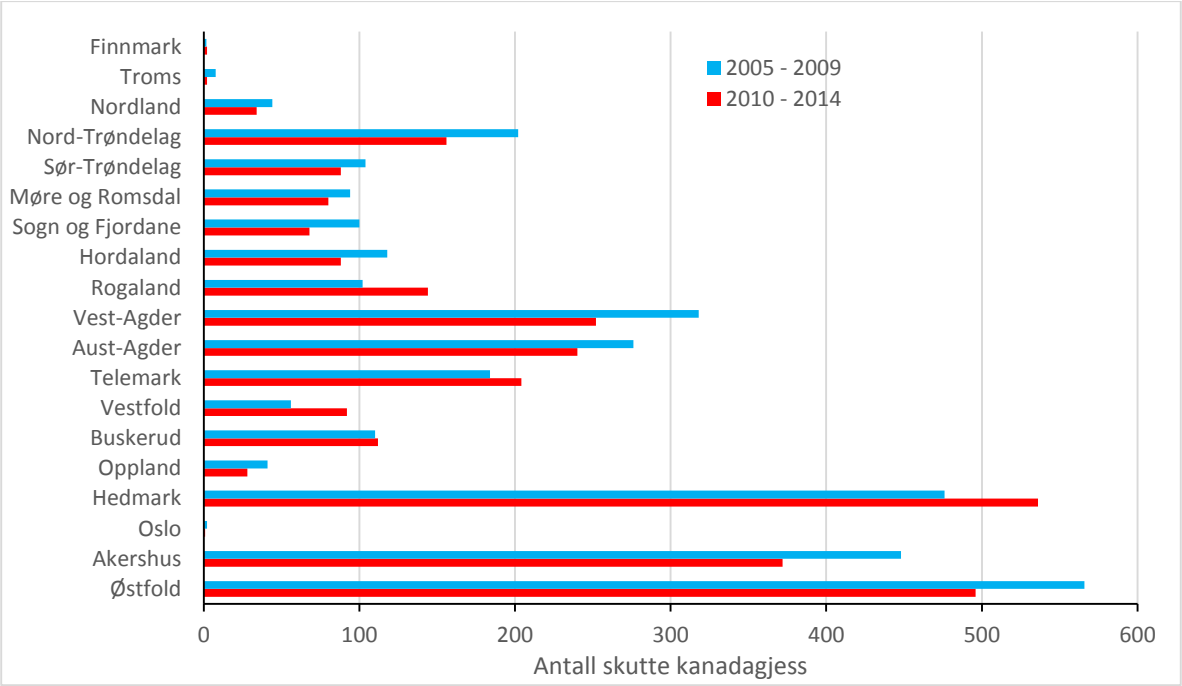
4.10.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider: hele landet med de unntak som nevnes nedenfor: 10.08 - 23.12.
- Finnmark, Troms og Nordland fylker ned til Rana og Rødøy kommuner 21.08. 23.12.
- Den frie jakten på hav og fjord, jf. viltloven § 32, fra svenskegrensen til og med Vest-Agder fylke 10.09. 23.12.

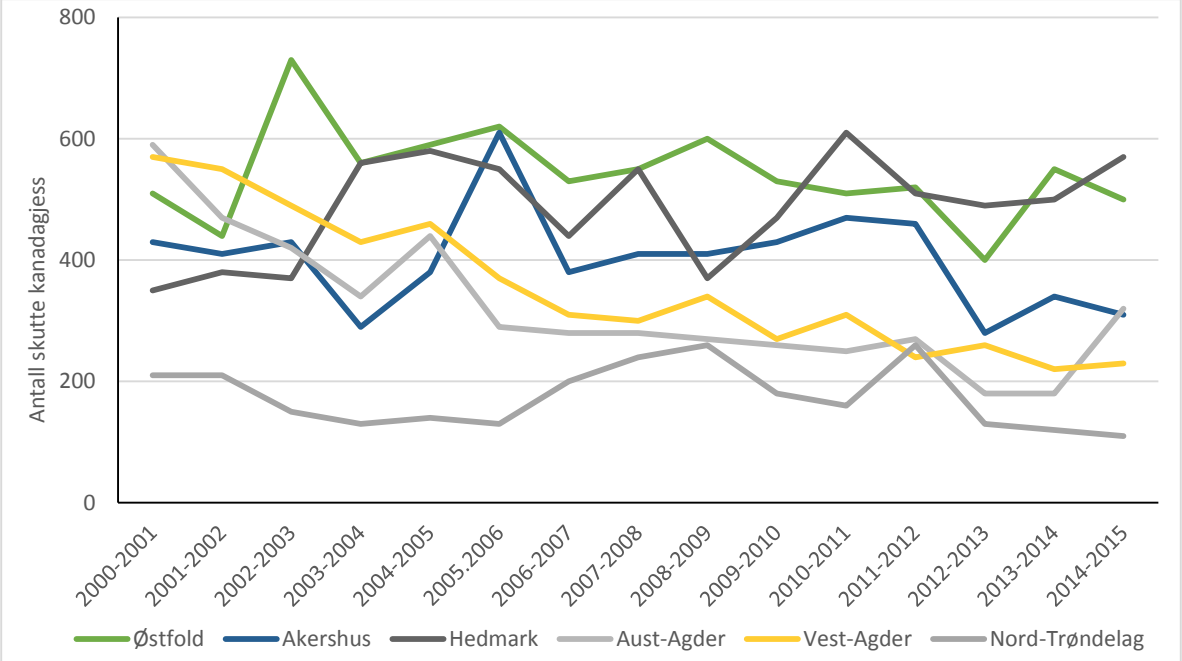
Sanking av egg: Hele landet til og med 01.07.



Figur 4.10.3. *Antall skutte kanadagjess på landsbasis fra sesongen 2001 til 2014. Data er hentet fra SSB.*



***Figur 4.10.4**. Gjennomsnittlig antall skutte kanadagjess i de to 5-årsperiodene 2005-2009 og 2010-2014. Tall er kun oppgitt for fylker hvor fellingstall er oppgitt av SSB. Data er hentet fra SSB.*

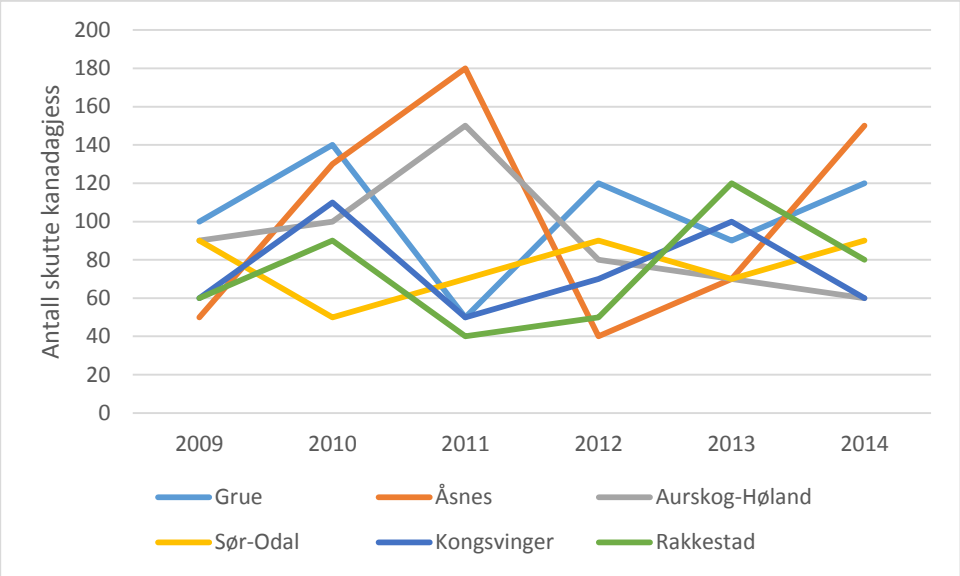


***Figur 4.10.5**. Antall skutte kanadagjess fra sesongen 2000 til 2014 for de seks fylkene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

Jakta på kanadagås har vært relativ stabil etter år 2000, landet sett under ett, men har vist en svak nedadgående tendens (**figur 4.10.3**). Det felles overraskende lite kanadagås i viktige hekkeområder som Nordland og Møre/Trøndelagsfylkene (**figur 4.10.4**). Vi har i dag ikke kjennskap til hva dette kan skyldes, om det er liten interesse for jakt på kanadagås i disse områdene, kanskje til fordel for jakt på grågås og kortnebbgås. Det kan også være en mulighet at mange kanadagås trekker ut av landsdelen før jakta starter.

De viktigste jaktfylkene er Hedmark, Akershus, Østfold og Aust/Vest-Agder, der det årlig felles 350-600 individer (**figur 4.10.4**). Ellers jaktes det kanadagås i de fleste fylkene i Sør-Norge.

Trendene varierer noe i ulike deler av landet og mellom fylker (**figur 4.10.5**). I perioden 2004-2008 og 2009-2013 ble det således felt hhv. 3342 og 3024 gjess, en nedgang på 9,5 %. Seks kommuner i Hedemark/ Østfold/ Akershus har høyest felling av kanadagås (**figur 4.10.6**).



Figur 4.10.6 *Antall skutte kanadagjess fra sesongen 2009 til 2014 for de seks kommunene hvor totalt antall skutte fugler er høyest. Data er hentet fra SSB.*

4.10.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det kan synes som om kanadagåsa sprer seg naturlig, men ikke så fort. Det foregår i dag ingen overvåking, kanskje med unntak av helt lokalt noen steder. Det forgår heller ingen forskning som kan si noe om hvordan bestanden utvikler seg, og hvor store lokale jaktuttak den kan tåle før bestanden reduseres (tidligere studier antyder at uttak på mer enn 30 % reduserer bestanden).

Noen steder har man ønsket å redusere bestanden ved å punktere egg gjennom lokale forvaltningsplaner. Men det foregår ingen oppfølging for å se om dette tiltaket eventuelt har noen effekt.

