



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Kongeørn (*Aquila chrysaetos*) og sauehold – Variasjon i tap til kongeørn på fylkes- og beiteområdenivå.

Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) and shepherding – Variation in loss to golden eagle at county and pasture level.

Mikael Franzén Rønningen

Master i Naturforvaltning

Forord

Denne oppgaven avslutter min mastergrad i Naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Det har vært en svært lærerik prosess jeg aldri ville vært foruten.

Jeg vil rette en stor takk til professor Leif Egil Loe ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning for å alltid ha kontordøren åpen, og for hjelp og veiledning gjennom hele oppgaven. Stor takk til seniorforsker Audun Stien ved Norsk institutt for naturforskning for en lærerik og morsom sommer, samt veiledning av oppgaven. I tillegg ønsker jeg å takke seniorforsker Jenny Mattisson ved Norsk institutt for naturforskning for deling av data over kongeørnterritorier, og forsker Inger Hansen ved Norsk institutt for bioøkonomi for deling av data på tapsstudier som er blitt gjennomført i Norge.

I tillegg vil jeg takke min søster Vilde Rønningen og mine nieser Tuva og Mie for motivasjon og glede under oppgaveskrivingen. Jeg vil også rette en takk til min bror Joakim Rønningen for gjennomlesing og kommentarer på oppgaven. Spesielt takk til mamma og pappa som tok meg med ut i naturen fra liten alder, og som alltid stiller opp når jeg har trenger dem.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 13. Mai 2019

Mikael Franzén Rønningen

Sammendrag

I Norge er konfliktene mellom beitenæringa og rovvilt den viktigste årsaken til at størrelsen på rovviltpopulasjonene holdes nede. På midten av 1900-tallet var populasjonene av de norske rovdirene på sitt laveste, dette førte til et sauehold med et ekstensivt utmarksbeite, og i dag går tamsau (*Ovis aries*) i hovedsak fritt på utmarksbeite, og fortrinnsvis uten gjeterne. Mangel på tilsyn og svak antipredatoratferd, kan gjøre sauene til et enkelt bytte for rovdyr.

Kongeørn (*Aquila chrysaetos*) er en predator som har en vid utbredelse, men med stor romlig variasjon i hekkebestanden i Norge. Det er velkjent at kongeørn tar lam, men det har ikke vært gjennomført analyser som evaluerer hvordan variasjonen i tettheten av hekkebestanden er relatert til lammetap. Jeg analyserer ni år med data (2010-2018) på tap av sau til kongeørn på fylkesnivå, og data fra detaljerte tapsprosjekter fra ulike beiteområder som er blitt gjennomført i Norge på 2000-tallet. I tillegg benytter jeg data fra den nasjonale overvåkingen av kongeørn for å evaluere om det er en sammenheng mellom antall kongeørnterritorier og tap i sauenæringen på de to romlige skalaene. På beiteområdenivå er i tillegg demografiske og besetningsrelaterte forhold benyttet for å kunne belyse tapsrisiko.

Både på fylkesnivå og beitelagsnivå fant jeg positiv korrelasjon mellom antall sau og lam drept eller skadet av kongeørn og antall kongeørnterritorier, en sammenheng som delvis skyldtes variasjon i antall sau på utmarksbeite. På begge nivåer ble det også funnet positiv korrelasjon mellom tap av sau og lam til kongeørn og tap til de andre fire store rovdirene; bjørn (*Ursus arctos*), gaupe (*Lynx lynx*), jerv (*Gulo gulo*) og ulv (*Canis lupus*). På fylkesnivå var det i tillegg positiv korrelasjons mellom prosentvis tap til kongeørn og prosentvis antall ulykker. På individnivå, innad i beitebesetningene, ble det funnet en signifikant korrelasjon mellom søyas alder og tap av lam, hvor ettårs mødre har større sannsynlighet for å miste lam til kongeørn, samtidig fant jeg en tendens i retning av at små lam hadde høyere sannsynlighet for å bli drept av kongeørn.

Studiet mitt viser sammenfall av tapsårsaker på stor (fylke) og liten (beiteområde) skala. At tap påvirkes av antall kongeørnterritorier tyder på at tettheten av ørn i ett område er av betydning for tapssituasjonen. Det kan også indikere at territorielle ørn tar lam og/eller at det er romlig samvariasjon mellom antall territorielle og ikke-territorielle ørn som bruker ett område.

Abstract

The main reason why the large carnivore populations is kept to a minimum in Norway, is because of the conflicts between livestock and predators. In the middle of the 20th century the populations of Norwegian carnivores were at their lowest, which led to a livestock grazing pastures often are on extensive rangelands, where domestic sheep (*Ovis aries*) goes without shepherds. Due to the lack of supervision and weak antipredator behaviour, sheep's may be an easy prey for predators.

The golden eagle (*Aquila chrysaetos*) is a widely distributed predator, and the species have a great spatial variation in their breeding population. It is well known that the golden eagle attacks lambs, but it has not been carried out analyses that evaluate how the variation in the density of the breeding population is related to the loss of lamb. I used nine years of data (2010-2018) regarding the loss of sheep to golden eagle at county level, and data from detailed projects on lamb loss from different grazing areas which have been carried out in Norway in the 21th century. In addition to this, I also use data from the national monitoring of the golden eagle, to evaluate if there is any connection between the number of golden eagle territories and the losses of sheep on pasture. Demographic and flock management variables are used to highlight loss risk at small grazing area level.

I found a positive correlation between the number of sheep's and lambs killed or damaged by the golden eagle and the number of golden eagle territories. This correlation was partly due to variation in the number of sheep's at the rangeland. I also found a positive correlation between the loss of sheep and lamb to golden eagle, and losses to the four other large predators; bear (*Ursus arctos*), lynx (*Lynx lynx*), wolverine (*Gulo gulo*) and wolf (*Canis lupus*), at both levels. It was also a positive correlation between the percentage loss to golden eagle and the percentage of accidents at county level. At the individual level, I found a significant correlation between the age of the ewe and loss of lamb, where the probability of losing a lamb to a golden eagle were higher for one-year old ewes. I also found a tendency towards small lambs being more likely to be killed by golden eagles.

My study shows the coincidence of causes of loss on a large (county) and on a small (grazing area) scale. The fact that these losses is correlated by the number of golden eagle territories, indicates that the density of eagles in one area is of importance to the loss situation. This might also indicate that territorial eagles attack lamb, and/or that there is spatial correlation between the number of territorial and non-territorial eagles using one area.

Innhold	
Forord	I
Sammendrag	III
Innhold	VII
1. Innledning	1
2. Metode	4
2.1 Studieområde.....	4
2.2 Driftsform.....	4
2.3 Suedata.....	4
2.4 Kongeørnas biologi.....	7
2.5 Predasjonsdata.....	8
2.6 Statistikk over kongeørnterritorier.....	9
2.7 Statistiske analyser.....	11
2.7.1 Analyser på fylkesnivå.....	11
2.7.2 Analyser på beiteområdenivå.....	12
2.7.3 Analyser på individnivå.....	12
3. Resultater	13
3.1 Predasjon – romlig og tidsmessig fordeling på fylkesnivå.....	14
3.1.1 Kongeørnpredasjon i forhold til kongeørnterritorier.....	18
3.1.2 Predasjon fra kongeørn og store rovdyr.....	20
3.2 Kongeørnpredasjon – romlig og tidsmessig fordeling på beitelagsnivå.....	20
3.2.1 Predasjon i forhold til antall kongeørnterritorier på beiteområdenivå.....	21
3.2.2 Tap av lam til kongeørn og til andre store rovdyr.....	22
3.2.3 Tap av lam til kongeørn på individnivå.....	22
4. Diskusjon	24
4.1 Tap til kongeørn forklares i stor grad av utbredelsen av ørn og variasjon i antall sau på beite.....	24
4.2 Sauens habitatvalg og økt konkurranse om kadaver kan forklare positiv korrelasjon i tap til kongeørn og andre rovdyr.....	26
4.3 Uforklart variasjon i tap til kongeørn kan skyldes alternative byttedyr og ulik intensitet i søk etter kadaver.....	28
4.4 Områder med høyt tap til kongeørn kan øke risiko for ulykke som registrert tapsårsak.....	29
4.5 Risikofaktorer på individnivå – små lam fra yngre mødre er overrepresentert i tapet... ..	30
4.6 Fremtidige perspektiver på tapsproblematikken.....	30
5. Konklusjon	32
6. Litteraturliste	33

1. Innledning

I mange deler av verden er det nødvendig å integrere rovdyr i flerbrukslandskap (Linnell 2001). Med forekomster av både husdyr og rovdyr vil store tap av husdyr kunne forekomme, noe som vil ha negative økonomiske konsekvenser for bønder (Mech 1998; Ogada et al. 2003; Treves et al. 2004). Tap av husdyr til rovdyr varierer i tid og rom, og styres av faktorer som tettheten av rovdyr og husdyr, størrelsesforholdet mellom rovdyr og husdyr, landskapskarakteristikker, driftsstrategier i husdyrholdet og tetthet av naturlige byttedyr (Baker 2008; Inskip 2009; Linnell 1999; Zimmermann et al. 2010). Etter tusenårsskifte er det gjennomført flere studier som har hatt fokus på tap av husdyr til store rovdyr. Disse studiene underbygger høye tap i blant annet; Australia (Greentree 2000), Frankrike (Stahl 2001), Hviterussland (Sidorovich 2003), U.S.A (Treves et al. 2002) og Norge (Odden et al. 2013).

I Norge er konfliktene mellom beitenæringa og rovvilt den faktoren som legger de største begrensningene på politiske beslutninger om hvor store rovviltpopulasjoner det skal være (Asheim & Mysterud 2004; Woodroffe & Ginsberg 1998). På midten av 1900-tallet var populasjonene av de norske rovdyra sterkt redusert (Miljøverndepartementet 1992; Miljøverndepartementet 1997). Dette har ført til et sauehold som tilpasser seg en gårdsdrift med et utstrakt utmarksbeite, hvor tamsau (*Ovis aries*) går fritt, uten at dyra blir passet på av gjeterne (Mysterud & Mysterud 1995). Mangel på tilsyn og svak antipredatoratferd, kan gjøre sau til et enkelt bytte for rovdyr (Kaczensky 1999).

Etter fredninga av de store rovdyra på 1960- og 1970-tallet begynte rovviltbestanden å øke, og de årlige tapene av beitedyr til rovvilt økte etter dette (Bruteig et al. 2003). I perioden 2010 – 2018 ble mer enn en halv milliard norske kroner brukt på erstatning til sau drept av rovdyr. Det er fem fredete rovdyrarter som står for det erstattede tapet av sau og lam i Norge. I perioden 2010 - 2018 stod jerv (*Gulo gulo*) for 32 prosent av det erstattede tapet, deretter fulgte gaupe (*Lynx lynx*) med 23 prosent, bjørn (*Ursus arctos*) for 12 prosent, ulv (*Canis lupus*) for 8 prosent og kongeørn (*Aquila chrysaetos*) for 7 prosent av tapet. I tillegg ble det utbetalt erstatning for tap til uspesifisert fredet rovdyr (uvisst hvilken art). Denne kategorien stod for 18 prosent av erstatningsutbetalingene. I 2018 ble om lag 17 000 sau og lam erstattet som tapt til rovvilt, til en sum av 42,9 millioner NOK (Rovbase 2019).

På grunn av økt fokus på bærekraftig rovdyrforvaltning ble det i 2000 etablert et nasjonalt overvåkningsprogram for rovvilt i Norge. I forvaltningsplanen er det fastsatt 8 forvaltningsregioner for rovvilt, og hver region styres av en politisk valgt rovviltnevd. Planen

skal bygge på de nasjonale fastsatte bestandsmålene for de enkelte rovviltartene i hver region, og ta hensyn til regionens egne forvaltningsmål. I tillegg skal hver region ha en konkret plan for driftstilpasninger, samt retningslinjer for geografisk arealdifferensiering (St. meld. nr. 15 (2003-2004) 2004). Hovedmålet med forvaltningsplanen er å sikre en bærekraftig rovviltbestand, med hensyn til næringsutøvelse og andre samfunnsinteresser (Lovdata 2005). Kongeørna ble vurdert sammen med de fire store rovdyra (bjørn, ulv, jerv og gaupe) i St. meld. nr. 15 (2003-2004) (2004), og kongeørnbestanden inngår dermed i det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt.

I Norge er tap av sau og lam til de fire store rovdyra; jerv, gaupe, bjørn og ulv relativt godt kjent gjennom ulike forskningsprosjekter (Scanlynx, Skandulv og Det skandinaviske bjørneprosjektet), som gjennom mangeårige telemetristudier har beregnet hvor stor drapstakt enkeltindivider har på husdyr (Gervasi et al. 2011). I tillegg har de samme prosjektene bidratt til metodikk for beregning av bestandsstørrelser basert på årlige overvåkingsdata. Hvert år overvåkes jerven ved hjelp av DNA-analyser av innsamlet ekskrementer og omfattende søk etter aktive hi primo mars og ut sommeren (Brøseth et al. 2010; Landa et al. 1998). Gaupa overvåkes særlig ved hjelp av snøsporing av familiegrupper. Bjørn overvåkes gjennom DNA-analyser fra ekskrementer og hårprøver som samles inn hver høst av jegere og Statens naturoppsyn. Dette gjør det mulig å estimere antall individer tilstede for et gitt år (Bischof et al. 2016). For ulv er det hovedsakelig snøsporing og radiotelemetri som benyttes til å estimere antall individer (Liberg et al. 2012). For kongeørn er overvåkningen delt i en intensiv og en ekstensiv overvåkingsdel. Den intensive overvåkningen kartlegger bruk av territorier og ungeproduksjon hvert år i 12 utvalgte områder i Norge. Den ekstensive overvåkningen kartlegger hekketerritorier på nasjonal skala, med en målsetning om å dekke hele landet over en 5-års periode (Rovdata 2013). Sammenlignet med de andre rovviltartene i Norge, er det forsket lite på kongeørna (Linnell & Tveraa 2015).