Kanadagjess har i flere europeiske land skapt konflikter i forhold til jordbruket, særlig fordi de tramper ned og spiser i kornåkrer. Den kan også skade gras ved at den kan nappe opp hele planten med rota. I Norge er dette imidlertid så langt ikke rapportert som noe stort problem, selv om effektene kan være store lokalt. Herdla er et naturreservat og et viktig raste- og overvintringsområde for kanadagås. Fylkesmannen har her gjennomført et eget fellingsprogram for å redusere bestanden. Det er også angitt som et problem at den skiter i parker og på badestrender, er aggressiv overfor andre arter, kan hybridisere med andre gåsearter, og at den forårsaker mulig økt smittespredning av sykdom, m.m. (Reitan 1995a,b).

4.10.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

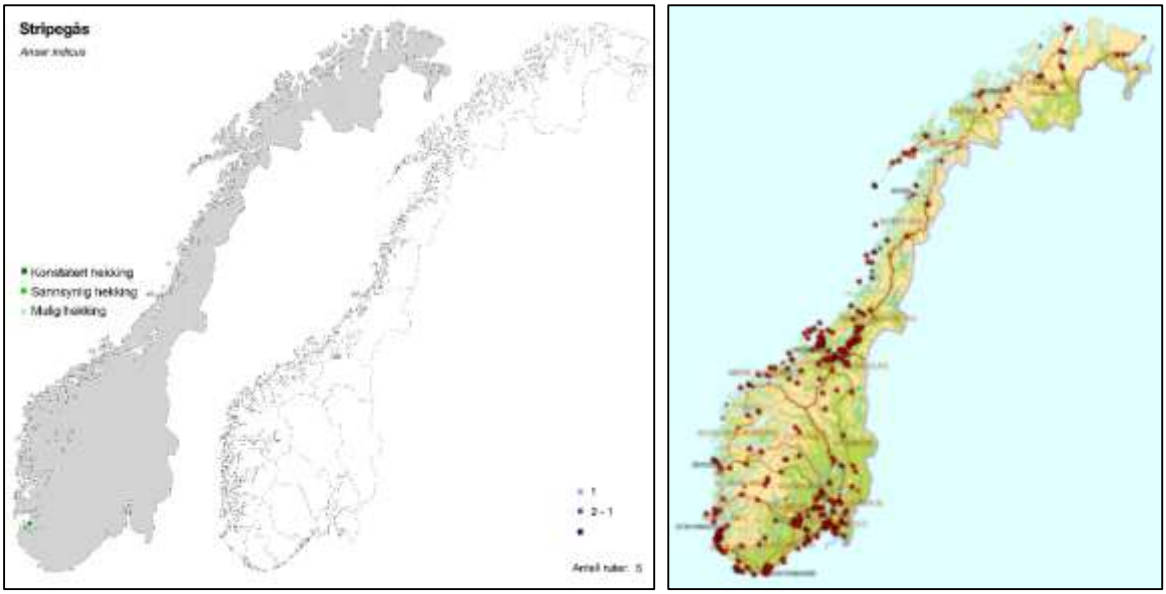
I forvaltningssammenheng har kanadagåsa så langt i praksis stort sett fått «seile sin egen sjø. Med en økende interesse for jakt på gjess, (jfr. brosjyren om tilrettelegging for gåsejakt (Norges Bondelag 2015)), bør det satses på en forbedring av kunnskapsgrunnlaget både lokalt og nasjonalt. Først og fremst for å kunne måle effekter av ulike tilretteleggingstiltak, både i forhold til beiteskader, eggplukking/-punktering og jakt. Dette kan gjøres ved bl.a. å etablere en overvåking av hekkebestanden, halsmerke individer for å kunne se hvor mange som i dag trekker ut av landet, og som kan jaktes der, og undersøke hvordan den best og mest effektivt kan høstes i ulike typer jaktterreng i Norge. Det er viktig at en unngår samme (tilsynelatende) effekt som da jakta startet i Gaulosen i 1985 (se **figur 4.10.2**). Som et grunnlag for dette burde en også ha sammenfattet resultatene av tidligere halsmerkinger.

Norges Bondelags brosjyre om tilrettelegging for gåsejakt er en viktig kilde til informasjon, som kanskje kan øke interessen for jakt på kanadagås. I tillegg burde en brosjyre om hvordan beiteskader best kan unngås oppdateres.

4.11 Stripegås (*Anser indicus*)

Stripegås hekker i Sentral-Asia; Sørøst-Russland til Mandsjuria, Tibet og det indre av Mongolia. Arten er innført til Europa som parkfugl, og enkeltindivider og små grupper rømmer jevnlig fra disse plassene. Noen av disse har også gjennomført hekking, men arten har ennå ikke fått skikkelig fotfeste i frittlevende, reproduserende bestander i vår verdensdel. Stripegåsa hekker i tilknytning til en rekke typer våtmarksområder, i de opprinnelige hekkeområdene normalt 4000-5000 m.o.h.

4.11.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år



Figur 4.11.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) stripegås i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006). Kartet til høyre viser rapporterte observasjoner av stripegås til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx).*

Fremmed art: Risikokategori PH- Potensielt høy risiko (Artsdatabanken 2012).

Stripegjess finnes i parker, zoologiske hager og private kolleksjoner i flere europeiske land. Både enkeltindivider og små grupper rømmer jevnlig og dukker opp i ulike våtmarksområder, også i Norge. De fleste stripegjessene i Europa stammer fra Konrad Lorentz' fugler i Seewiesen i Tyskland. I 1992 hekket et par på Frøya i Sør-Trøndelag. Det har også vært mistanke om hekking i Møre og Romsdal, og i 1994 ble et par med unger observert i dette fylket (se referanser i Bevanger & Ree (1994)).

I løpet av de siste ti årene har det årlig vært gjort mange observasjoner av stripegås, i første rekke fra Midt-Norge og sørover (**figur 4.11.1**). Men de aller fleste av disse er voksne individer, noe som kan indikere at (vellykket) hekking ikke forekommer regelmessig i Norge i dag. Det er bare et lite fåtall observasjoner av overvintrende stripegjess (**figur 4.11.1**).

4.11.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Det er ikke rapportering til SSB av stripegås som felles under jakta, og vi kjenner bare til noen få som er skutt i Norge.

4.11.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Stripegåsa står på svartelista over fremmede arter (Gederaas et al. 2012), med potensiell høy risiko for spredning. En økning i observasjonsfrekvens kan tyde på at arten er i ferd med å etablere faste bestander i Midt-Norge. Første hekkinger med "rene" par er rapportert fra Sør-Trøndelag i 1992 og Møre og Romsdal i 1994. Vi antar at dagens kunnskapsbehov om artens forekomst vil være tilfredsstillende dekket gjennom rapporter på «Artsobservasjoner».

Det er observert noen tilfeller av hybridisering mellom stripegås og grågås og stripegås og kanadagås (se Bevanger 2005). Dersom det skulle bli kjent flere tilfeller av slik hybridisering, kunne de ha vært fulgt opp med f.eks. individmerking for å kunne se om slike hybridiseringer gir fertilt avkom, og hvilken effekt det kan ha for videre spredning av disse.

4.11.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Ut fra sin status på svartelista er det ikke ønskelig at stripegåsa får etablere seg som hekkefugl i Norge. Til nå har det bare vært spredte hekkeforsøk, og det er lite som tyder på at arten har etablert seg som hekkefugl i Norge, i alle fall ikke regelmessig og i et visst antall. Det bør tas stilling til hva som skal gjøres dersom den senere etablerer seg, i forhold til hvilke tiltak som da kan settes inn for å unngå videre spredning.

4.12 Knoppand (moskusand) (Cairina moschata)

Villformen knoppand hekker i den sørlige delen av Nord-Amerika, Mellom-Amerika og Sør-Amerika. Arten har vært holdt i fangenskap i Europa siden 1500-tallet. Tamformen går under navnet moskusand. Rømte fugler har etablert hekkebestander i naturen i flere europeiske land. I Storbritannia hekket det naturaliserte par i 2008 (Holling et al. 2011. De blir ofte sett på som problemfugler.

4.12.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Figur 4.12.1. *Rapporterte observasjoner av knoppand til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Rømte moskusender dukker jevnlig opp i norske våtmarksområder (**figur 4.12.1**). De er hardføre og kan klare seg gjennom kalde vintre. Fra utlandet er det kjent hybridisering med grågås, gravand, skjeand og stokkand (McCarthy 2006).

Fremmed art: Risikokategori LO- Lav risiko (Artsdatabanken 2012).

4.12.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Arten kan felles i hele landet i perioden 21.08-23.12. Jaktuttaket er ikke kjent.

4.12.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov. Utviklingen kan følges gjennom Artsobservasjoner.

4.12.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.).

På grunn av den potensielle faren for genoverføring fra rømte fangenskapsfugler til ville stedegne arter av andefugler, bør fangenskapsfuglene holdes i rømningssikre innhengninger/bur. Men siden rømning i praksis av og til skjer, bør det bli påbudt med klipping av vingefjær for å redusere flygeevnen (Gjershaug 2012).

4.13 Mandarinand (*Aix galericulata*)

Mandarinanda er utbredt i Øst-Asia. Arten ble innført til Storbritannia allerede på 1700-tallet der bestanden vokste fra vel 500 individer på 1960-tallet til 7000 individer i 1988 og fortsetter å vokse. Mandarinender er observert i Norge fra begynnelsen av forrige århundre. De har blitt holdt som parkfugler enkelte steder i Norge. Det har vært en markant økning i observasjoner av mandarinand siden 1960. Et par hadde mislykket hekking ved Røros i 1970 og 1971. Det dreide seg trolig om rømte parkfugler (Sollien 1979). Et par med fem unger ble sett i Breiavatnet i Rogaland i juni 1992. Det ser ut som om arten i liten grad hybridiserer med andre arter, men det er dokumentert hybridisering med stokkand, snadderand og havelle (McCarthy 2006).

4.13.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Figur 4.13.1. *Rapporterte observasjoner av mandarinand til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Mandarinender er observert en rekke steder i Norge (**figur 4.13.1**). Siden de har blitt holdt som parkfugler er det trolig at de fleste har rømt fra fangenskap.

Fremmed art: Risikokategori LO- Lav risiko (Artsdatabanken 2012).

4.13.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Arten kan felles i hele landet i perioden 21.08-23.12. Jaktuttaket er ikke kjent.

4.13.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov. Utviklingen kan følges gjennom Artsobservasjoner.

4.13.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

På grunn av den potensielle faren for genoverføring fra rømte fangenskapsfugler til ville stedegne arter av andefugler, bør fangenskapsfuglene holdes i rømningssikre innhengninger/bur. Men siden rømning i praksis av og til skjer, bør det bli påbudt med vingestekking av vingefjær for å redusere flygeevnen (Gjershaug 2012).

4.14 Stivhaleand (*Oxyura jamaicensis*)

Stivhaleanda er naturlig hjemmehørende i Nord-Amerika. Den ble innført til Storbritannia hvor den begynte å hekke i det fri i 1960. Bestanden økte til 50-60 par med i alt 300-350 individer i 1975, 2400 individer på slutten av 1980-tallet og til ca. 3500 individer i 1993. De første funnene i Norge ble gjort i mai 1984, da tre individer ble sett i Nordland og i Nord-Trøndelag. Det ble gjort 66 funn i Norge fram til 2008. Det har vært en fallende trend i antall funn i Norge, noe som trolig skyldes at det ble startet en desimering av den frittlevende bestanden i Storbritannia i 2003 (Olsen et al. 2010).

4.14.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Figur 4.14.1.*Rapporterte observasjoner av stivhaleand til Artsdatabanken (hentet fra Artskart http://artskart.artsdatabanken.no/FaneKart.aspx)*

Siden 2005 er det bare gjort noen få funn av stivhaleand i Norge (**figur 4.14.1**). Ett individ ble sett i Klepp i Rogaland i januar 2005, i november-desember 2006 og i september-november 2009. Ett individ ble sett i Farsund i Vest-Agder i mai 2008, og ett i Verdal i Nord-Trøndelag i mai 2011.
Fremmed art: Risikokategori PH- Potensielt høy risiko (Artsdatabanken 2012).

4.14.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Arten kan felles i hele landet i perioden 21.08-23.12. Jaktuttaket er ikke kjent.

4.14.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger ingen spesielle kunnskapsbehov. Utviklingen kan følges gjennom Artsobservasjoner.

4.14.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

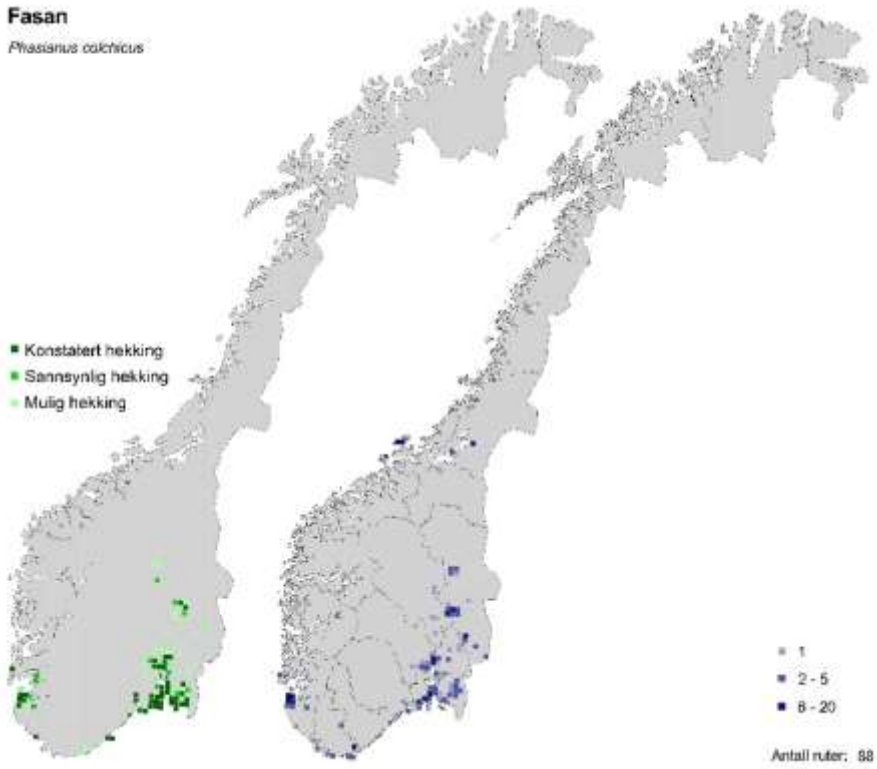
Stivhaleanda hybridiserer med hvithodeanda *Oxyura leucocephala*, som er en truet art. Etter press fra spanske myndigheter, har Storbritannia tatt konsekvensen av dette og startet desimering av den frittlevende bestanden. I perioden september 2005 til september 2009 ble over 6200 stivhaleender skutt på 110 lokaliteter i Storbritannia. Bestanden var da redusert til 300-400 voksne fugler pluss årets avkom (Henderson 2010). Med tanke på at den kan hybridisere med hvithodeanda i Spania, bør vi også i Norge være særdeles restriktiv med innførsel og hold av denne arten. Fangenskapsfuglene må holdes i rømningssikre innhengninger/bur. Men siden rømning i praksis av og til skjer, bør det bli påbudt med stekking av vingefjær for å redusere flygeevnen (Gjershaug 2012).

4.15 Fasan (*Phasianus colchicus*)

Opprinnelig fantes fasanen i store deler av Asia og i Sør-øst-Russland, men har etter utsettinger spredd seg til hele Europa, store deler av Nord-Amerika og på New Zealand. I Norge ble de første fasanene utsatt på slutten av 1800-tallet, men det settes fortsatt ut fasaner i Mjøsområdet, rundt Oslofjorden og i Rogaland. Tidligere ble fasaner også utsatt i Trøndelag. Fasanen er helt avhengig av kulturlandskap for å overleve og vinterfôring har vært vanlig.

4.15.1 Bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrender de siste 10-20 år

Som vist i **figur 4.15.1** finnes fasan i dag utbredt sporadisk i Trondheimfjordområdet, i Rogaland, i Oslofjordområdet og i området rundt Mjøsa. Hekking av fasan er ikke påvist i Trøndelag i seinere tid, men hekking er påvist i de andre områdene i Sør-Norge. Sannsynligvis er årlige utsettinger og vinterfôring nødvendig for å opprettholde en bestand av fasan over tid. Klimaendringer vil kunne påvirke vinteroverlevelsen for fasan i positiv retning.



Figur 4.15.1. *Utbredelseskart for hekkende (til venstre) og overvintrende (til høyre) fasan i Norge. Hekkekartet har data inntil 1994 og vinterkartet data fra perioden 1994 – 2003. Symboler i hekkekartet viser sannsynlighet for hekking, symbolene i vinterkartet er skalert ut fra antall overvintrende individer (kart etter Gjershaug et al. 1994 og Svorkmo-Lundberg et al. 2006).*

Fremmed art: Risikokategori LO- Lav risiko (Artsdatabanken 2012).

4.15.2 Oversikt over jaktstatistikk, herunder jaktuttak og geografisk fordeling av uttaket

Gjeldende jakttider; hele landet fra 01.10 til og med 15.10

I dag inngår ikke antall felte fasaner i SSBs jaktstatistikk da antallet felte individer er for lavt. En må helt tilbake til sesongen 1978/79 og 1979/80 for å finne et antall som da var 1100 -1800 individer for Norge.

4.15.3 Dagens utfordringer og kunnskapsbehov

Det foreligger i liten grad informasjon om hvor mye fasan som fortsatt settes ut i Norge. Det er kjent at det i regi av HedOpp fuglehundklubb settes ut fasaner i Mjøsområdet, og trolig av flere andre fuglehundklubber i området rundt Oslofjorden og sørover, men slik statistikk er lite tilgjengelig eller fraværende. En samlet oversikt over antall utsatte og skutte fasaner på landsbasis kunne vært nyttig å ha for forvaltningen.

4.15.4 Framtidige behov for tiltak (forskning, forvaltning, informasjon mv.)

Ingen spesielle behov synes å være tilstede utover det som nevnes under **kap 4.15.3**.

5 Diskusjon

Denne rapporten gir for første gang en samlet oversikt over data som er vesentlige når forvaltningen av mange av våre jaktbare småviltarter og fremmede arter skal vurderes. Den kan tjene som samlet grunnlag for en viktig diskusjon om hvor vi trenger ytterligere informasjon for at dagens forvaltning kan leve opp til bestemmelser i viltloven § 1 og naturmangfoldloven § 16 om viltets leveområder, naturens produktivitet, artsrikdom og begrepet høstingsverdig overskudd.

5.1 Kartgrunnlag for vurderinger av dagens utbredelse for arter

For fugl er vurderinger av hekkeutbredelsen for de aller fleste arter basert på hekkefuglatlaset (Gjershaug et al. 1994). Dette er basert på opplysninger som for en stor del er samlet inn på 1980-tallet eller tidligere. For noen arter har det i seinere tid skjedd endringer i utbredelsen og for enkelte arter kan disse endringene være vesentlige, for eksempel grågås og skarver. Dette må man være oppmerksom på når en vurderer artskartene. For en del sjøfuglarter presenteres i tillegg de siste og oppdaterte dataene for utbredelsen, og for disse må datagrunnlaget vurderes som godt. Vurderinger av vinterutbredelsen er basert på vinteratlaset (Svorkmo-Lundberg et al. 2006). Dette bygger på nyere data enn hekkefuglatlaset og er slik sett ikke beheftet med samme problem knyttet til endring i utbredelse.