Antall lam erstattet som følge av kongeørntap har økt i antall siden tusenårsskifte i Norge, men av de fredete rovdyra har kongeørna blitt regnet som den minst viktige skadevolderen for sau (Stien et al. 2016). Dette underbygges av en rekke tapsundersøkelser av sau og lam som er gjort de siste 20 årene. Disse studiene har blant annet foregått i Nordland (Hansen 2006a; Hansen & Carlsen 2007; Nilsen 2001) og Buskerud (Hansen 2007a; Hansen et al. 2012; Hansen et al. 2016), men inkluderer sauebruk fra Troms (Hansen 2006b; Hansen 2007b; Hansen et al. 2014) i nord til Telemark (Sørby et al. 2010) i sør. Årsaken til lokale tap er generelt en kombinasjon av ulykker, sykdom og rovvilt (Mysterud et al. 2000). Studier som er

blitt gjennomført på 2000-tallet har i tillegg vist at sannsynligheten for at lam skal overleve beitesesongen øker med økende slippvekt, og at det å slippe lam over en viss minimumsvekt kan være et tapsforebyggende tiltak (Hansen 2006a; Hansen 2007a; Hansen et al. 2014). Like fullt, de siste årene har det vært et økende fokus på kongeørn som skadevolder på sau på utmarksbeite, og i 2017 sendte Klima- og miljødepartementet ut et forslag på høring om å senke terskelen for skadefelling av kongeørn. Forslaget gjelder en midlertidig forsøksordning i to prosjektområder. Disse prosjektområdene er på Fosen og i Troms (Klima- og miljødepartementet 2017).

For å kunne dempe konflikten rundt forvaltninga av kongeørna, er det nødvendig å få mer kunnskap om artens økologi og som tapsfaktor i sauenæringa (Linnell & Tveraa 2015). Tidligere studier har ikke funnet klare sammenhenger på hvilken effekt kongeørnas romlige fordeling har på tap av beitedyr (Gjershaug & Nygård 2003; Loland 2014), og det er generelt lite kunnskap om hvordan artens interaksjon med de andre store rovdyrene påvirker tapene.

I denne oppgaven vil jeg derfor se nærmere på sammenhengen mellom antall kongeørnterritorier og tap i sauenæringa. Til dette vil jeg bruke to forskjellige datakilder; 1) data på tap til kongeørn på nasjonal skala slik de fremkommer i Miljødirektoratet sin database Rovbase, og 2) data fra detaljerte tapsprosjekter gjennomført i Norge på 2000-tallet. Dataene som er registrert i Rovbase dekker hele landet og hele perioden 2010 – 2018, mens dataene som inngår i tapsprosjektene dekker kun en liten andel av de totale antall lammetapene på utmarksbeite. Tapsprosjektene har hatt fokus på lammetap, og de er gjennomført på en begrenset romlig skala knyttet til enkelte beitelag og ofte bare i ett eller to år i hvert beitelag. Styrken til disse studiene er at lam radiomerkes før slipp, slik at de fleste lam som dør på utmarksbeite blir funnet, og dermed kan undersøkes for dødsårsak. I tapsstudiene er det også data tilgjengelig på lammevekter før beiteslipp. Som mål på tettheten av kongeørnterritorier bruker jeg data fra den ekstensive og intensive overvåkingen av kongeørnbestanden (Rovdata 2019).

Jeg predikerer at økende antall kongeørnterritorier vil øke tapsratene både på fylkesnivå og på beitelagsnivå, og at lav slippvekt øker risiko for å bli drept av ørn. I tillegg vil jeg undersøke om det er samvariasjon mellom tap til kongeørn og andre tapsårsaker.

2. Metode

2.1 Studieområde

Studieområdet for analysene på fylkesnivå er hele Norge med unntak av Akershus, Oslo og Østfold som ikke har registreringer av kongeørnterritorier. Studieområdene for tapsstudiene er Beiarn, Hemnes, Saltdal, Meløy og Rødøy i Nordland, Flå, Krødsherad og Modum i Buskerud, Balsfjord og Dyrøy i Troms og Vinje i Telemark (Figur 1). Topografien i forsøksområdene varierer fra beiteområder i fjæra og opp til 1200 moh., med innslag av små- og storkupert terreng. Alle beiteområdene har varierte beitegradienter fra skogkledde daler til snaufjell. Beiteområdenes størrelse varierer fra omkring 16 km² på Tjongsfjordhalvøya (Rødøy kommune) til 200 km² i Saltdal kommune.

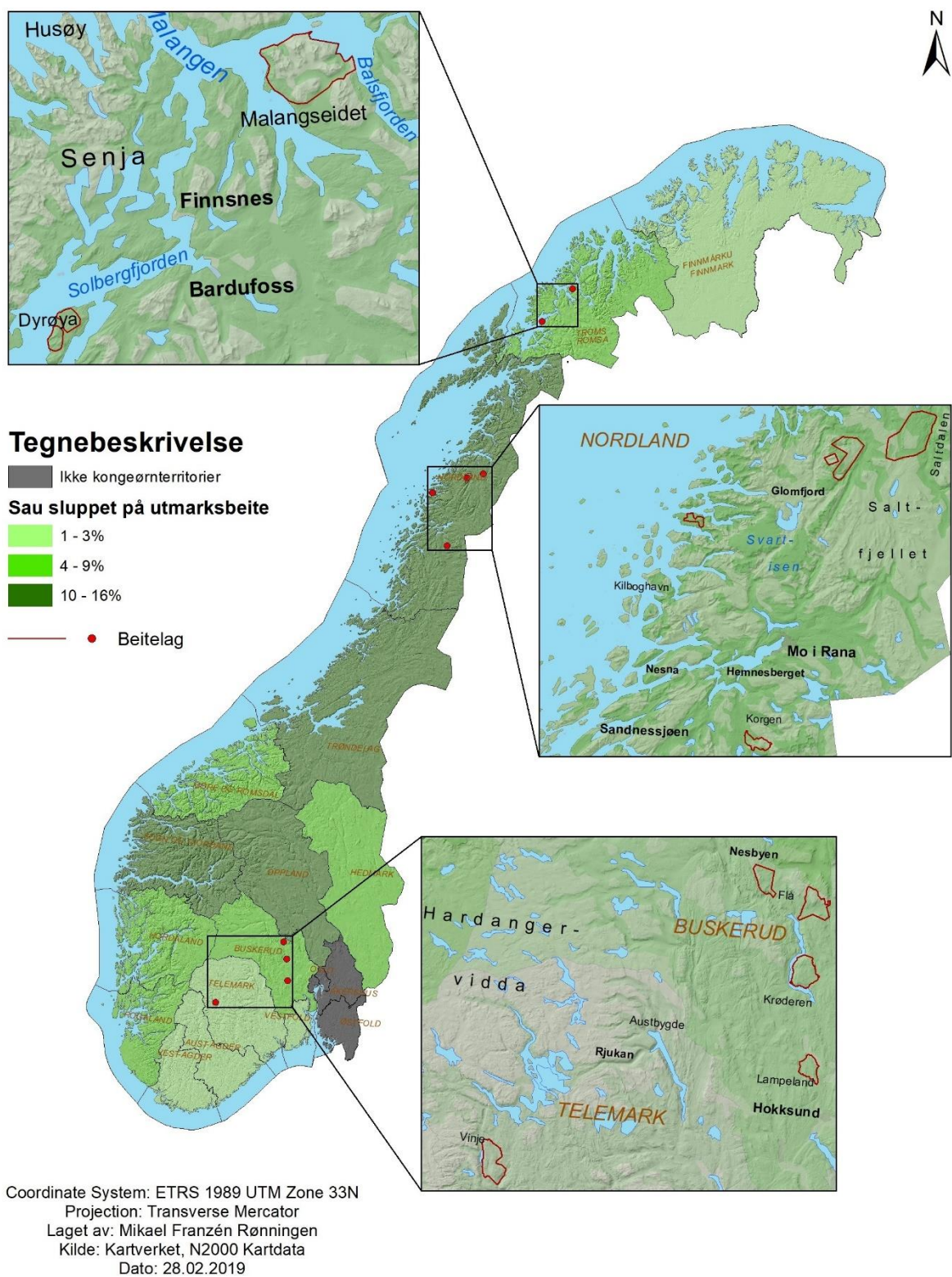
2.2 Driftsform

I Norge er kun 3 prosent av alt landareal dyrka mark, mens utmarka utgjør omtrent 45 prosent (Regjeringen 2017). Sau på utmarksbeite har lange tradisjoner i Norge, og det er gjort funn som viser at det allerede for 5000 år siden ble drevet med husdyr på utmarksbeite (Krogstad et al. 2000). Norsk sauedrift baseres i hovedsak på å holde dyra inne vinterstid, for så å slippe dem ut i løpet av mai – juni. De første ukene beiter dyra normalt på inngjerdet innmark, før de slippes i utmarka, bestående hovedsaklig av boreal skog og/eller alpin tundra. I den perioden dyra er på sommerbeite, går de normalt fritt uten gjeter og kun med sporadisk tilsyn (Mabille et al. 2015). Dyra samles og hentes ned fra sommerbeite i løpet av september – oktober (Austrheim et al. 2011; Skonhøft et al. 2010).

2.3 Sauedata

Data på antall sau sluppet og gjenfunnet på sommerbeite på fylkesnivå ble hentet fra den offentlige databasen organisert beitebruk. Om lag 80 % av all sau som beiter på utmarka i Norge, tilhører bønder som deltar i organisert beitebruk. Denne databasen inneholder informasjon om når sau og lam slippes ut og tas ned fra sommerbeite, tilrettelegging av sauetilsyn, og kart over hvert enkelt beitelag (NIBIO 2019). Flere gårdsbruk har vanligvis rett til å benytte samme beiteområde, og saueierne samarbeider om å overvåke og samle dyrene om høsten (Mabille et al. 2015). Totalt antall sau og lam som ble sluppet på sommerbeite ble registrert for hvert år fra 2010 – 2018 og sammenstilt på fylkesnivå for analyser. I Vestfold er det ikke registret slipp av sau og lam på utmarksbeite gjennom organisert beitebruk. Data fra dette fylket er derfor hentet fra statistisk sentralbyrå, og inneholder antall vinterfôra sau i perioden 2010 – 2017.

Tapsstudiene baserer seg på å instrumentere lam med elastiske VHF-baserte radiohalsbånd med mortalitetsvarsling. Disse senderne har en bevegelsessensor som aktiveres og sender ut VHF-signal (dødsvarsel) når lammet den henger på har vært i ro i 2 - 3 timer. Før beiteslipp ble demografiske og besetningsrelaterte forhold (fødselsvekt, slippvekt, fødselsdato, kjønn, kullstørrelse, morens alder og besetning) registrert for alle lam. I oppgaven min er statistikk over sauebesetningene hentet fra tapsstudier i Telemark (Sørby et al. 2010), Buskerud (Hansen 2007a; Hansen et al. 2012; Hansen et al. 2016), Nordland (Hansen 2006a; Hansen & Carlsen 2007; Nilsen 2001) og Troms (Hansen 2006b; Hansen 2007b; Hansen et al. 2014). Saltdal i Nordland er med i tapsundersøkelsene to år (2007 og 2008). Totalt 10 beiteområder er med i analysene (Figur 1).



Figur 1. Kart over Norge med prosentvis fordeling av all sau og lam sluppet på sommerbeite per fylke i perioden 2010 – 2018, og plassering av studieområdene som er analysert på beitelagsnivå. Fylker i grått (Oslo, Akershus og Østfold) innehar ingen kongeørnterritorier, og er derfor ikke inkludert i analysene.

2.4 Kongeørnas biologi

Kongeørna har en sirkumpolar utbredelse på den nordlige halvkule, og lever ofte i åpne områder dominert av kortvokst vegetasjon med forekomst av mellomstore byttedyr (Geir Systad et al. 2007; Watson 2010). Arten er utbredt over det meste av Norge, men den er fraværende som hekkefugl i Oslo, Akershus, Østfold og store deler av Vestfold (Dahl et al. 2015; Gjershaug & Nygård 2003). Kongeørna er en generalist og valg av byttedyr er godt dokumentert. Fødevalget kan variere med alder og i hvilket område den oppholder seg i, men hare (*Lepus timidus*), lirype (*Lagopus lagopus*), fjellrype (*Lagopus muta*) og storfugl (*Tetrao urogallus*) er primære byttedyr i Skandinavia (Hagen 1952; Mattisson et al. 2018; Pfaff 1993; Skouen 2012; Tjernberg 1983). Det er vel dokumentert at bufe og rein (*Rangifer tarandus*) som byttedyr kan være viktig føde for kongeørna (Gjershaug & Nygård 2003; Jacobsen et al. 2015; Mattisson et al. 2018; Tjernberg 1981; Watson 2010), men dette varierer mellom ulike områder og tilgjengeligheten av naturlige byttedyr (Heggøy & Øien 2014; O’Gara 1978). Egglegging hos norsk kongeørn skjer vanligvis ultimo mars primo april (Gjershaug et al. 1994). Kongeørna legger vanligvis ett til to egg, men tre egg kan forekomme (Watson 1997). Som andre fuglearter, er hekkesuksessen relatert til territoriekvalitet, og tilgang til byttedyr (Lack 1947; Watson 1997). Kongeørnas rugetid varer i rundt førtitre dager. I måneden mai, omtrent når sau slippes på beite, klekker eggene, og etter 10 – 12 uker forlater ungene reiret (Cramp & Simmons 1980; Gordon 1955; Watson 2010) (Tabell 1).

Kongeørnpopulasjoner består, i tillegg til hekkende par, også av «flytere» (ikke-territoriell ørn). Hekkende par er normalt stedbundet til begrensede områder året rundt. Disse hjemmeområdene (eng: «home range») inneholder reirplasser og jaktareal for hvert enkelt par (Watson 1997). Et territorium er deler av hjemmeområdet som eksklusivt brukes av et hekkende par, og som aktivt blir forsvart mot artsfrender (Bergo 1987; Watson 1997). Kongeørna har ofte alternative reir som de veksler på å bruke fra år til år innenfor sitt territorium (Rovbase 2019). Den flytende bestanden av ikke hekkende kongeørn er ofte juvenile eller subadulte individer. Flytere kan være en potensiell trussel for revirhevdende par, og får sjeldent oppholde seg innenfor et territorium over lengre tid (Tysse & Bergo 2011).

I perioden 2010 – 2014 ble den årlige kongeørnbestanden i Norge estimert til 963 (95 % konfidensintervall (KI): 652 – 1139) hekkende par (Dahl et al. 2015). Kongeørna ble fredet i 1968, og den norske kongeørnbestanden ble anslått til å ligge et sted mellom 214 - 654 par på 1970-tallet (Fremming 1982; Hagen 1976). I 2002 beregnet Gjershaug og Nygård (2003) hekkebestanden til å ligge et sted mellom 836 – 1190 par. Hekkebestanden av kongeørn synes

derfor å ha økt betydelig etter fredninga i 1968, men har vært relativt stabil etter årtusen skiftet. Dahl et al. (2015) foreslår at halvparten av bestanden ikke er territoriell ørn, og kongeørnbestanden i Norge kan derfor estimeres til å ligge på omtrent 3850 individer.

Tabell 1. Kongeørnas hekkfaser og tidsperiode over når sau er på sommerbeite.

Måned	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Egglegging												
Rugeperiode												
Ungeperiode												
Utflygningsperiode												
Sau på beite												

2.5 Predasjonsdata

Data over antall dokumentert kongeørndrept og -skadet sau på fylkesnivå i perioden 2010 – 2018 ble hentet fra den sentrale databasen for rovdyrforvaltningen (Rovbase 3.0, Miljødirektoratet).

Statens naturoppsyn (SNO) har siden 2001 hatt ansvar for å rapportere til Rovbase om skadeårsak på bufe og tamrein funnet med mistanke om rovviltskade. Ved melding om funn av skadet husdyr, eller med mistanke om rovdyrangrep, skal kvalifisert rovviltpersonell fastsette dødsårsak. Dette kan gjøres gjennom fotomateriale eller undersøkelser på stedet, og hovedhensikten er å bekrefte eller avkrefte om bufe er drept av fredet rovvilt. Datamaterialet fra Rovbase er resultater av SNO sine undersøkelser av bufe og tamrein som er skadet eller dødt, og hvor det er mistanke om rovdyrangrep (Skåtan & Lorentzen 2011).

Kategoriene vurderes på følgende måte: «Usikker» benyttes i de tilfellene der dødsårsaken har en viss sannsynlighetsovervekt, men hvor det er svake indikasjoner. «Antatt sikker» brukes når andre årsaker ikke kan utelukkes, men sannsynlighetsovervekten er klar.

Vurderingskategorien «Dokumentert» benyttes når alt annet kan utelukkes. Dødsårsak «Bjørn», «Ulv», «Gaupe», «Jerv» og «Kongeørn» benyttes i de tilfellene der skadene på dyret tilsier at ett av disse rovdyra er dødsårsak. Dødsårsak «Fredet rovvilt» benyttes i de tilfellene dyret er drept av bjørn, ulv, gaupe, jerv eller kongeørn, men hvor det ikke er mulig å skille mellom to eller flere av disse artene i sannsynlighetsgrad. «Ikke Rovvilt» benyttes dersom skadene på dyret tilsier at hverken bjørn, ulv, gaupe, jerv eller kongeørn kan være dødsårsak. Dette forutsetter at det er mulig å gjøre analyser på alle vitale deler av dyret (Austmo 2016).

Dødsårsak «Ulykke» benyttes i de tilfellene det ikke er tegn til rovdyrskade, men kadaveret finnes i en slik tilstand at det grunn til å tro at det har skjedd en ulykke, f. eks. ved funn under klipper og tegn på bruddskader som følge av fallulykke (Austmo 2016).

Dødsårsak «Ukjent» benyttes i de tilfellene det ikke finnes antydninger på årsaker som i sannsynlighetsgrad overstiger andre mulige indikasjoner, og blir ofte benyttet når kadaver er svært kadaverøst, eller for ødelagt/spist opp til at det kan analyseres (vitale deler mangler, eks. hodet) (Austmo 2016).

I denne studien er det benyttet kongeørn som skadeårsak på sau og lam under kategoriene: «Dokumenter» og «Antatt sikker». Predasjonsdata ble sammenstilt for alle fylker som innehar kongeørnterritorier og fylkesvis fordelt i perioden 2010 – 2018.

2.6 Statistikk over kongeørnterritorier

Statistikk for antall territorier ble hentet fra NINA rapport 1158, utgitt av Norsk institutt for naturforskning, i samarbeid med Miljødirektoratet (Dahl et al. 2015). Rapporten estimerer antall kongeørnterritorier ut ifra kjente forekomster i hvert fylke, basert på data fra Rovbase i perioden 2010 – 2014. For å kunne estimere antall territorier benyttet Dahl et al. (2015) datafangst fra to ulike overvåkningsmetoder for kongeørn i Norge; årlig data fra intensivområdene, og data fra mer eller mindre sporadiske kartlegginger fra den ekstensive overvåkingen på nasjonal skala. For å ta høyde for at aktive territorier ikke nødvendigvis ble oppdaget, ble det benyttet «occupancy» (eller «site-occupancy»)-modeller (MacKenzie et al. 2006). Gjennom slike modeller kunne forfatterne estimere sannsynligheten for at aktive territorier var til stede, selv om dem ikke ble observert. Modelleringen av bestandsmålene er nærmere beskrevet i Dahl et al. (2015).

Den intensive overvåkingen skal overvåke kongeørna i 12 utvalgte og representative intensivområder, og dekke både nord-sør- og innlands-kystgradienten i Norge. I hvert område er det 15 faste territorier, fordelt innenfor et geografisk område med 50 kilometer radius. Disse territoriene blir årlig fulgt opp med flere besøk for å kartlegge status og ungeproduksjon, samt innsamling av materiale til biologiske analyser (Rovdata 2015a).

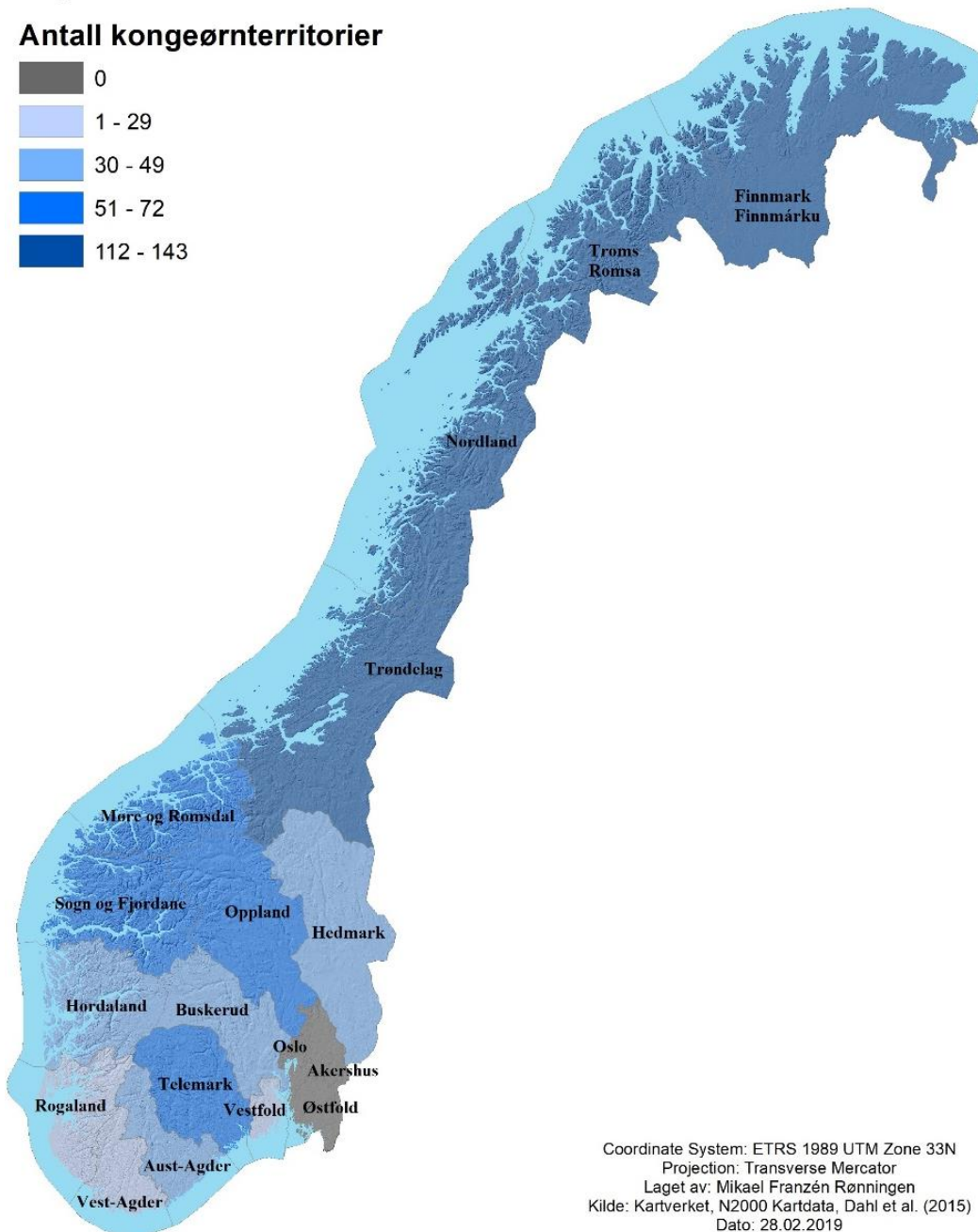
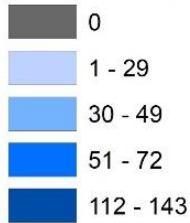
Den ekstensive overvåkingen skal kartlegge nåværende og tidligere hekketerritorier på nasjonal skala. Hensikten med denne kartleggingen er å få en mest mulig komplett oversikt over aktive territorier (Rovdata 2015b).

I NINA rapport 1158 hadde den fylkesvise fordelingen av antall kongeørnterritorier en nord-sør-gradient, med høyest antall i Trøndelag (n=143). I tillegg var Troms (n=127), Nordland

(n=117) og Finnmark (n=112) fylker med mange kongeørnterritorier. Foruten Oslo, Akershus og Østfold, som ikke innehar noen kongeørnterritorier, var Vestfold (n=1), Vest-Agder (n=18) og Rogaland (n=29) fylkene med færrest territorier (Figur 2).

Tegnebeskrivelse

Antall kongeørnterritorier



Figur 2. Fylkesvis fordeling over antall kongeørnterritorier i Norge, Estimert av Dahl et al. (2015) i perioden 2010 – 2014. Blå fargegradient representerer fylker med færrest (lys blå) til flest (mørk blå) territorier. Fylkene i grått (Oslo, Akershus og Østfold) innehar ingen kongeørnterritorier, og er derfor ikke inkludert i analysene.

Data over antall territorier på beiteområdenivå er hentet fra underliggende data i NINA rapport 1158. For å beregne antall kongeørnterritorier innenfor hvert beiteområde ble det først laget en buffer på 10 km radius rundt hvert beiteområde. Deretter ble antallet territorium oppsummert inne i hvert område, basert på forekomst av minst én reirplass. Videre ble en buffer på 10 km lagt for å inkludere territorium med reirplasser utenfor beiteområde, men med potensielt overlappende leveområde (Pers med. J. Mattisson).

2.7 Statistiske analyser

Alle statistiske analyser ble utført i R-studio versjon 1.1.419. På alle nivåer ble signifikans av prediktorvariabler testet med likelihood ratio tester (Pinheiro & Bates 2000) som sammenligner to modeller; med og uten gjeldende prediktorvariabel. Når det bare var en prediktorvariabel i modellen ble denne testet mot en null-modell som antar ingen systematisk variasjon mellom observasjonene.