For pattedyr og for fremmede arter finnes ikke noe tilsvarende som hekkefuglatlas og vinteratlas, så for disse to gruppene er det aller meste av utbredelsen basert på Artskart fra Artsdatabanken (2012). Selv om det i artskartene er lagt inn observasjoner helt tilbake til 1880, er over 70 prosent av observasjonene gjort etter 2000 (Artsdatabanken 2012). Det er derfor grunn til å anta at disse kartene gir et tilfredsstillende bilde av dagens utbredelse for da fleste pattedyr- og fremmede arter. Imidlertid kan det for noen deler av landet og for noen arter framkomme hull som primært skyldes mangel på rapportering. Dette gjelder nok i større grad vanlige arter enn sjeldne og fremmede arter.

Oppdaterte og gode utbredelseskart vil være et viktig verktøy i en rekke vurderinger av mulige effekter av menneskelig atferd og påvirkning, bl.a. gjennom jakt, miljø- og klimaendringer.

5.2 Bestandsutvikling

Bestandsstatus for mange fuglearter er primært basert på forskjellige overvåkingsprogram og slik sett relativt godt dekket. For skogshøns, spesielt lirype, finnes gode og detaljerte data i Hønsefuglportalen (Nilsen et al. 2013), men en sammenstilling av informasjon på nasjonal skala vil være et viktigere ledd i et bredere og mer landsdekkende datagrunnlag for hønsefugl generelt. Dette vil i stor grad kunne supplere eller delvis erstatte bruk av jaktstatistikk som en bestandsindikator. Selv om mange fuglearter har en tilfredsstillende bestandsovervåking er det fortsatt en del jaktbare arter, som flere av endene, hvor vi kun har jaktstatistikk og ingen annen overvåking av hekkebestanden. Imidlertid registreres noen av artene vinterstid. For noen fuglearter er det imidlertid vanskelig å vurdere om jaktstatistikk i tilfredsstillende grad reflekterer bestandsendringer over tid. For en del arter, så vel stedegne som fremmede arter, har vi derfor mangelfull bestandsinformasjon som vanskeliggjør en vurdering av både bestandsstatus, geografisk fordeling og utviklingstrend.

I større grad enn for fuglearter er det for de fleste pattedyrartene mangelfullt datagrunnlag for bestandsutvikling og geografisk fordeling. I denne rapporten støtter vi oss derfor til generell litteratur eller vurdering ved gjennomgang av Rødlista for 2015. Som for flere av fugleartene baseres mye av bestandsutviklingen på jaktstatistikk og i samme grad kan man derfor stille spørsmål til om denne reflekterer bestandsendringer i tilstrekkelig grad.

For praktisk talt alle fremmede arter, med unntak av villmink og kanadagås, som det finnes informasjon om i jaktstatistikken, er det svært mangelfullt datagrunnlag for bestandsutvikling og geografisk fordeling.

5.3 Jaktstatistikken

Dette er så langt vi kjenner til, første gang at jaktstatistikken for småvilt fra SSB blir benyttet i full bredde for alle tilgjengelige arter. Statistikken er forbedret flere ganger fra opprettelsen i 1970/71, bl.a. gjennom en endring fra utvalgsstatistikk til totalrapportering og fra fylkesnivå til kommunalt nivå for felling. Ved at man i perioden fra 1970/71 til 2001/2002 har endret metode for innhenting av jaktstatistikk vil dette kunne påvirke resultatene. Imidlertid presenteres det i denne rapporten kun fellingsstatistikk fra 2000/01 til d.d. og i henhold til SSB (2015) var svarprosenten fra og med jaktåret 2001/2002 over 90%. Det er derfor grunn til å tro at variasjoner i jaktuttaket mellom år i denne perioden ikke i særlig grad er påvirket av innsamlingsmetode. Et annet problem er at statistikken kan være påvirket av forvaltningsgrep som påvirker adgangen til jakt og jaktutbyttet.

Miljøforvaltningen bør benytte denne anledningen til å vurdere nøye hvilken informasjon dagens jaktstatistikk gir i forhold til forvaltningsnytte, og evaluere den med tanke på mulige forbedringer for bruk i praktisk forvaltning. I denne rapporten er det for eksempel kun presentert tall for fylker og kommuner med høyest antall rapporterte skutte vilt. Det er ikke foretatt noen vurdering i forhold til fylkets/kommunens totalareal, jaktbart areal, egnet habitat for arten osv. En slik vurdering kan være interessant for bruk av jaktstatistikk for enkeltarter med spesiell fokus.

Som påpekt flere ganger, bl.a. i **kap. 5.2** brukes jaktstatistikk som en indikator for bestandsstatus for en rekke arter. En forutsetning for dette er imidlertid at endringer i fellingstallene reflekterer endringer i jaktbar bestand. En evaluering av om denne forutsetningen er imidlertid ikke foretatt for de fleste arters vedkommende, kanskje med unntak av hare (se **kap. 3.5**).

For arter hvor det er åpnet adgang til å felle såkalte skadegjørende individer (ofte omtalt som skadefelling), som bl.a. for flere gåsearter, er det uklart om avgang gjennom skadefelling eller andre former for uttak, inkluderes i jaktstatistikken eller rapporteres på annen måte som irregulær avgang. I noen kommuner som tillater skadefelling av grågås i stort omfang, kan slike uttak være opp mot 300 individer. Skal jaktstistikken for denne arten vise det reelle uttaket, bør også tall for skadefelling rapporteres på lik linje med uttaket gjennom ordinær jakt.

Vi har i dag liten kunnskap om hvor stor andel av fugler og pattedyr som skadeskytes under jakt. Dette er individer som ikke bringes med hjem av jegeren, og som neppe inngår i noen jaktstatistikk. Det reelle uttak av en bestand i forbindelse med jakt er dermed ukjent, og dette gjør det vanskelig å vurdere den samlede effekten av jakt på bestandsutviklingen. Videre er kunnskap om omfanget av skadeskyting også et dyrevelferdsspørsmål.

5.4 Problemer med artsbestemmelse

Mange fuglearter kan være vanskelig å skille fra hverandre i flukt, selv for erfarne ornitologer, og jegere, særlig når lyset er begrenset tidlig om morgenen og om kvelden. Særlig vanskelig kan det være å artsbestemme hunfugler av flere av andefuglene. Det kan gi seg utslag i at det felles ender som ikke er jaktbare, men disse blir ikke med i jaktstatistikken eller rapporteres på annen måte. Om noen sjeldne arter rapporteres som en vanlig art betyr dette neppe noe vesentlig for vurderinger av jaktstatistikken for disse artene, men det burde innhentes kunnskap om omfanget av feilbestemming av sjeldne arter, så vel andefugler som andre grupper. Dette

kunne for eksempel for mange arter gjøres gjennom innsamling av vinger for spesielle grupper, tidsperioder eller områder (se Jordhøy & Kålås 1989).

5.5 Sesongvariasjoner i jaktuttaket

Dagens jaktstatistikk gir et samlet tall for jaktuttaket i løpet av et jaktår (fra 1. april til 31.mars neste år). Den gir ikke grunnlag for å vurdere når jakta utøves og jaktuttaket er størst. Eksempelvis er det under artsomtalene vist gjennom innsamling av vinger fra felte individer en sesongmessig variasjon i jaktuttaket for tre andearter (**figur 2.4.6, 2.5.6, 2.10.6**). Det ble skutt flest krikkender og stokkender tidlig i sesongen, kort tid etter jaktstart 21. august for disse artene. For kvinand ble det skutt flest fugler i november og desember, selv om jaktstart for denne arten var 10. september. For å kunne vurdere om jaktuttaket hovedsakelig er bestemt av når artene ankommer jaktområdene, som for eksempel hos trekkende arter, eller av jaktinnsats, som for eksempel hos stasjonære arter, vil det være nødvendig å innhente data om sesongmessige variasjoner i jaktutøvelsen og forekomst av vilt.

Et eksempel på slik datainnhenting er fra et prosjekt på Lista, der data fra Artsobservasjoner for havelle ble analysert (Wold et al. 2012). Dessverre inkluderte ikke dette prosjektet hverken krikkand, stokkand eller kvinand. En sammenstilling av antall observasjoner av havelle viste imidlertid at denne arten kommer til Lista i løpet av oktober og er vanlig i november og desember. En lignende analyse for andre andefuglarter kunne kanskje ha forklart noe av forskjellen i avskytning for kvinand i forhold til krikkand og stokkand.

Tidligere ble det foretatt vingeinnsamling fra skutte hønsefugler og andefugler i Norge. I dag foregår ingen systematisk innsamling av slike data. For andefugl kan det imidlertid være flere grunner til å vurdere om dette bør tas opp igjen. Det kan gi informasjon om artsfordeling, alders- og kjønnssammensetning (for bl.a. mål på ungeproduksjon) og informasjon om omfanget av feilbestemming av art fra flere områder i landet (jfr. **Kap 5.4**). For andefugler kan dette gi bedre kunnskap om flere arter som vi i dag vet lite om.

5.6 Liten kunnskap om trekkende arter

Vi vet lite om trekktidspunkt og trekkforløp for mange arter, spesielt for mange andefugler som i begrenset grad har blitt merket på eller nær hekkeområdet. Antall merkede individer er derfor lavt for flere arter, og antall gjenfunn tilsvarende få. Det er gjort forsøk med GPS-merking av ender som hekker i ferskvann, men disse synes ikke å ha vært vellykkede så langt (se flere artsomtaler i Shimmings & Øien 2015). Det er derfor ønskelig med økt innsats for å merke flere arter med GPS-sendere/-loggere for å få bedre oversikt over når fuglene forlater hekkeområdene, hvilke rasteområder de bruker under trekket og hvor de overvintrer. Spesielt interessant vil det være å se hvordan de responderer på islegging av ferskvann, og om dette kan være utslagsgivende for jakttrykket og jaktuttaket (jfr. **Kap. 5.5**).