2.7.1 Analyser på fylkesnivå

Negativ binominal generaliserte lineære modeller (funksjon «glm.nb») ble benyttet for å teste om antall sau tapt til kongeørn øker med antall kongeørnterritorier per fylke. Som responsvariabel brukte jeg tap av sau og lam til kongeørn og forklaringsvariabel antall kongeørnterritorier. En negativ binomisk fordeling passet dataene best, av den grunn at mange fylker har lite tap og noen få har meget store tap.

For å kunne kontrollere for variasjon i sauetetthet mellom fylker, ble antall sau tapt til kongeørn dividert med summen av antall sau og lam sluppet på utmarksbeite per fylke. For å teste om prosentvis tap til kongeørn øker med antall kongeørnterritorier, ble generalisert lineær modell (funksjon «glm») benyttet

En enkel lineær modell (funksjon «lm») ble benyttet for kunne undersøke korrelasjonen mellom tap av sau og lam til kongeørn og tap av sau og lam til store rovdyr (samlet tap til ulv, jerv, bjørn og gaupe). Som responsvariabel brukte jeg antall kongeørndrepte sau, og som forklaringsvariabel antall sau drept av store rovdyr. Jeg så også på sammenhengen mellom tap til kongeørn og til andre årsaker («annet», «bjørn», «gaupe», «hund», «ikke rovvilt», «jerv», «rev», «sykdom», «ukjent fredet rovvilt», «ulv» og «ulykke»). I tillegg undersøkte jeg korrelasjonen mellom prosentvis tap til kongeørn og prosentvis tap til ulykker, hvor antall kongeørndrept sau per sau sluppet på beite ble benyttet som forklaringsvariabel og responsvariabel var antall sau tapt i ulykker per sau sluppet på beite. For alle sammenhenger rapporterer jeg også korrelasjons-koeffisienten (r) funnet med funksjonen «cor.test».

2.7.2 Analyser på beiteområdenivå

På beiteområdenivå ble generell lineær modell (funksjon «glm») med poissonfordeling benyttet. Responsvariabel var lam tapt til kongeørn og med antall territorier som forklaringsvariabel. Fordi et ulikt antall lam ble radiomerket per beiteområde brukte jeg «antall radiomerkede lam» som offset variabel.

For å undersøke korrelasjon mellom tap av lam til kongeørn og tap av lam til store rovdyr (samlet tap fra ulv, jerv, bjørn og gaupe), ble en enkel lineær modell (funksjon «lm») benyttet. Som responsvariabel brukte jeg lam tapt til kongeørn, og forklaringsvariabel lam tapt til store rovdyr. Korrelasjons-koeffisienten (r) er funnet med funksjonen «cor.test».

2.7.3 Analyser på individnivå

På individnivå innenfor beiteområdene ble en blandet generalisert lineær modell (funksjon «glmer») med binomialfordeling benyttet. Da det bare var 9 kongeørndrepte lam i datasettet, kjørte jeg separate modeller for forklaringsvariablene slippvekt og antall kongeørnterritorier. Som responsvariabel brukte jeg drept (1) eller ikke drept (0) av kongeørn. Beiteområde ble inkludert som random faktor. I tillegg kjørte jeg en analyse med responsvariabelen kongeørndrept, hvor forklaringsvariabel ett-års mor (1) eller to-års mor og eldre (0) ble benyttet, igjen med beiteområde som random faktor.

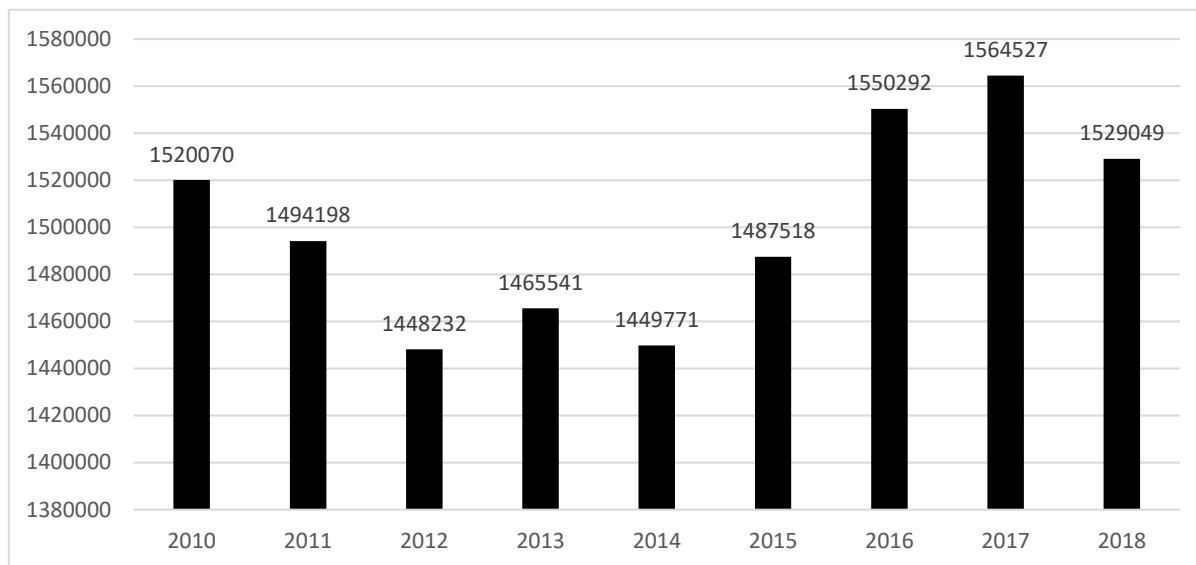
3. Resultater

Bønder som deltar i databasen for organisert beitebruk slapp i underkant av 12 millioner sau og lam på utmarksbeite i årene 2010 - 2018. Oppland var det fylket som hadde høyest slipp av sau på sommerbeite i hele perioden, og til sammen befant opp imot 45% prosent av sauebestanden seg i Midt-Norge (fylkene Oppland, Møre og Romsdal, Trøndelag og Nordland). I tillegg er Sogn og Fjordane, Rogaland og Hordaland fylker med mye saueproduksjon (Tabell 2). Variasjonen i antall sau og lam sluppet på utmarksbeite på landsbasis varierte fra 1 450 000 til 1 560 000 (Figur 3).

Tabell 2. Fylkesvis fordeling av antall sau og lam sluppet og registrert som tapt på sommerbeite i perioden 2010 – 2018. Dataen er hentet fra organisert beitebruk, og tilsvarer omlag 80 % av all sau i Norge (NIBIO 2019).

Fylker	Sluppet sau	Sluppet sau (%)	Tapt sau	Tapt sau (%)	Sluppet lam	Sluppet lam (%)	Tap lam	Tap lam (%)
Østfold	3438	0.1 %	127	0.1 %	4251	0.1 %	276	0.0 %
Akershus	44963	0.9 %	1625	1.0 %	56965	0.9 %	5240	0.9 %
Hedmark	337861	6.6 %	15008	9.6 %	443978	6.8 %	53070	8.9 %
Oppland	788124	15.3 %	22176	14.2 %	1087163	16.6 %	80528	13.5 %
Buskerud	286620	5.6 %	6813	4.4 %	399052	6.1 %	25092	4.2 %
Vestfold*	46810	0.9 %	0	0.0 %	0	0.0 %	0	0.0 %
Telemark	144278	2.8 %	3862	2.5 %	192336	2.9 %	15385	2.6 %
Aust-Agder	48589	0.9 %	1684	1.1 %	63675	1.0 %	7056	1.2 %
Vest-Agder	124855	2.4 %	3920	2.5 %	150866	2.3 %	13567	2.3 %
Rogaland	385683	7.5 %	8340	5.3 %	450951	6.9 %	24179	4.1 %
Hordaland	445557	8.6 %	9423	6.0 %	553085	8.4 %	28486	4.8 %
Sogn og Fjordane	580534	11.3 %	14950	9.6 %	709321	10.8 %	53088	8.9 %
Møre og Romsdal	315297	6.1 %	7975	5.1 %	371602	5.7 %	43346	7.3 %
Nordland	519587	10.1 %	20852	13.3 %	684851	10.4 %	83820	14.1 %
Troms	321963	6.2 %	11660	7.5 %	469397	7.2 %	50999	8.6 %
Finnmark	128772	2.5 %	2860	1.8 %	76650	1.2 %	9123	1.5 %
Trøndelag	633296	12.3 %	25169	16.1 %	849268	12.9 %	101364	17.0 %
Total	5156227	100 %	156444	100 %	6563411	100 %	594619	100 %

*Data fra Statistisk sentralbyrå over antall vinterfôra sau i perioden 2010 - 2017 (Statistisk sentralbyrå 2019).



Figur 3: Det var stor årlig variasjon over antall sau og lam sluppet på sommerbeite mellom år. Dataen er hentet fra organisert beitebruk, og tilsvarer omlag 80 % av all sau på utmarksbeite i Norge (NIBIO 2019).

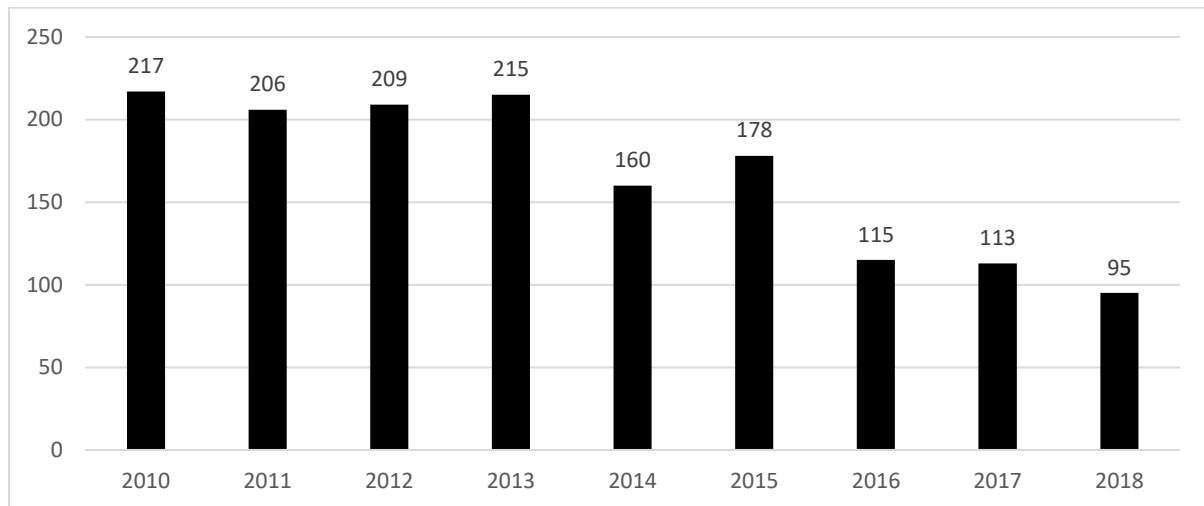
3.1 Predasjon – romlig og tidsmessig fordeling på fylkesnivå

For hele perioden ble det totalt søkt erstatning for 423 278 sau og lam som tapt til fredet rovdyr. Lam stod for 82 % av alt omsøkt tap, resterende var voksen sau. Det ble utbetalt erstatning for ca. 218 018 sau eller lam som tapt til fredet rovvilt, til en sum av 527 millioner norske kroner. Av disse ble det utbetalt erstatning for 15 123 sau eller lam som tapt til kongeørn (Rovbase 2019).

I løpet av perioden 2010 – 2018 ble det i Rovbase registrert 14 621 dokumenterte og 7 143 antatt sikre tilfeller av tap eller skader på sau og lam i Norge. I tillegg ble det registrert 16 151 tilfeller der dødsårsak var «Usikker». Totalt ble registrert 37 915 tilfeller av sau eller lam som drept eller skadet. Av rovdyrene gjorde bjørn størst skade med totalt 4 827 tilfeller som sannsynlig skadegjører, etterfulgt av henholdsvis jerv (n=3 564), ulv (n=3 504) og gaupe (n=2 744). I tillegg ble ukjent skadeårsak registrert i totalt 14 735 (39 %) tilfeller. I 78 % prosent av tilfellene ble sau eller lam funnet drept eller skadet i utmark, mens resten av tilfellene var på innmark.

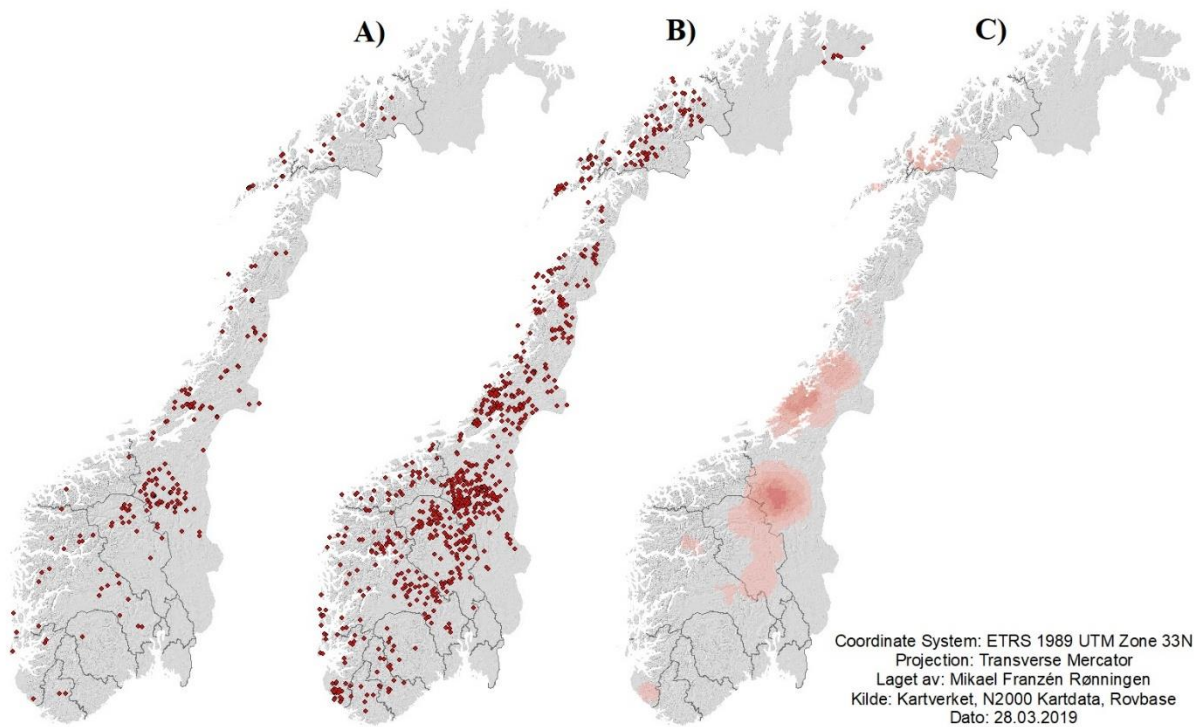
Det ble totalt registrert 906 tilfeller hvor tap til kongeørn ble «Dokumentert». Det var også 602 «Antatt sikker» og 199 havnet i kategorien «Usikker», totalt 1 707 tilfeller med kongeørn som sannsynlig skadegjører. Av disse 1 707, var 1 563 (92 %) lam, 72 (4 %) åringer, 67 (4%) voksen sau, mens 5 var av ukjent alder. Når undersøkelsene ble foretatt var 1 587 allerede

døde, 71 var så hardt skadet at de ble avlivet, 48 var skadet uten å bli avlivet og én var savnet. Det ble registrert 1 199 (70 %) tilfeller der tapet ble oppdaget i utmark, 278 (16 %) i innmark, 215 (13 %) på inngjerdet beitemark og 15 (1 %) ble oppdaget innenfor rovviltavvisende inngjerding. Det ble registrert flest tap til kongeørn i 2010, men antall registrerte kongeørndrepte holdt seg jevnt på samme nivå i de etterfølgende år frem til 2014, mens antall registrerte tilfeller har minket etter dette ($r = -0.93$, $p < 0.001$; Figur 3).



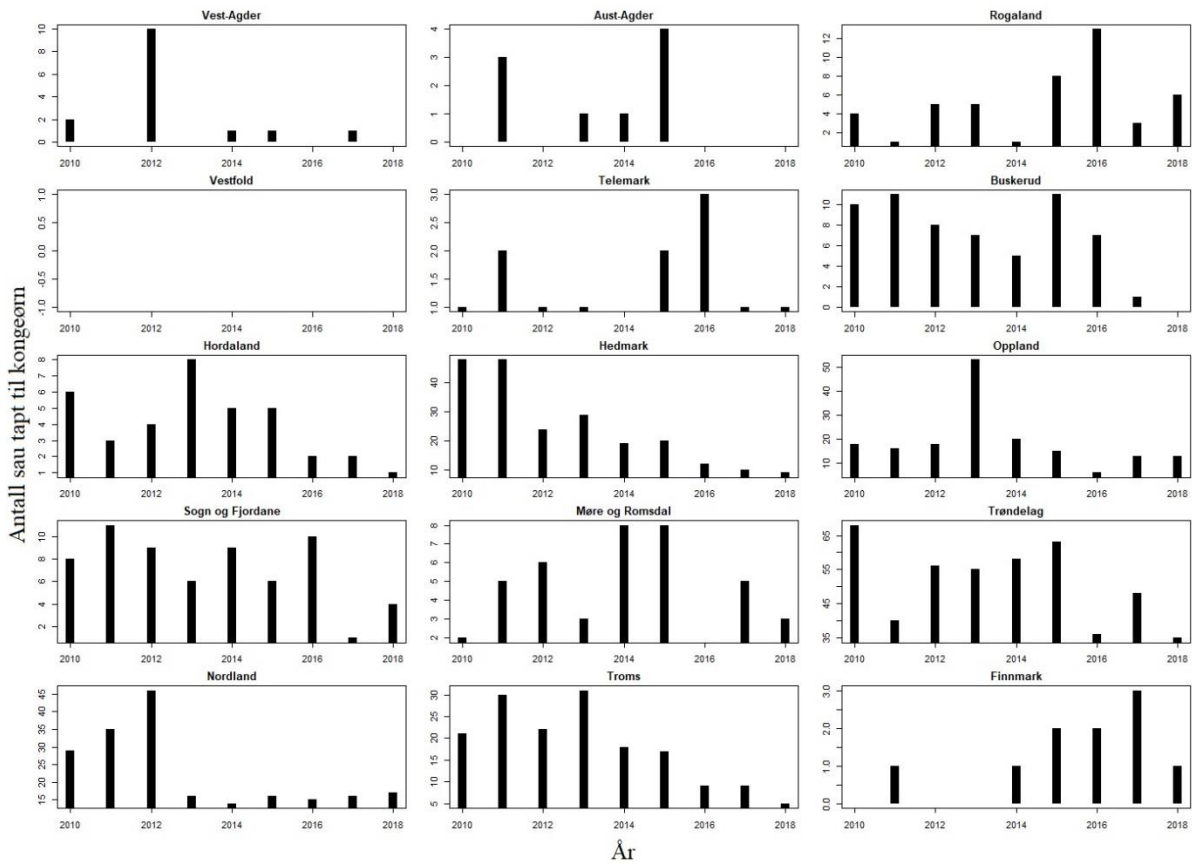
Figur 3. Totalt antall «Dokumentert» og «Antatt sikker» kongeørndrept eller -skadet sau og lam på landsbasis i perioden 2010 – 2018.

Totalt «Dokumentert» eller «Antatt sikkert» kongeørndrept eller -skadet sau og lam for alle årene på landsbasis hadde en relativt konsentrert tetthet i Midt-Norge. Trøndelag ($n=459$, 30 %), Hedmark ($n=219$, 15 %), Nordland ($n=204$, 14 %), Oppland ($n=172$, 11 %) og Troms ($n=162$, 11 %) var fylkene med flest kongeørndrept eller skadet sau og lam, etterfulgt av fylkene Sogn og Fjordane ($n=64$, 4 %), Buskerud ($n=60$, 4 %), Rogaland ($n=46$, 3 %), Møre og Romsdal ($n=40$, 3 %) og Hordaland ($n=36$, 2 %). Fylkene Vest-Agder ($n=15$, 1 %), Telemark ($n=12$, 1 %), Finnmark ($n=10$, 1 %), Aust-Agder ($n=9$, 1 %) og Vestfold ($n=0$, 0 %) utpekte seg som fylkene med færrest sau og lam tapt til kongeørn (Figur 4).

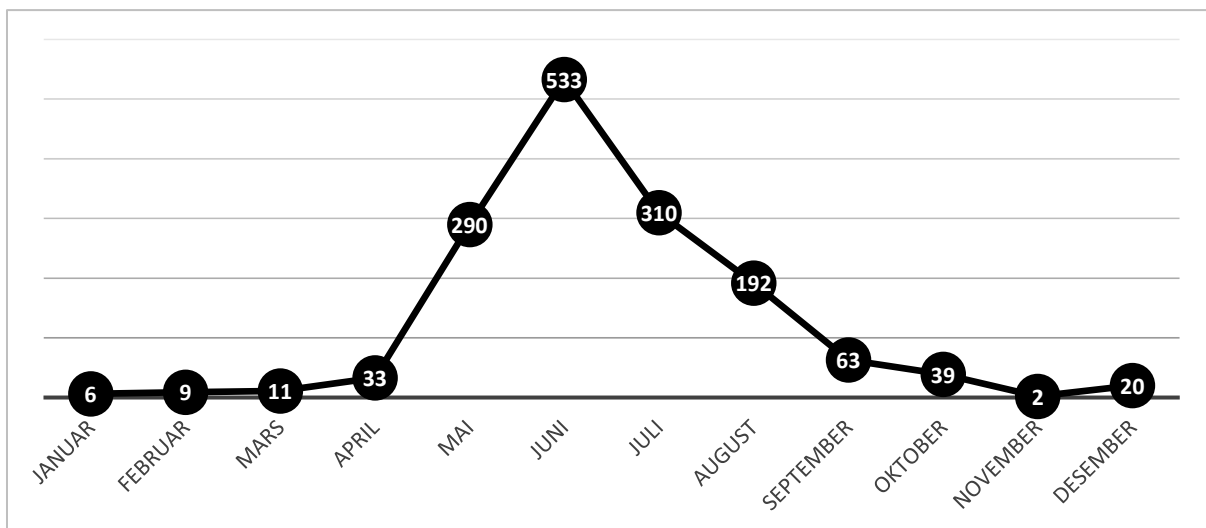


Figur 4. A) Sau tapt til kongeørn i 2010 ($n=217$), som er det året hvor det er registrert flest tap. B) Påvist tap på sau til kongeørn, for perioden 2010 – 2018 ($n=1508$). C) Områder i Norge med relativ høy tetthet av skader på sau, kalkulert ut fra alle «Dokumentert» og «Antatt sikker» i samme periode som B) (Point density analyse i ArcMap). Lys rød representerer et mål fra lavere tetthet av skader til mørk rød som representerer høyere tetthet av skader.

I de fleste fylker var det noe årlig variasjon i antall sau og lam tapt til kongeørn (Figur 5). Juni var den måneden med høyest tap til kongeørn, men tapet var betydelig i hele utmarksbeiteperioden fra mai til august (Figur 6). Mot slutten av beitesesongen (oftest september) var tapet sterkt redusert.



Figur 5. Fylkesvis fordeling av antall «Dokumentert» og «Antatt sikker» kongeørndrept eller kongeørnshadet sau og lam fra perioden 2010 til 2018. Merk ulike skaleringer på y-aksene.



Figur 6. Totalt antall «Dokumentert» og «Antatt sikker» kongeørndrept sau og lam, fordelt per måned i perioden 2010 - 2018.

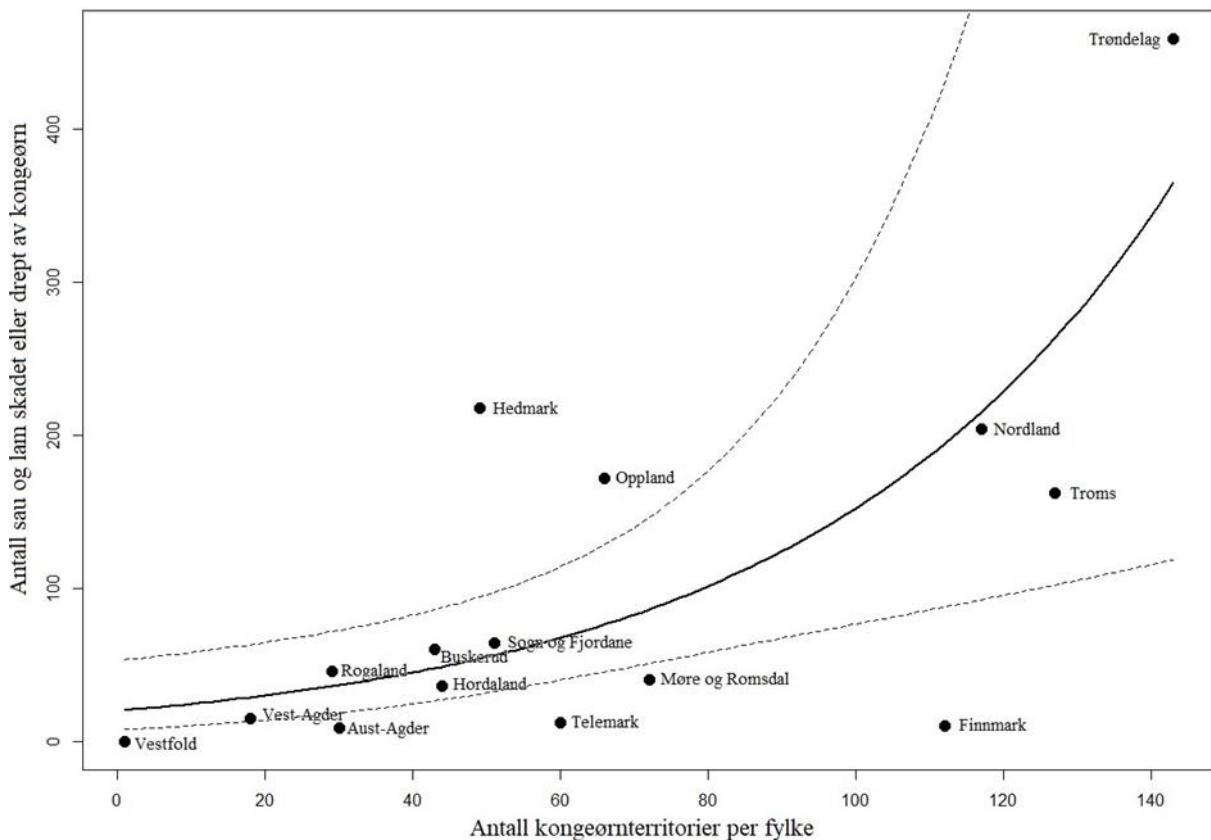
3.1.1 Kongeørnpredasjon i forhold til kongeørnterritorier

Det var signifikant korrelasjon mellom antall sau og lam drept eller funnet skadet av kongeørn og antall kongeørnterritorier på fylkesnivå i perioden 2010 – 2018 ($p=0.0017$; Figur 7).