For mange ender og sjøfugler mangler eksempelvis god kunnskap om hvor de oppholder seg utenom hekketiden. Bedre kunnskap er imidlertid viktig for å få innsyn i status og framtidsutsikter, og for en bærekraftig forvaltning. Som et ledd i dette har voksne rugende ærfuglhunner fra Mandal-Listaområdet blitt utstyrt med såkalte lysloggere. Lysloggerteknologien vil blant annet gi mulighet til å identifisere de viktigste fjærfellingsområdene, trekkruter og vinterområder, hvilke miljøtrusler bestanden kan være utsatt for, bestandstilhørighet, generelle miljøforhold og fuglenes responser på klimaendringer. Siden de fleste sjøfugler vender tilbake til den samme hekkeplassen år etter år, og vi antar at dette gjelder for de merkede ærfuglene, gir dette forhåpentligvis muligheten til å gjenfange disse fuglene i de kommende hekkesesongene. Dette vil være mulig for ærfugl og noen andre arter, men i langt mindre grad for andefugler som hekker i ferskvann.

5.7 Artsgrupper - fugler

Gjess

Kortnebbgås, grågås

For gjessene foreligger det god informasjon om grågås og kortnebbgås, mens datagrunnlaget for kanadagås (vurdert under fremmede arter) er svært mangelfullt på mange områder. Med reduserte bestander for en rekke andre jaktbare arter, ser mange rettighetshavere gjessene som en viktig fremtidig jaktressurs. I tråd med dette er det utarbeidet informasjonsmateriale om hvordan en kan legge til rette for og organisere gåsejakt, både gjennom å høste av bestandene og for å redusere lokale hekkebestander der disse skader dyrket mark. I denne sammenheng vil det være ønskelig med bedre kunnskap om kanadagåsa.

Grågåsa kan mange steder starte høsttrekket så tidlig at man knapt rekker å jakte på den innenfor ordinær jaktsesong. Som et resultat av dette utarbeides det stadig flere lokale forvaltningsplaner, dels for å kunne starte jakta inntil 15 dager før ordinær jaktstart, dels for å kunne iverksette skadefelling og eggsanking/-punktering som bestandsregulerende tiltak. Vi er usikre på i hvilken grad slik felling rapporteres inn til SSB og inngår i den offentlige jaktstatistikken. Det felles sannsynligvis flere tusen grågjess som «skadegås» langs kysten. I forvaltningssammenheng kan det være en utfordring å finne andre alternativer for uttak av bestanden. Enten for å løse beiteskadeproblemene på andre måter slik at behovet for skadefelling reduseres, og/eller for å unngå at omfattende skadefelling ødelegger for jaktmuligheter i ordinær jaktsesong.

Ved svært tidlig jaktstart på grågås, kan det fortsatt være mange årsunger som ikke er flygedyktige. For å unngå jakt på disse, noe mange jegere anser som uetisk, bør jakta legges til rette slik at en i en periode ikke jakter i gjessenes oppvekstområder, men mer legger til rette for jakt på flygedyktige gjess som trekker inn mot dyrket mark.

For kortnebbgås er det utarbeidet en egen internasjonal forvaltningsplan med mål om å holde total hekkebestand på 60 000 individer gjennom jaktuttak i Norge og Danmark. En tilrettelegging av jaktutøvelsen har ført til at jaktuttaket nå er tilstrekkelig stort til å nå forvaltningsmålet som er satt. I planen omtales imidlertid også begrensninger i jakta dersom bestanden skulle gå under dette omforente målet.

For grågås er jaktuttaket i dag ca, 15 000 individer. I tillegg til dette kommer uttak gjennom eggplukking og skadefelling). Hvis målet er å holde bestanden stabil på dagens nivå på landsbasis, kan sannsynligvis jaktuttaket økes betydelig. Skal dette oppnås, kan det være nødvendig å vurdere hvordan jakta kan eller bør gjennomføres i årene som kommer. Med økende bestander av rådyr og hjort, er det sannsynlig at flere jegere på kysten ønsker å prioritere hjorteviltjakt på bekostning av gåsejakt.

Ender

Brunnakke, krikkand, stokkand, toppand, ærfugl, havelle, svartand, kvinand, siland, laksand

En generell svakhet ved gjennomgangen av status for andefugler er at det ikke eksisterer overvåkingsprogram for hekkebestandene. Flere arter overvåkes gjennom årlige tellinger av overvintrende fugler i noen områder, men vi vet ikke hvilke bestander som overvåkes på denne måten, og hvor representative disse er for bestandsutviklingen i Norge.

For andefugler som primært hekker i ferskvann er det en tendens til at det gjennom de siste fem årene er felt mindre fugl enn de fem foregående årene. Årsakene til dette er ukjent, men det kan skyldes endringer i artens opptreden i tid og rom, endringer i vernebestemmelser for

mange vann, for eksempel på Jæren, redusert interesse for jakt, eller redusert tilgang til jakt dersom grunneiere leier ut sine jaktrettigheter til f.eks. jaktklubber i store firmaer. En studie av hvordan endringer i jaktinteressen for disse artene kan påvirke jaktuttaket eller om det reduserte jaktuttak kan være relatert til endringer i bestandene ville vært nyttig. Det mangler også data som kan vise om noen arter i hovedsak blir skutt i ferskvann eller ved sjøen, eller begge steder. Imidlertid felles det nå såpass få fugler av de fleste arter at jakta i seg selv trolig vil ha en begrenset effekt på bestandsutviklingen. Et unntak kan være vårjakta på ender i Kautokeino, men dette er ennå dårlig undersøkt.

Østfold og Rogaland er viktige jaktfylker for mange arter etter som fugler fra bestander nord og øst i Norge både kan passerer under trekket og overvintre. Det er derfor vanskelig å avgjøre i hvor stor grad vi beskatter vår egen bestand i forhold til andre lands bestander. Jaktstatistikken for fiskender er felles for siland og laksand. Det er derfor vanskelig å vurdere mulige bestandseffekter av jakta for de to artene.

Jakt på ærfugl har begrenset omfang i Norge og er bare tillatt i noen fylker på Østlandet. Det er trolig ærfugler fra norske hekkebestander det blir jaktet på, da mesteparten av svenske ærfugler overvintrer i danske farvann, særlig langs østkysten av Jylland, samt i mindre grad i sørlige Østersjøen, på den svenske vestkysten og i Vadehavet (Fransson & Pettersson 2001, Artdatabanken 2015). Så langt finnes ikke data som tyder på at denne jakta har en negativ effekt på bestanden i denne regionen. Vi kan imidlertid ikke vurdere om enkelte lokale bestander kan påvirkes mer enn andre.

Havelle, svartand og ærfugl er vurdert som nær truet (NT) på den norske rødlista for 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). Havelle er dessuten vurdert som sårbar (VU) både på den svenske rødlista (Artdatabanken 2015), og på den globale rødlista (IUCN 2015). Ærfugl er vurdert som sårbar (VU) både på den svenske og på den europeiske rødlista (BirdLife International 2015). Det bør derfor vurderes om jaktbegrensende tiltak skal iverksettes for disse artene.

Hønsefugler

Jerpe, lirype, fjellrype, orrfugl, storfugl,

Rypejakt engasjerer aller flest småviltjegere i Norge. Dette selv om fellingstallene har gått til dels sterkt tilbake de siste 15-20 åra og både lirype og fjellrype nå finnes på den norske rødlista for 2015. Også jakt på storfugl og orrfugl, og i noen grad jerpe er svært populært blant norske småviltjegere. For alle arter har det i det seinere, dels på grunnlag av fellingsstatistikk og dels på grunnlag av takseringer i forkant av jakta, blitt innført restriksjoner på jaktutøvelsen. I så måte er de fleste grunneiere og rettighetshavere sitt ansvar bevisst og foretar nødvendige reguleringer for å gjennomføre en bærekraftig forvaltning. Imidlertid vil restriksjoner på jaktutøvelsen føre til at jaktstistikken påvirkes i større eller mindre grad avhengig av bestandssituasjon og tiltak. Dette betyr at en framtidig bruk av jaktstatistikken bør evalueres og harmoniseres med bestandstakseringer for alle fem skogshønsarter.

Det bør vurderes om taksering av alle skogshønsartene skal innarbeides i de årlige hønsefugltakseringene som nå inngår i Hønsefuglportalen (http://honsefugl.nina.no/). En bedre utnytting av denne takseringsaktiviteten samt en evaluering i forhold til overvåkingsprogrammene TOV og TOV-E burde kunne gjøres for alle skogshønsartene.

Selv om vi i dag har god kunnskap om jaktas betydning for lirypebestandens utvikling, mangler tilsvarende informasjon for de andre skogshønsartene. Grunneiere og rettighetshavere har allikevel vært sitt ansvar bevisst og innført forskjellige typer restriksjoner i forbindelse med jakt på alle skogshønsartene etter at bestandene av mange arter syntes å bli redusert. Imidlertid mangler fortsatt gode data på effekten av forskjellige restriksjoner som er tatt i bruk.

Sjøfugler

Storskarv, toppskarv, gråmåke, svartbak

Det jaktes skarv av begge arter i noe omfang langs kysten. Toppskarv er tillatt å jakte i de fire nordligste fylkene, inkludert noen kommuner i Sør-Trøndelag. Jaktstatistikken viser imidlertid at det felles toppskarv i langt flere fylker og kommuner enn det jakttidsforskriften tillater. Årsaken til dette er ukjent, men det kan skyldes at jegeren feilbestemmer arten før den felles. Imidlertid tyder rapporteringen på at mange jegere allikevel rapporterer at de har skutt toppskarv på tross av at dette ikke er lovlig. Hvor mange toppskarver som felles og ikke rapporteres er ukjent. Feil artsbestemmelse kan imidlertid være en årsak til lave fellingstall for toppskarv sammenliknet med storskarv. I lys av dette kan det være behov for å vurdere om jakttidene på toppskarv skal justeres i tråd med at bestandsutviklingen nå er positiv i Sør-Norge. Dette kan gjøres gjennom endringer i jaktområder og/eller i endringer i jaktsesongen.

De to jaktbare måkeartene gråmåke og svartbak ser ut til å ha hatt en negativ bestandsutvikling siden slutten av 1990-tallet. Jaktstatistikken for disse to artene samlet viser en markant nedgang fra 20 000 fugler i 2004-2005 til ca. 2500 fugler i 2013-2014. Bestandene av disse artene bør derfor følges nøye. Det er viktig at betydningen av jaktuttaket vurderes i forhold til andre faktorer som påvirker bestandsutviklingen.

Vadere og ringdue

Heilo, rugde, enkeltbekkasin, ringdue,

Av jaktbare vadefugler er det primært rugda som fortsatt felles i et relativt betydelig antall i Norge, særlig på Sør-Vestlandet. Det ble tidligere skutt ca. 10 000 rugder per år i Norge. Nedgangen i antall skutte rugder fra ca. 4000 fugler i begynnelsen av 2000-tallet til ca. 2000 fugler i jaktsesongen 2013-2014 kan være en indikasjon på at bestanden i Norge har hatt en bestandsnedgang de seinere åra. Imidlertid synes rugdebestanden i Skandinavia å være relativt stabil. I forvaltningssammenheng er det viktig å være oppmerksom på at heilo og enkeltbekkasin som lett kan forveksles med andre, mer sjeldne arter.

Ringdue er en viktig jaktressurs særlig på Østlandet, med opptil 60 000 felte fugler per år. Selv om jaktuttaket har vist en nedadgående trend er det lite som indikerer at dette reflekterer en negativ bestandsutvikling da bestanden av ringdue synes å ha vært relativt stabil i siste 10-årsperiode.

Spurvefugler

Gråtrost, rødvingetrost, skjære, nøtteskrike, kråke, ravn

De to jaktbare trosteartene gråtrost og rødvingetrost har hatt en negativ bestandsutvikling siste 10 år, og fellingsstatistikken for de to artene samlet har vært fallende fra ca. 20 000 fugler til ca. 10 000 fugler. Om dette betyr at interessen for troster som jaktobjekt har avtatt eller om det finnes bestandsrelaterte årsaker vites ikke. I forvaltningssammenheng er det viktig å være oppmerksom på at gråtrost og rødvingetrost lett kan forveksles med andre, mer sjeldne trostearter.

Kråkefuglene nøtteskrike, skjære, kråke og ravn beskattes i relativt stort omfang med 9000 nøtteskriker, ca. 24000 skjærer, ca. 45000 kråker og ca. 7000 ravner. Motivasjonen til å jakte på disse artene er trolig mer viltstellmessig relatert enn næringsmessig. I framtidig forvaltning er det viktig å legge til grunn de til dels «kunstig» store bestandene av kråkefugler som bl.a. mye

skyldes bedret næringsgrunnlag på grunn av menneskeskapt næring (matavfall/ søppel) . Spesielt må ravnens betydning som reirbygger for jaktfalk er kunnskap som er viktig å ha med i vurderingene av forvaltningen av arten,

5.8 Artsgrupper – pattedyr

Hundedyr

Rødrev

Rødreven har en økologisk nøkkelfunksjon i mange av våre økosystem fra fjære til høyfjell og fra sør til nord og god kunnskap om rødrevbestanden er derfor viktig for forvaltning av mange andre småviltarter. I vår jaktstatistikk har vi sannsynligvis et grovt bilde av bestandsutviklingen for rødrev, men vi mangler helhetlige registreringer av rødrevbestanden i Norge. En mulig metode kan være å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» i større omfang enn hva som praktiseres i dag. Men mer interessant og lovende er kanskje etablering av en overvåking av mange småviltarter ved hjelp av viltkamera.

Selv om det fra mange hold påpekes at rødrevbestanden er stor og at dens effekt som predator på en rekke arter, så vel jaktbare som ikke jaktbare, er av stor betydning for artsmangfoldet, har vi fortsatt liten kunnskap om dette. I seinere tid har det blitt igangsatt flere prosjekter hvor beskatning av rødrev inngår som et ledd i å styrke svake småviltbestander. Men effekten av slike kampanjer er i liten grad undersøkt og en del foreløpige resultater kan indikere at rødrevbeskatning gjennom ordinær jakt har liten betydning på predasjonstrykket på andre småviltarter. Jakt bør i så fall motiveres ut ifra at rødreven er et interessant jaktobjekt med lange jakttradisjoner i Norge.

Mårdyr

Røyskatt, mår, grevling

For alle jaktbare mårdyr finnes tilgjengelig jaktstatistikk fra SSB. Men som for en rekke andre arter mangler vi kunnskap om jaktstatistikken reflekterer mårdyrbestandene på en god måte. For røyskatt og mår kunne en gjenopptaking av snøsporing på «gaupetakseringslinjene» være nyttig for å få bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. Men mer interessant og lovende er kanskje etablering av en overvåking av mange småviltarter ved hjelp av viltkamera som kunne benyttes for ale de tre mårdyrartene.

Prisene på viltskinn har i de siste tiårene falt svært mye. Røyskatt og mår blir derfor i dag hovedsakelig jaktet og fanget som ledd i en predatorbekjempelse for å redusere predasjon på «matnyttig» småvilt, og ikke for pelsens skyld. På samme måte som for rødreven mangler god dokumentasjon på disse artenes betydning for bestandsutviklingen av andre småviltarter. Det mangler også gode data på effekten av jakt og fangst av disse artene i såkalt viltstellsammenheng. Jakt og fangst bør nok slik sett motiveres ut ifra at disse artene er interessante jaktobjekt i seg selv og at jakt og fangst har lange tradisjoner i Norge. Selv om vi har relativt liten kunnskap om disse artenes totale bestandsstørrelse i Norge er det ingen indikasjoner på at dagens uttak av disse artene har noen begrensende effekt på bestandsstørrelsen.

Gnagere

Hare, ekorn, bever

For alle de jaktbare gnagerne og haredyrene finnes tilgjengelig jaktstatistikk fra SSB. Men på samme måte som for mange andre arter mangler vi kunnskap om jaktstatistikken reflekterer bestandene på en god måte. For hare og ekorn kunne en mulig metode være å gjenoppta snøsporing på de såkalte «gaupetakseringslinjene» for å få et bedre estimat for bestandsstørrelse og fordeling. Men mer interessant og lovende er kanskje etablering av en overvåking av mange småviltarter ved hjelp av viltkamera. Imidlertid indikerer en gjennomgang at jaktuttaket sannsynligvis speiler tilsvarende endringer i harebestanden. Allikevel har vi liten kunnskap om harebestandens reelle størrelse på landsbasis.

I Norge viser jaktstatistikken en betydelig nedgang i antall skutte harer de siste 10-20 åra, noe som overveiende sannsynlig også gjelder for bestanden. På denne bakgrunn ble hare ført opp som NT (nær truet) i rødliste for Norge i 2015. Årsakene til denne bestandsnedgangen er ukjent, selv om flere mulige faktorer har blitt påpekt. Siden vi ikke vet hvor stor harebestanden reelt sett er, er det også vanskelig å si noe om hvor stor andel av bestanden som hvert år skytes. Imidlertid er det grunn til å tro at jaktuttaket er forsvarlig når en ser på større områder. Men det er sannsynlig at svært høyt jakttrykk vil kunne redusere harebestanden lokalt. Imidlertid finnes lite data for å vurdere dette.

Avskytningstall for bever har avtatt siden årtusenskiftet, men det er ukjent om dette skyldes manglende interesse for beverjakt eller om det speiler en bestandsnedgang. I forvaltningssammenheng er dette viktig å belyse bl.a. for å vurdere betydningen av jaktuttaket for bestanden lokalt og regionalt.

5.9 Artsgrupper - fremmede arter

Pattedyr

Mårhund, villmink, sørhare, kanin, beverrotte, bisam, villsvin, dåhjort, mufflon

Flere av disse artene (kanin, beverrotte, dåhjort, mufflon) finnes bare svært sporadisk og i tilknytning til lokale rømminger og/eller utsetting. Artene vil i varierende grad være en trussel for stedegne arter og det er derfor viktig å få oversikt over antall rømminger og gjennom jakt forsøke å hindre spredning.

Arter som bisam, mårhund, sørhare, villsvin og ikke minst villmink vil kunne påvirke stedegne arter og økosystem på en alvorlig måte og bør derfor overvåkes og beskattes slik at spredning begrenses. Villmink er allerede gjennom lang tid etablert i norsk natur og bestandsutviklingen kan i noen grad følges gjennom jaktstistikken. Det er allikevel ikke kjent i hvor stor grad denne reflekterer minkbestanden. Det er likeledes ikke kjent, utenom i helt spesielle tilfeller, om intensiv beskatning reduserer bestanden og i hvilken grad rømminger fra minkoppdrett «vedlikeholder» en vill bestand.

For mange av disse artene vil man kunne overvåke bestandsutvikling og spredning ved hjelp av viltkamera.

Fugler

Kanadagås, stripegås, knoppand, mandarinand, stivhaleand, fasan

Mens kanadagås finnes hekkende mange steder i landet og har etablert en levedyktig bestand hos oss, finnes arter som stripegås, knoppand, mandarinand og stivhaleand bare sporadisk forekommende og sjelden hekkende. Stripegås ansees å ha relativt stor potensiell skadeeffekt og bør overvåkes og begrenses i antall og utbredelse. De andre artene, med unntak av stivhaleand, har lavt skadepotensial.

Kanadagås er allerede gjennom lang tid etablert i norsk natur og bestandsutviklingen kan i noen grad følges gjennom jaktstistikken. Det er allikevel ikke kjent i hvor stor grad denne reflekterer bestanden. Utenom jaktstatistikken finnes ingen overvåking av bestanden. Muligens kan det skje lokale registreringer noen steder. Siden den reelle bestandsstørrelsen er ukjent er det vanskelig å si om dagens jakt påvirker bestanden i vesentlig grad. I områder hvor man ønsker å redusere bestanden burde intensivering og tilrettelegging av jakt (som hos kortnebbgås) vurderes.