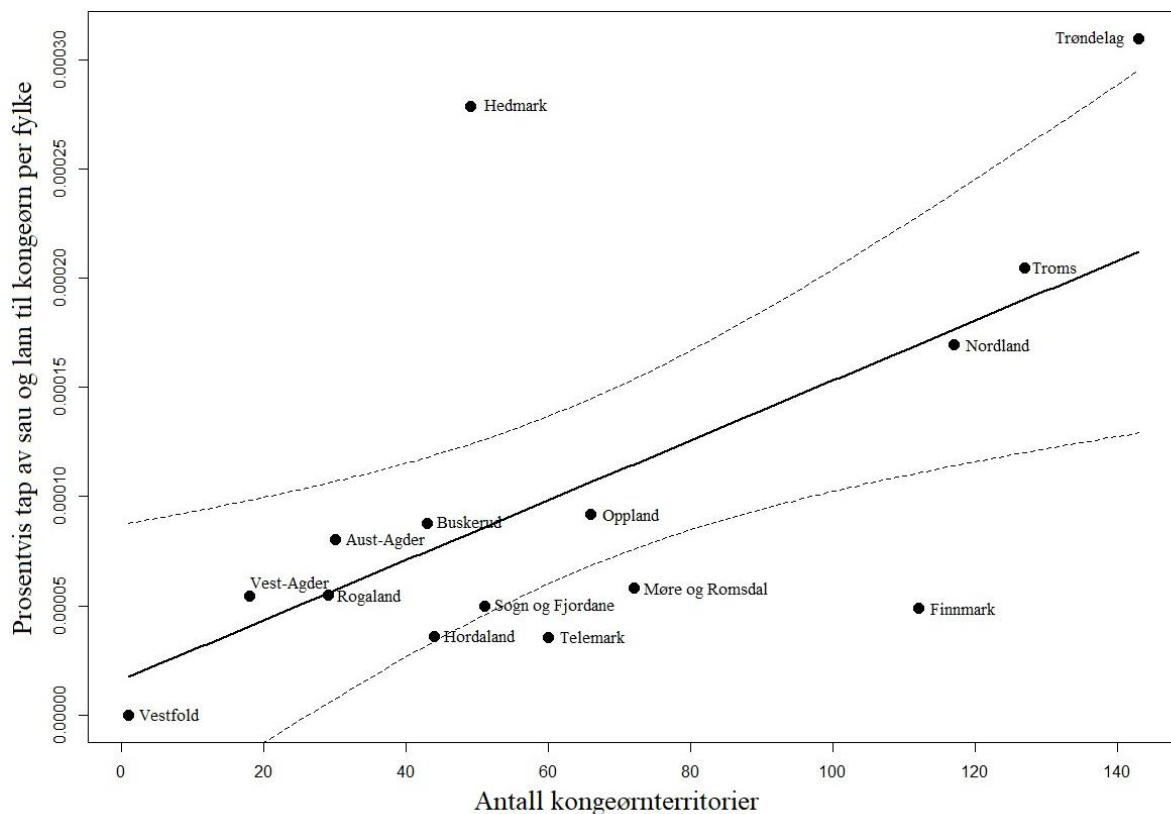
En linjær model med log link-funksjon tilsier at man i et fylke med 50 kongeørnterritorier kan forvente å finne 50 sau eller lam drept eller skadd av kongeørn, mens et fylke med 100 kongeørnterritorier kan forvente å finne 150 sau eller lam drept eller skadd av kongeørn.

Prediksjonen er svært usikker ved høye verdier av antall kongeørnterritorier, noe som skyldes at fylker med mange kongeørnterritorier har både mye (Trøndelag) og lite (Finnmark) tap.

Antall sau på beite forklarer 64 % av registrert kongeørnnskader, noe som bidrar til den store spredningen mellom fylkene. Når antall tap til kongeørn ble dividert med antall sau og lam sluppet på utmarksbeit per fylke, var det også en signifikant økning i andel kongeørndrept eller -skadet sau og lam i fylker med flere kongeørnterritorier ($p=0.013$; Figur 8). Selv etter korrigeringen i antall sluppet sau, ligger Trøndelag og Hedmark langt over forventet og Finnmark langt under forventet.



Figur 7. Antall kongeørndrept eller -skadet sau og lam sett opp mot antall kongeørnterritorier på fylkesnivå.



Figur 8. Sammenhengen mellom prosentvis tap av sau og lam til kongeørn og antall kongeørnterritorier på fylkesnivå.

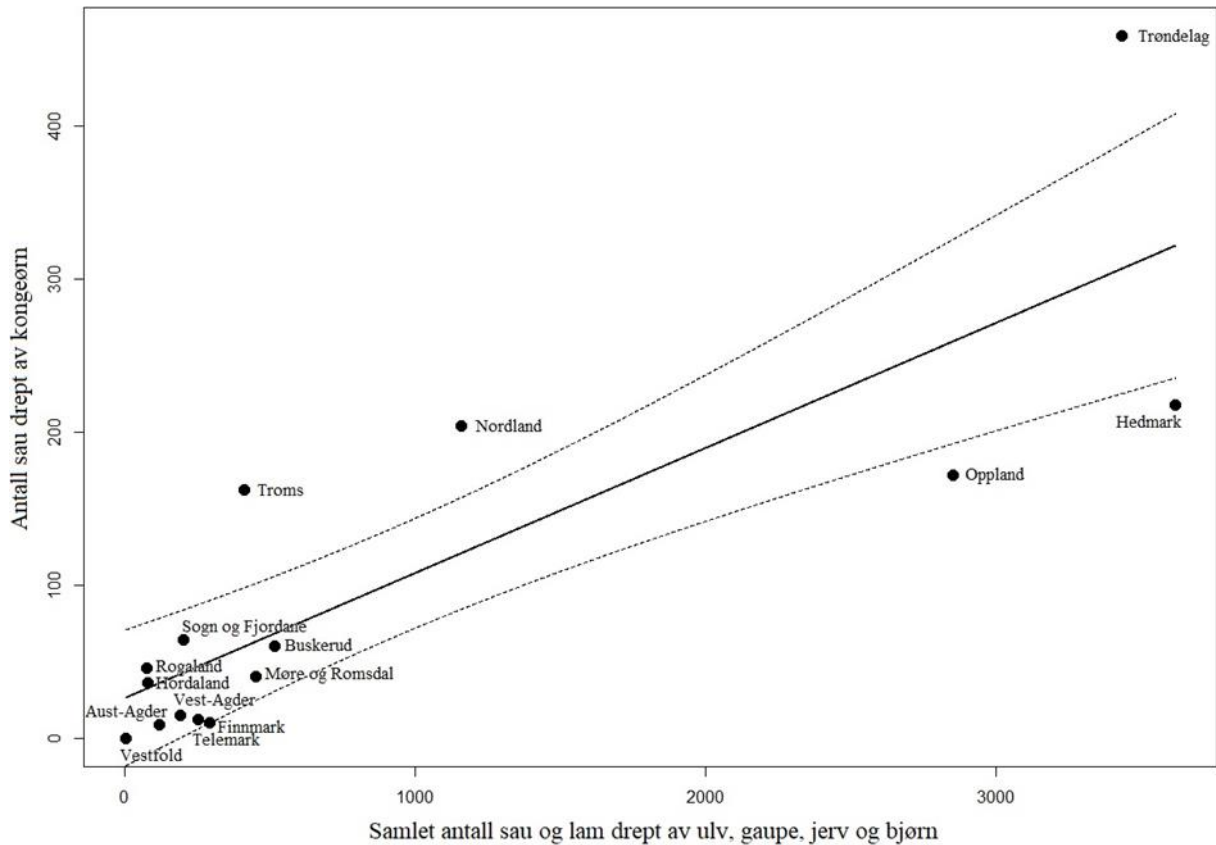
Det ble funnet en sterk positiv korrelasjon mellom prosentvis tap av sau og lam til kongeørn og prosentvis tap til ulykker på fylkesnivå ($r=0.81$, $p<0.001$; Tabell 3).

Tabell 3. Sammenhengen mellom prosentvis tap til kongeørn og ulykker, hvor tap til kongeørn og tap til ulykker er dividert med antall sau og lam sluppet på utmarksbeite per fylke.

Coefficients:	Estimate	Std. Error	T value	P
Intercept	0.0000435	0.0000206	2.11	0.056
ulykke	1.62	0.338	4.79	0.00044

3.1.2 Predasjon fra kongeørn og store rovdyr

På fylkesnivå var det signifikant korrelasjon mellom antall sau og lam tapt til kongeørn og til de andre fredete rovdirene (bjørn, gaupe, jerv og ulv) ($r=0.84$, $p<0.001$; Figur 9). Det var i tillegg signifikant korrelasjon mellom antall tap til kongeørn og andre dødsårsaker ($r=0.85$, $p<0.001$).



Figur 9. Antall sau og lam forvoldt av kongeørn sett opp mot antall sau og lam drept eller skadet av de fire store rovdirene; bjørn, gaupe, jerv og ulv.

3.2 Kongeørnpredasjon – romlig og tidsmessig fordeling på beitelagsnivå

Til sammen ble det sluppet 4823 lam på beite i besetningene som inngikk i tapsstudiene i perioden 2001 til 2016 og totalt 2957 lam ble instrumentert med mortalitetsvarslere før beiteslipp. Av de 2957 ble totalt 397 (13 %) lam skadet eller drept. Gaupa gjorde størst skade av rovdirene, med totalt 51 tilfeller som sannsynlig skadegjører, etterfulgt av henholdsvis jerv ($n=39$), rev ($n=14$) og kongeørn ($n=9$). Der rovdyr ikke var årsaken til tapene, forekom sykdom flest ganger, med totalt 44 tilfeller, etterfulgt av ulykker ($n=23$). Ukjent skadeårsak ble registrert i 213 (54 %) tilfeller (Tabell 4).

Tabell 4. Data over antall lam instrumenter med mortalitetsvarslere før beiteslipp, og dødsårsak fra de ulike besetningene. Saltdal er slått sammen for begge årene (2007, 2008). Tallene i kolonne «Ant. terr.» forklarer antall okkuperte kongeørnterritorier i beiteområdet.

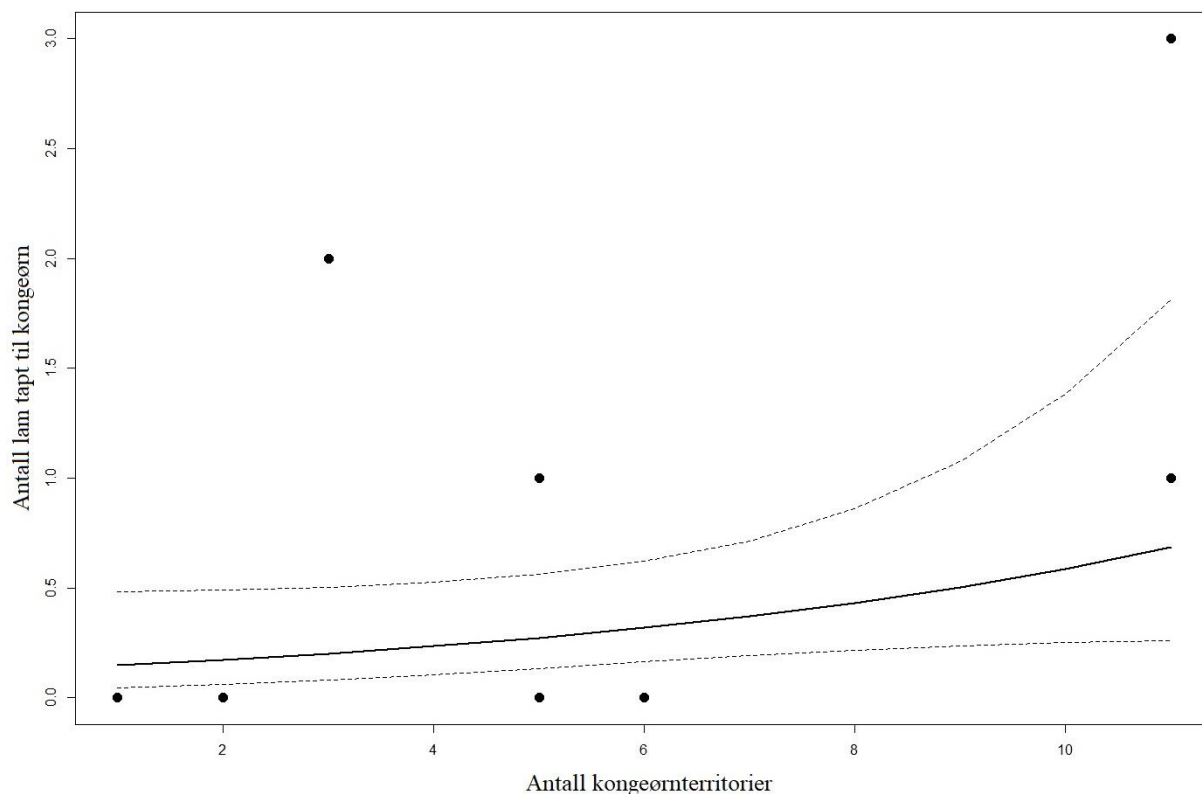
Område	Sender	Ikke rovvilt	Gaupe	Jerv	Kongeørn	Rev	Sykdom	Ukjent	Ulykke	Ant.terr.
Beiarn	272	1	0	36	1	0	3	33	3	5
Dyrøy	170	0	0	0	2	1	3	13	0	3
Flå	235	0	14	0	0	0	0	1	2	5
Korgen	316	0	2	0	0	0	4	13	6	1
Krødsherad	182	0	26	0	0	0	1	6	1	5
Malangen	196	0	0	0	0	0	0	1	0	6
Nykirke	230	3	1	0	0	0	16	19	4	1
Saltdal	555	0	4	3	4	0	12	43	4	11
Tjongsfjord	277	0	0	0	0	13	2	48	2	2
Vinje	524	0	4	0	2	0	3	36	1	3
Total	2957	4	51	39	9	14	44	213	23	42

3.2.1 Predasjon i forhold til antall kongeørnterritorier på beiteområdenivå

Det var en trend i retning av en økning i antall lam tatt av kongeørn i områder med flere kongeørnterritorier knyttet til beiteområdet ($p=0.08$; Tabell 6 og Figur 10).

Tabell 6: Som forklaringsvariabel er «Antall Kongeørnterritorier» benyttet. Responsvariabel er drept av kongeørn (1) eller ikke drept av kongeørn (0), og «Beitelag» ($n=11$) er med som random faktor.

Random effect: Beitelag, SD=0				
Fixed effect	Estimate	SE	Z	p
Intercept	-6.67	0.68	-9.83	<0.001
Antall kongeørnterritorier	0.15	0.09	1.76	0.0778



Figur 10: Antall kongeørndrept lam sett opp mot antall kongeørnterritorier på beiteområdenivå.

3.2.2 Tap av lam til kongeørn og til andre store rovdyr

På beitelagsnivå var det en moderat positiv korrelasjon mellom antall lam tapt til kongeørn og tap til andre store rovdyr ($r=0.34$), men denne sammenhengen var langt fra signifikant ($p=0.56$). Den lave utvalgsstørrelse av kongeørndrepte lam gjør det vanskelig å komme til sikre konklusjoner ved bruk av disse dataene.

3.2.3 Tap av lam til kongeørn på individnivå

Bare 9 av 2957 radiomerkede lam ble registrert som tapt av kongeørn. Av de ni, var fem søyer registrert med ettårig mor, én mor var to år og én søye var femårig mor. For to av søyene ble det ikke registrert alder. Det ble funnet en signifikant forhøyet tap av lam til ettårige mødre ($p=0.001$; Tabell 5).

Tabell 5: I analysen er responsvariabelen «Drept av kongeørn», og forklaringsvariabel ettårig mor (1) eller toårig mor og eldre (0), «Beitelag» er benyttet som random faktor.

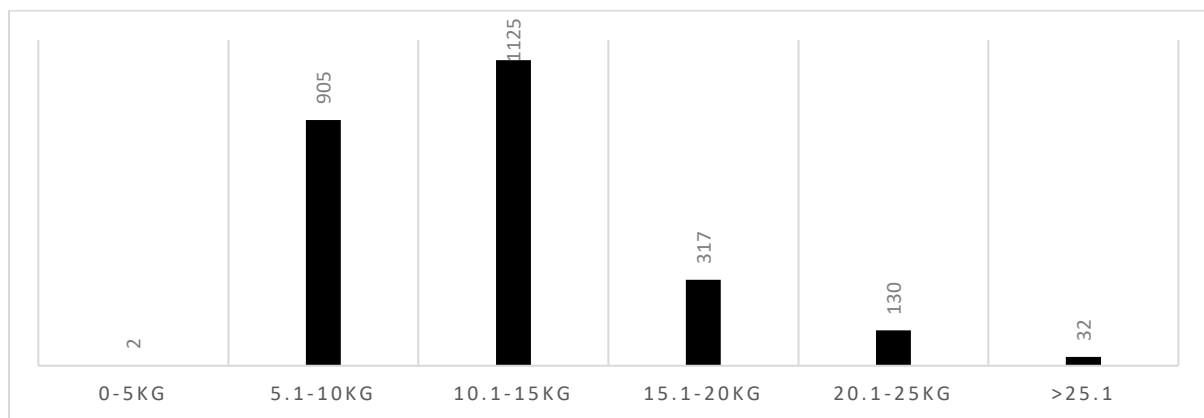
Random effect: Beitelag, SD=0.58				
Fixed effekt	Estimate	Std. Error	z value	P
Intercept	-6.6839	0.6888	-9.703	< 0.001
Søye 1-års mor	2.1432	0.6823	3.141	0.00168

Det var en svak tendens til en negativ sammenheng mellom slippvekt på lam og sannsynlighet for å bli drept av kongeørn (Tabell 7). Effektstørrelsen tilsier at et lam med slippvekt 10 kg har 3 promilles, mens et med slippvekt 12 kg har 2 promilles sannsynlighet for å bli drept av kongeørn. Tendensen i disse dataene går derfor i forventet retning – litt høyere sannsynlighet for å bli drept av kongeørn for lam som slippes små (Figur 10A og Figur 10B).

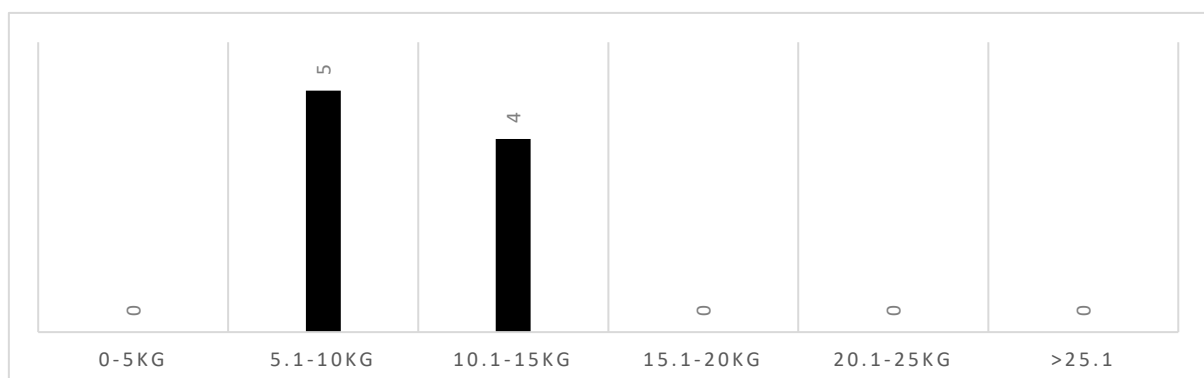
Tabell 7. For tabell A. er forklaringsvariabelen «Slippvekt» benyttet, responsvariabel er drept av kongeørn (1) eller ikke drept av kongeørn (0), og «Beitelag» (n=11) er med som random faktor og

Random effect: Beitelag, SD=0.44

Fixed effect	Estimate	SE	Z	p
Intercept	-3.97	1.36	-2.92	0.00353
Slippvekt	-0.17	0.12	-1.39	0.1646



Figur 10A. Slippvekt (kg) for totalt antall radiomerket lam som overlevde på utmarksbeite i de 11 forsøksbesetningene.



Figur 10B. Slippvekt (kg) for totalt antall radiomerket lam drept av kongeørn i de 11 forsøksbesetningene.

4. Diskusjon

I denne studien har jeg analysert to forskjellige datakilder; 1) data på tap til kongeørn på nasjonal skala, og 2) data fra detaljerte tapsprosjekter gjennomført i Norge på 2000-tallet. Min studie viser at det er en sammenheng mellom antall kongeørnterritorier på fylkesnivå og tap av sau til kongeørn, og en tendens i samme retning på mer lokal (beiteområde) skala. På begge nivåer fant jeg at 2 – 3 % av tapet skyldtes kongeørn. Dette er normale tapsnivåer knyttet til tap av sau og lam til kongeørn, og som er funnet i tidligere studier gjennomført i Norge (Stien et al. 2016). Det var en positiv korrelasjon mellom tap til kongeørn og ulykker. Dette kan tyde på at kongeørn kan øke risiko for ulykker, for eksempel fall i bratt terreng. Dette bidrar til økt usikkerhet knyttet til estimatene for hvor store tapene er til kongeørn. Estimaten på 2 – 3 % kongeørntap på beiteområde- og fylkesnivå kan derfor tolkes som minimumsestimater.

4.1 Tap til kongeørn forklares i stor grad av utbredelsen av ørn og variasjon i antall sau på beite

Det var i perioden 2010 – 2018 stor variasjon i omfanget av kongeørndrept og -skadet sau og lam i tid og rom på landsbasis. Den romlige fordelingen av tap på fylkesnivå kan tolkes som en kombinasjon av fordeling av sau på utmarksbeite og utbredelse av kongeørn. Tidligere studier har dokumentert at tap av sau til gaupe øker i takt med økende tetthet av sau (Odden et al. 2014). I min studie kommer det frem at antall sau og lam forklarer 64 % av variasjon i tap til kongeørn. Oppland, Trøndelag og Nordland var fylkene med flest antall sau og lam sluppet på utmarksbeite i tidsperioden 2010 – 2018, med henholdsvis 10 % hver. Hedmark og Troms hadde også en god del sau og lam på utmarksbeite, og de to fylkene stod for 7 % hver av alt som ble sluppet i samme periode. Dette kan tolkes i den retning av at risikoen for kongeørnpredasjon øker i områder med økende andel sau, som igjen forklarte mye, men ikke alt av variasjonen i tap til kongeørn.

Jeg fant en signifikant korrelasjon mellom tap og antall okkuperte kongeørnterritorier på fylkesnivå, selv etter å ha kontrollert for antall sau sluppet på beite. Tidligere studier har ikke funnet en slik sammenheng. I likhet med Gjershaug og Nygård (2003), fant Loland (2014) at antall kongeørnpar ikke kan forklare årsaken til tap av sau på fylkesnivå. Mine resultater kan skyldes sammenfall i rom mellom territorielle og unge individer, eller at territorielle ørn tar mer lam enn tidligere antatt.

Det finnes ikke data på romlig variasjon i antall unge, ikke-territorielle kongeørn. Hvis det er sammenfall i rom mellom territoriell ørn og ungfugler, kan dette bidra til å forklare

sammenhengen mellom tap og antall territorier. Flere utenlandske studier antyder at høye tap til kongeørn ikke nødvendigvis voldes av antall hekkende individer i et område, men at unge ikke-territorielle ørner kan være årsaken (O’Gara 1978). Watson (2010) argumenter også for at predasjon av middels store drøvtyggere antageligvis er mest aktuelt for ikke-hekkende individer, av den grunn at byttet er for stort til å fraktes tilbake til reiret, og må konsumeres på stedet. Likeledes fant McGahan (1968) og Reynolds (1969) i sine studier av kongeørn i Montana, at hekkende ørnepar ikke var årsaken til høye sauetap. Av 1 989 byttedyr som ble registrert i reirene, ble kun rester av ett lam og en voksen sau identifisert. I tillegg ble det funnet en nedgang i ørnepopulasjonen, og en økning i andelen mislykkede hekkinger i perioder hvor populasjonene av ørkenkaniner (*Sylvilagus audubonii*) og hvithalehare (*Lepus townsendii*) var redusert. På starten av 2000-tallet gjennomførte Geir Systad et al. (2007) satellittmerking av 13 kongeørnunger i Finnmark. Tre av senderne ble funnet i Nord-Sverige under forhold som indikerer ulovlig avlaving. De resterende kongeørnunge har stort sett trukket sørover den første vinteren, men med stor variasjon i bevegelsesmønster, hvor både Norge, Sverige og Russland ble benyttet som overvintringsområder. Satellittdataene viser at alle de merkede kongeørnunge kom tilbake til Finnmark eller Nord-Finland i mars – april året etter merking, og at de gjennom hele sommeren oppholdt seg i nærheten av regionen hvor de ble født. Selv om Tysse og Bergo (2011) hevder at flytere sjeldent får oppholde seg innenfor territorier, gjelder dette ofte eldre subadulte individer som er kjønnsmodne, og som potensielt kan være en trussel for revirhevdende par. Likeledes fant Watson (1997) ut at subadulte individer unnviker aktive territorier, men at ungfugler i større grad aksepteres av de territorielle kongeørnene. Hvis man tar utgangspunkt i at flere kongeørnterritorier produserer flere avkom, er det derfor mulig at tap til sau fremkommer indirekte, ved at fjorårets avkom vender tilbake og predaterer på sau og lam i området den ble født, noe som igjen kan bidra til å forklare den signifikante korrelasjonen mellom tap til kongeørn og antall kongeørnterritorier i min studie på fylkesnivå.

Det kan også hende at territorielle ørn tar mer lam en tidligere antatt. På slutten av 80-tallet i New Mexico, ble seks oksekalver drept og 48 skadet av kongeørn. Det ble derfor fanget to ungfugler, uten at problemene avtok. Ørneangrepene stanset først når det territorielle kongeørnparet i området ble fanget. På grunnlag av dette ble det konkludert med at det var voksenfuglene som stod for tapene, men det ble aldri nevnt om paret hadde vellykket hekking før eller under denne perioden (Phillips et al. 1996). Phillips et al. (1996) skriver også om et lignende tilfelle i Oregon, hvor problemene opphørte etter at en voksen kongeørn ble fanget

og flyttet til et annet område. Watson (1997) skriver i sin monografi om kongeørn, at han observerte kongeørn i Vest – Skottland som delte lam i to før de ble fraktet til reiret, og at han sjeldent observerte hele lam i reir. Samme teknikk er beskrevet av Gordon (1955), som observerte at de fleste harer ble partert i mindre deler før de ble fraktet til reiret. I tillegg er det blitt påvist, fra stabile isotoper av fjær, at sau er vanligere i føden hos voksne enn hos unge individer (Nygård et al. 2013). Dette kan tolkes i den retning av at voksne individer spiser sau uten at de nødvendigvis tar dyret med til reiret og til reirungen. Dette gir imidlertid ikke pålitelig informasjon om hvorvidt dyret er drept av kongeørn, da kongeørna også spiser mye åtsler. Det er også viktig å tenke på at det er benyttet antall okkuperte territorier i denne studien, og ikke antall hekkende par. Mange par vil mislykkes med hekkingen, og er dermed ikke begrenset av at de må ta mat tilbake til reiret. Det er ikke mulig å avgjøre om det er unge ikke-territorielle kongeørner eller etablerte par som står for hovedandelen av sau- og lammetapene, men sammenhengen mellom tap og antall territorier i min studie, og funnene i nevnte studier, tyder på at territorielle ørner også er av betydning for lammetapet.

På beiteområdenivå var det en svak trend i retning av en økning i antall lam tapt til kongeørn i områder med flere kongeørnterritorier. Dataen som er benyttet forklarer bare kjente forekomster av territorier. Det er derfor ikke mulig å si om disse territoriene var aktive i det året tapsstudiene ble gjennomført (Pers. med. J. Mattisson), noe som kan påvirke mine resultater ved at antall aktive territorier kan være ulikt det som er registrert. Samtidig kan de svake resultatene skyldes at tapsstudiene er begrenset med tanke på antall besetninger og år, noe som kan føre til at resultatene blir mer tilfeldig innenfor hver besetning. For eksempel ble Saltdal dokumentert med bare ett lam tapt til kongeørn i 2007, og tre lam i 2008. Det er en svakhet at tapstudiene er sporadiske fra enkeltår, noe som kan forklare den svake trenden jeg finner i mine resultater.

4.2 Sauens habitatvalg og økt konkurranse om kadaver kan forklare positiv korrelasjon i tap til kongeørn og andre rovdyr

Mine resultater viser at fylker med flest kongeørndrept eller -skadet sau og lam inngår i rovviltregion; 3, 5, 6, 7 og 8. Disse regionene har et ansvar for å opprettholde en betydelig andel av rovviltbestanden med ynglinger for gaupe, jerv og bjørn. En studie gjennomført i Trøndelag, viser at tap av reinkalver til gaupe avtar når gaupebestanden blir redusert, og at kongeørnas drapstakter øker som følge av dette (Tveraa et al. 2013). Dette kan tyde på at kongeørna utnytter kadaver fra gaupetatt reinsdyr, og følgelig kan man forvente en reduksjon i tap til kongeørn i områder med interaksjon mellom kongeørn og andre rovdyr. I motsetning

til dette fant jeg signifikant korrelasjon mellom antall sau tapt til kongeørn og til rovdirene bjørn, gaupe, jerv og ulv på fylkesnivå. På beiteområdenivå tenderte denne sammenhengen også mot en positiv korrelasjon.

En mulig forklaring for denne sammenhengen kan være rovdirenes effekt på hvor i terrenget sauen oppholder seg, og til hvilken tid. Om sommeren vil det normalt oppstå tidligere utvikling av planter i lavlandet og under tregrensen (Albon & Langvatn 1992), og sau vil vanligvis oppholde seg i disse områdene i første del av beitesesongen (Mysterud & Austheim 2005). Det er blitt dokumentert at kommuner med høy prosentandel skog i utmarksområdet opplever høyere tap til gaupe, og mindre tap til jerv og kongeørn, som er knyttet til mer åpne alpintundra-habitater (May et al. 2008; Stahl et al. 2002). Likeledes viser Mabile et al. (2015) i sin studie at lam oftere blir drept av gaupe, bjørn og ulv i skogkledde beiteområder. Man kan derfor tenke seg, ut ifra habitatpreferanser for de ulike rovdirene, at det kan oppstå et økende predasjonstrykk på sau i disse områdene. Schmitz (2008) antyder i sin studie, at byttedyr unngår områder hvor de er utsatt for høy risiko for predasjon, noe som kan påvirke hvor i terrenget beitedirene oppholder seg. Da angrep fra gaupe, ulv og bjørn ofte inntreffer i skogshabitater, vil beitedyra muligens unngå disse områdene. Tidlig kontakt mellom rovdyr og sau i beitesesongen kan derfor føre til at sau oppholder seg oftere og/eller tidligere i åpne områder, som igjen kan føre til at husdyra blir mer eksponert for kongeørnpredasjon. Dette kan derfor forklare hvorfor det i min studie var en sammenheng mellom økt tap til kongeørn i rovviltpåvirkete områder.

Det er også grunn til å spekulere i om økende tetthet av rovdyr kan bidra til økte drapstakter hos kongeørn ved at kadaver blir spist raskere. Få studier beskriver forholdet mellom kongeørn og andre rovdyr, og hvordan forbruksraten på kadaver kan påvirke omfanget av tap av sau. I 2014 – 2015 gjennomførte Stien et al. (2016) en tapsstudie på lammetap i Rødsjø beiteområde i Trøndelag. Det ble antydnet at den store havørnbestanden i området bidro til økte drapstakter fra kongeørn, ved at den utkonkurrerte kongeørna på kadaver. Forfatterne fant at havørna var den viktigste åtseleren i området, men konkluderer videre med at dens tilstedeværelse ikke kunne relateres til økte drapstakter fra kongeørn, da den fant og konsumerte såpass få av de tilgjengelige kadavrene i området. Både jerv og bjørn kan i teorien spise åtsler fra kongeørn, og man kan anta at kongeørnas drapstakter øker som følge av økende forbruksrate, men dette bør studeres nærmere. Denne interaksjonen er lite belyst, og det er derfor vanskelig å konkludere med at dette er tilfelle i min studie, men mine resultater viser at økende tap av sau til store rovdyr, samvarierer med økende tap til kongeørn.

4.3 Uforklart variasjon i tap til kongeørn kan skyldes alternative byttedyr og ulik intensitet i søk etter kadaver

Det var mye uforklart variasjon i tap av sau og lam i min studie. En del av forklaringen til denne variasjonen kan være kongeørnas tilgang på alternative byttedyr. Odden et al. (2013) viser gjennom sin studie at mindre tilgang på naturlige byttedyr og økende tettheter av sau, øker sannsynligheten for at sau oftere blir tatt av rovdyr. Tilsvarende gjennomførte Loland (2014) en masteroppgave, hvor han analyserte kongeørnas predasjon på sau og lam i Norge i tidsrommet 2000 – 2013. Her undersøkte forfatteren sammenhengen mellom predasjon og jaktstatistikk på hønsefugl. Det ble funnet en signifikant sammenheng mellom jaktstatistikk på hønsefugl og dokumentert sauetap til kongeørn. I beiteområder som tidligere hadde hatt kongeørnproblemer, opplever man økende kongeørnpredasjon året etter en dårlig jakt sesong. I flere tilfeller der høye tap til kongeørn forekommer, er dette blitt tolket som et resultat av at kongeørna har hatt lite tilgang på alternative byttedyr og kadaver (O'Gara & Rightmire 1987). Likeledes viser Arthur og Prough (2010), gjennom sitt studie i Alaska, at tap til kongeørn på villlevende Dalls sau (*Ovis dalli*) minket med økende tetthet av hare (*Lepus timidus*). I min studie ble Finnmark registrert med bare 10 tilfeller hvor kongeørna ble dokumentert som skadevolder på sau og lam. I tillegg var Finnmark det fylke med tredje flest okkuperte kongeørnterritorier (n=112). Det er vel dokumentert at rein som byttedyr kan være viktig føde for kongeørna i Finnmark (Geir Systad et al. 2007; Gjershaug & Nygård 2003; Halley et al. 2007; Jacobsen et al. 2015; Mattisson et al. 2018). Norberg et al. (2006) undersøkte i 1997 og 1998 dødeligheten hos reinkalver i Finland, der henholdsvis 304 og 317 kalver ble påmontert mortalitetsvarslere. Av totalt 43 reinkalver som døde, ble 53 % utsatt for predasjon, og kongeørna stod for 2,8 % og 4,2 % av dødeligheten. I perioden 2001 – 2006 samlet Geir Systad et al. (2007) inn byttedyrrester (n=469) fra 37 kongeørnreir med vellykket hekking. Rester fra reinsdyrkalver stod for 8,5% av de totale byttedyrrestene. Dette sammenfaller med studier som er gjort i samme område, men hvor metodikken var stabil isotopteknikk for å finne kongeørnas diett (Halley et al. 2007). I Rovbase, i perioden 2010 – 2018, ble 2 192 reinsdyr kategorisert som «Dokumentert» eller «Antatt sikker» drept av kongeørn, og av disse forekom 52 % av all predasjon i Finnmark (Rovbase). Telemark, Vest-Agder, Aust-Agder og Finnmark hadde noenlunde likt antall sau og lam på utmarksbeite i samme periode. Antall sau og lam tapt til kongeørn er også rimelig likt, men der Finnmark er registrert med 112 okkuperte kongeørnterritorier, er Telemark (n=60), Vest-Agder (n=18) og Aust-Agder (n=30) registrert med langt færre. Da jeg i min studie ikke har tilgang på tettheten av naturlige byttedyr, er det vanskelig å konkludere med hvor stor grad dette påvirker den store fylkesvise

variasjonen av tap til kongeørn. Tidligere radiotelemetristudier har vist at gaupas drapstakt øker med økende tetthet av sau, og at sauetapene avtar med økende rådyr- og reinsdyrtettheter (Gervasi et al. 2014; Mattisson et al. 2014). Hvis man skal tolke mine resultater på grunnlag av dette, kan det tyde på at den lave kongeørnpredasjonen på sau og lam i Finnmark moduleres av høye reinsdyrtettheter.

Det er mulig at sammenfall av tap til kongeørn og andre store rovdyr delvis kan forklares av søksintensiteten etter kadaver på utmarksbeite. Hedmark er det fylket som har flest store rovdyr, og i forhold til hvor mange kongeørnterritorier som er registrert, ligger dette fylket langt over forventningene i tap til kongeørn. Jeg spekulerer på om saueeierne her har større patruljeringsinnsats i beiteområdet, og av den grunn oftere finner kadaver på utmarksbeite, slik at andelen med kjent dødsårsak (inkludert kongeørn) øker. Asheim og Mysterud (2004) fant gjennom sin studie at Østlandet, Trøndelag og Nord-Norge hadde størst tap av sau og lam til rovdyr. Ved å drive sauenæring i områder med høy rovdyrtetthet, kan dette føre til at bønder oftere er ute og holder oppsyn med besetningene sine, og med det finner kadaver tidligere. Studier som omhandler predasjon på husdyr, relaterer også økende påvisningsrate og antall dokumentert tap med patruljeringsinnsats og tid brukt på overvåkning av besetninger på utmarksbeite (Breck et al. 2011; Mabelle et al. 2015). Hvor mye tid bøndene bruker på overvåkning av besetningene sine, kan derfor også bidra til å forklare den store variasjonen i antall dokumenterte tap til kongeørn på fylkesnivå.

4.4 Områder med høyt tap til kongeørn kan øke risiko for ulykke som registrert tapsårsak

I min studie fant jeg en signifikant korrelasjon mellom tap til kongeørn og antall ulykker på fylkesnivå. Watson (1997) beskriver kongeørnas jaktteknikk på klovdyr ved at den flyr lavtliggende, og ofte gjentatte ganger over en flokk med dyr. Forfatteren beskriver videre at dyra ofte flokker seg sammen, men at de også i noen tilfeller begynner å løpe. Stien et al. (2016) diskuterer i sin studie om ulykker oppstår hyppigere i områder med rovdyr som bruker en jaktstrategi der byttet blir skremt eller jaget før nedleggelse. Man kan se for seg at sau i panikk løper utfor skrenter, eller setter seg fast i myr- og vannhull. På slutten av 80-tallet gjennomførte Bergo (1990) en studie som omhandlet ørneskader på småfe og hjortedyr på Vestlandet. Der observerte han kongeørn som viste interesse for eller passerte sauer som beitet i utmarka. I de fleste tilfellene reagerte ikke sauen på kongeørnas atferd, men det ble gjort registreringer av at sauen sluttet å beite, og at dyra i noen tilfeller viste fluktreaksjoner. Hvor stor problemstilling dette er for tap av sau og lam på utmarksbeite er usikkert, da dette

ikke er blitt kvantifisert i noen studier (