Tidligere var fasan etablert flere steder i Sør-Norge men omfanget av utsetting har avtatt og fasan finnes nå bare få steder på Sør- og Østlandet. Omfanget av utsetting og felling bør imidlertid registreres som et grunnlag for bestandsovervåking av arten.

6 Referanser

Andersson, Å., Follestad, A., Nilsson, L. & Persson, H. 2001. Migration of Nordic Greylag Geese Anser anser. - Ornis Svecica 11: 19-58.

Andersson, Å., Madsen, J., Mooij, J. & Reitan, O. 1999. Canada Goose Branta canadensis: Fennoscandia/continental Europe. - In: J. Madsen, Cracknell, G. & Fox, T. (ed.) Goose Populations of the Western Palearctic. A Review of the Status and Distribution: 236-245.

Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J.O., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Hanssen, S.A., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K. & Systad, G.H. 2015. SEAPOP. De ti første årene. Nøkkeldokument 2005-2014. – SEAPOP, Norsk institutt for naturforskning, Norsk Polarinstitutt & Tromsø Museum - Universitetsmuseet. Trondheim, Tromsø. 58 s.

Artdatabanken 2015. Rødlista 2015. http://artdatabanken.se (nedlastet 11. Desember 2015).

Artsdatabanken 2012 Fremmede art4er I Norge – med norsk svarteliste. Trondheim.

Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. Norsk Ringmerkingsatlas. Vol. 1. - Stavanger Museum, Stavanger. 431 s.

Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2006. Norsk Ringmerkingsatlas. Vol. 2. - Stavanger Museum, Stavanger. 446 s.

Bevanger, K. & Ree, V. 1994. Fugler og pattedyr. S. 74-120 i: Tømmerås, B.Å., red. 1994. Introduksjoner av fremmede organismer til Norge. - NINA Utredning 62: 1-141.

Bevanger, K. 2005. Nye dyrearter i norsk natur. - Landbruksforlaget, Oslo. 200 s.

Bevanger, K. 2012. Norske rovdyr. - Cappelen Damm AS, Oslo. 208 s.

Bevanger, K., Berntsen, Finn, Clausen, Stig, Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, Duncan, Hanssen, Frank, Johnsen, L., Kvaløy, P., Lund-Hoel, P., May, Roel, Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Røskaft, E., Steinheim, Y., Stokke, B. & Vang, R. 2011. Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010. - NINA Rapport 620: 1-152.

BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. - Birdlife Conservation Series No. 12. Cambridge, UK. 374 sider.

BirdLife International 2015. European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. http://birdlife.org/sites/default/files/attachments/RedList%20%20BirdLife%20publication%20WEB.pdf

Bregnballe, T, Fredriksen, M. & Gregersen, J. 1997, Seasonal distribution and timing of migration of Cormorants Phalacrocorax carbo sinensis breeding in Denmark. - Bird Study 44: 257-276.

Bønløkke, J., Madsen, J.J., Thorup, K., Pedersen, K.T., Bjerrum, M. & Rahbek, C. 2006. Dansk Trækfuglatlas. - Rhodos, Humlebæk.

Davidson, R.K. 2009. Trichinella and Sarcoptes infections in red foxes (Vulpes vulpes) in Norway. - PhD-thesis, Norwegian School of Veterinary Science, Oslo.

DN 2008. Handlingsplan mot mårhund Nyctereutes procyonoides. - DN rapport 2008-2. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

DN 2011. Handlingsplan mot amerikansk mink (Neovision vision). - DN rapport 2011-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

EBCC 2014. Trends of common birds in Europe, 2014 update.

Edvardsen, O.I., Skåtan, J.E. & Udø, T. 2016. Minkprosjektet i Sør-Smøla landskapsvernområde – restaurering av et økosystem. Rapport etter fem sesonger, 2011-2015. – SNO, i manus.

Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.-J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T.K., Strøm, H., Systad, G.H. (2015) The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard – NINA Report 1151. 84 pp.

Flux, J.E.C. 1993. Relative effect of cats, myxomatosis, traditional control, or competitors in removing rabbits from islands. - New Zealand J of Zool. 20: 13-18.

Follestad, A. & Soglo, E. 2011. Grågåsundersøkelser i Vestfold. - Vestfoldornitologen 14: 4-14.

Follestad, A. 2001. Hvordan forebygge beiteskader av gjess. - Norges Bondelag, brosjyre, 8 s.

Follestad, A. 2010. Islandske grågjess i Møre og Romsdal. - Rallus 39 (3): 28-34.

Follestad, A. 2010. Tellinger av mytende grågjess i Møre og Romsdal. - Rallus 39 (2): 25-40.

Follestad, A. 2011. Tellinger av mytende grågjess i Vega kommune. - Havørna 22: 10-27.

Follestad, A. 2012. Oversikt over feltarbeid på grågås i 2012. - NINA Minirapport 412, 62 s.

Follestad, A. Jaktundersøkelser på Smøla og Vega 2013 og 2014. (in prep.).

Follestad, A., Heggberget, T.M., Hoem, S.A., Nygård, T., Reitan, O. & Røv, N. 2005. 6. Arealbruk på kysten påvirker dyrelivet. - p. 47-57 in Heggberget, T.M. & Jonsson, B. (eds.). Landskapsøkologi: arealbruk og landskapsanalyse. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. - NINA Temahefte 32.

Follestad, A., Mitchell, C. & Swann, R. 2012. Icelandic greylags wintering in Norway. - Wetlands International Goose Specialist Group Conference, Steinkjer 18.4.2012.

Follestad, A., Nygård, T., Røv, N. and Larsen, B.H. 1988. Distribution and numbers of moulting non-breeding Greylag Geese in Norway. - Wildfowl 39: 82-87.

Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. - NINA Rapport 1036. 158 s.

Fransson, T. & Pettersson, J. 2001. Svensk ringmerkingsatlas. Vol. 1. - Stockholm.

Fylkesmannen i Nord-Trøndelag 2010. Forvaltningsplan for vår- og høstrastende kortnebbgås i Nord-Trøndelag. - Rapport Miljøvernavdelingen 03/2010.

Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge –

Gjershaug, J. O. 2012. Vurdering av risiko for biologisk mangfold ved innførsel og utsetting av gjess, ender, kalkun, tamdue og struts. - NINA Rapport 787, 80 s.

Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) 1994. Norsk fugleatlas. - Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.

Green, M. & Lindström, Å. 2014. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling. Årsrapport 2013. - Rapport, Biologiska Institusjonen, Lund Universitet.

Haaverstad, O. 2011. Villsvinets (Sus scrofa) kolonisering av nye leveområder i sørøst-Norge: habitatbruk, føde, skadeomfang og bestandsstatus. - UMB Mastergradsoppgave i naturforvaltning

Haftorn, S. 1971. Norges fugler. - Universitetsforlaget. 862 s.

Halley, D., Rosell, F. & Saveljev, A. 2012. Population and distribution of Eurasian Beaver (Castor fever). - Baltic Forestry 18: 168-175.

Hearn, R.D., Harrison, A.L. & Cranswick, P.A. in prep. International Single Species Action Plan for the conservation of the Long-tailed Duck Clangula hyemalis, 2016-2025. - AEWA Technical Series.

Heggberhet, T.M. & Reitan, O. 1994. Kanadagås. – I: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. s. 66-67.

Hjeljord, O. 2008. Viltet - biologi og forvaltning. - Tun Forlag AS, Oslo.

Holling, M. & the Rare Breeding Birds Panel 2011. Non-native breeding birds in the United Kingdom in 2006, 2007 and 2008. - British Birds 104: 114-138

Hovland, P.J. 2012. Gåsejakt i Nord-Trøndelag. Resultater fra ulike jaktorganiseringer i 2011 - NINA Rapport 777, 46 s.

IUCN 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. - http://iucnredlist.org (nedlastet 11. desember 2015).

Jansson, G. & Pehrson, A. 2007. The recent expansion of the brown hare (Lepus europaeus) in Sweden with possible implications to the mountain hare (L. timidus). - European Journal of Wildlife Research 53: 125-130.

Jansson, G., Thulin, C.-G. & Pehrson, Å. 2007. Factors related to the occurance of hybrids between brown hares Lepus europaeus and mountain hares L. timidus in Sweden. - Ecography 30: 709-715.

Jensen, G.H., Tombre, I.M. & Madsen, J. Environmental factors affecting numbers of pink-footed geese Anser brachyrhynchus utilizing an autumn stopover site. - Wildlife Biology (submitted).

Jensen, G.H., Tombre, I.M., Eythórsson, E., Madsen, J., Søreng, S.U., Gundersen, O.M. &

Jensen, T.-L. W. 2009. Identifying causes for population decline of the brown hare (Lepus europaeus) in agricultural landscapes in Denmark. - Aarhus University, Rønde.

Kampe-Persson, H. & Follestad, A. 2003. Norske grågjess i Las Marismas. - Vår fuglefauna 26 (2): 53-59.

Kvasnes, M. A. J., Storaas, T., Pedersen, H. C., Bjork, S. & Nilsen, E. B. 2010. Spatial dynamics of Norwegian tetraonid populations. - Ecological Research 25: 367-374.

Kålås, J. A. & Byrkjedal, I. 1987. Rugda på Vestlandet som forskningsobjekt. - Fuglehunden 50: 22-23.

Kålås, J. A. 2006. Rugde Scolopax rusticola. S. 200 i: Svorkmo-Lundberg, T., Bakken, V., Helberg, M., Mork, K., Røer, J. E. & Sæbø, S. (red.). 2006. Norsk VinterfuglAtlas. Fuglenes utbredelse, bestandsstørrelse og økologi vinterstid. - Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim.

Kålås, J. A., Husby, M., Nilsen, E. B. & Vang, R. 2014. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013. - Norsk ornitologisk forening Rapport 4-2014, 36 s.

Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J. A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. Journal of Avian Biology 45: 3-14.

Lindström, Å., Green, M., Husby, M., Kålås, J. A. & Lehikoinen, A. 2015. Large-scale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. - Ardea 103: 3-16.

Lorentsen S.H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. - NINA Rapport 439.

Lorentsen, S.-H., Bakken, V., Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Røv, N. & Winnem, A. 2010. Akutt skadeomfang og herkomst for sjøfugl etter MV Full City-forliset. – NINA Rapport 548. 44 s.

Madsen, J. & Williams, J.H. (Eds.) 2012. International species management plan for the Svalbard population of the pink-footed goose Anser brachyrhynchus. - AEWA Technical Series No. 48. Bonn, Germany. 51 pp.

Madsen, J., Cottaar, F., Amstrup, O., Asferg, T., Bak, M., Bakken, J., Christensen, T.K., Gundersen, O.M., Kjeldsen, J.P., Kuijken, E., Reinsborg, T., Shimmings, P., Tombre, I. & Verscheure, C. 2015. Svalbard Pink-footed Goose. Population Status Report 2014-2015. - Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 16 pp. Technical Report from DCE – DCE No. 58. http://dce2.au.dk/pub/TR58.pdf.

Mattilsynet 2014. Barn, gravide, ammende og kvinner i fruktbar alder bør ikkje ete måseegg. - (http://www.Matportalen.no)

McCarthy, E. M. 2006. Handbook of avian hybrids of the world. - Oxford University Press, Oxford.

Mæhlum, A. 2006. Frøår på gran i vente. - Mjøsen skog (http://www.mjosen.no/).

Nilsen, E.B., Pedersen, H.C. & Vang, R. 2013. Hønsefuglportalen – en nasjonal portal for ryper og skogsfugl. - NINA minirapport 423.

Nilsson, L. & Haas, F. 2015. Inventering av sjöfåglar, gäss och sångsvanar i Sverige. Årsrapport för 2014/2015. – Biologiska Institutionen, Lunds Universitet. 60 s.

Norges Bondelag 2015. Jaktområder for gås. En veileder i grunneierorganisering og jakt. - Norges Bondelag, Utmarksavdelingen for Akershus og Østfold. 46 s.

Olsen, K.S. 2012. Ærfugl i Farsund kommune 1988-2012: Hekkepopulasjon, kullstørrelse, hekkesuksess og rekruttering. Presentasjon av materialet, med historikk og metoder. - Rapport, 11 s.

Olsen, T. A., Bunes, V., Egeland, Ø., Gulberg, A., Mjølsnes, K. R. & Tveit, B. O. 2010. Sjeldne fugler i Norge i 2008. Rapport fra Norsk sjeldenhetskomite for fugl (NSKF). Ornis Norvegica 33: 4-48

Ottosson, U., Ottval, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindstrøm, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S., & Tjernberg, M. 2012. Fåglarna i Sverige – antal och förekomst. - Sveriges Ornitologiska Förening, Halmstad.

Parker, H. & Rosell, F. 2012. Beaver management in Norway - A review of recent literature and current problems. - HiT Publication 4/2012. Høgskolen I Telemark, Bø.

Pearson, M. 2014. Tiltak for å øke reproduksjonen hos hubro i Hitra og Frøya kommuner i Sør-Trøndelag. - Upublisert årsrapport til Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.

Pedersen, A. O., Bardsen, B. J., Yoccoz, N. G., Lecomte, N. & Fuglei, E. 2012. Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. - Journal of Wildlife Management 76: 308-316.

Pedersen, H.C. & Karlsen, D.H. 2007. Alt om RYPA; biologi-jakt-forvaltning. - Tun Forlag, Oslo.

Pedersen, H.C. & Storaas, T. (red.). 2013. Rypeforvaltning. Rypeforvaltningsprosjektet 2006-2011 og veien videre. - Cappelen Damm Akademisk, Oslo.

Pedersen, S. & Pedersen, H. C. 2012. Bestandssituasjonen for hare i Norge - en kunnskapsstatus. - NINA Rapport 886: 1-41.

Pehrson, Å. & Jansson, G. 2003. Skogsharen kämpar mot värmen. - Fauna & Flora 98: 2-11.

Petersen, I.K., Nielsen, R.D. & Lorentsen, S.-H. 2011. Numbers and distribution of wintering waterbirds in coastal southern Norway 2009. - SEAPOP Short Report 1-2011, 7 s.

Pistorius, P.A., Follestad, A. & Taylor, F.E. 2006. Declining winter survival and fitness implications associated with latitudinal distribution in Norwegian Greylag Geese Anser anser. - Ibis 148: 114-125.

Pistorius, P.A., Follestad, A. & Taylor, F.E. 2006. Temporal changes in spring migration phenology in the Norwegian Greylag Goose Anser anser, 1971-2004. - Wildfowl 56: 23-36.

Pistorius, P.A., Follestad, A., Nilsson, L. & Taylor, F.E. 2007. A demographic comparison of two Nordic populations of Greylag Geese Anser anser. - Ibis 149: 553-583.

Reid, N. 2011. European hare (Lepus europaeus) invasion ecology: implication for the conservation of the endemic Irish hare (Lepus timidus hibernicus). - Biological Invasions 13: 559-569.

Reitan, O. 1995a. Kanadagåsa er innført til Norge - men hva så? - Vår Fuglefauna 18: 23-29.

Reitan, O. 1995b. Kanadagås - en problematisk fugleart eller en ressurs? - I: K.H. Brox. (red.) Natur 1995. Tapir forlag, Trondheim: 63-75.

Reitan, O. 2006. Kanadagås Branta canadensis. - I: Svorkmo-Lundberg, T., Bakken, V., Helberg, M., Mork, K., Røer, J. E. & Sæbø, S. (red.). 2006. Norsk VinterfuglAtlas. Fuglenes utbredelse, bestandsstørrelse og økologi vinterstid. - Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim. 496 s.

Rosell, F. & Pedersen, K.V. 1999. Bever. - Landbruksforlaget, Oslo.

Røv, N., Kroglund, R.T. & Bergstrøm, R. 1992. Bestandsstørrelse, utbredelse og underartstilhørighet hos ærfugl Somateria mollissima langs Skagerrakkysten Skagerrak. - NINA Oppdragsmelding 129, 18 s.

SEAPOP 2013. Sjøfugl i Norge 2012. - SEAPOP, brosjyre. 24 s.

Shimmings, P. & Øien, I. J. 2015. Bestandsestimater for norske hekkefugler. - NOF-rapport 2015-2. 268 s.

Smedshaug, C. A., Selås, V., Lund, S. E. & Sonerud, G. A. 1999. The effect of a natural reduction of red fox Vulpes vulpes on small game hunting bags in Norway. - Wildlife Biology 5: 157-166.

Sollien, A. 1979. Mandarinand Aix galericulata i Norge. - Vår Fuglefauna 2: 29-33

Statistisk sentralbyrå 2015. http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/srjakt .

Strann, K.-B., Follestad, A. & Frafjord, K. 2002. Gjess i Nord-Norge. - Ottar 239: 3-11.

Stenmark, G. & Wrånes, E. 1984. Ærfuglregistreringer langs Skagerrakkysten 1983. – Stensil 22 s

Suul, J. 2012. Edderdun fra nord. - Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim.

Svorkmo-Lundberg, T., Bakken, V., Helberg, M., Mork, K., Røer, J. E. & Sæbø, S. (red.). 2006. Norsk VinterfuglAtlas. Fuglenes utbredelse, bestandsstørrelse og økologi vinterstid. - Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim. 496 s.

Swenson, J. 1994. Jerpe. – I: Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. s. 138-139.

Sæther, B.-E. 1979. Mortality and life history of the Norwegian Fieldfares Turdus pilaris based on ringing recoveries. - Fauna Norvegica serie C., Cinclus 2: 15-22.

Thulin, C. G. 2003. The distribution of mountain hares Lepus timidus in Europe: a challenge from brown hares L. europaeus? - Mammal Review 33 (1): 29-42.

Tombre, I., Eythórsson, E. & Madsen, J. 2013. Towards a Solution to the Goose-Agriculture Conflict in North Norway, 1988–2012: The Interplay between Policy, Stakeholder Influence and Goose Population Dynamics. PLoS ONE Volum 8.(8).

Tombre, I., Jensen, G.H., Madsen, J., Eythórsson, E. & Gundersen, O.M. 2011. Gåsejakt i Nord-Trøndelag. Resultater fra ulike jaktorganiseringer i 2010. NINA Rapport 655, 32.

Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehikoinen, A. 2011. - The Third Finnish Breeding Bird atlas.

VKM 2007. Oppdatert risikovurdering – introduksjon av høypatogent aviært influensavirus til Norge våren 2007. - Uttalelse fra Hovedkomiteen i Vitenskapskomiteen for mattrygghet 16.02.07. 23 s.

Wernham, C.V., Toms, M.P., Marchant, J.H., Clark, J.A., Siriwardena, G.M., & Baillie, S.R. (eds.). 2002. The Migration Atlas: movements of the birds of the birds of Britain and Ireland. - T.& A.D. Poyser, London.

Wildfowl & Wetlands Trust 2015. Draft International Single Species Action Plan for the Conservation of the Long-tailed Duck Clangula hyemalis 2016–2025. – Draft for a meeting on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA).

Wold, M., Røer, J.E. & Bunes, V. 2012. Utvalgte fuglearters bruk av Listastrendene. - Lista Fuglestasjon, rapport til Fylkesmannen i Vest-Agder, 71 s.

Wrånes, E. 1982. Seasonal fluctuations and movements of the Common Eider *Somateria mollissima* (L.) at the Norwegian Skagerrak coast. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 5: 49-52.

www.nina.no

1178

NINA Rapport

Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2803-9

Norsk institutt for naturforskning
NINA Hovedkontor
Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01
E-post: firmapost@nina.no
Organisasjonsnummer 9500 37 687
http://www.nina.no

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger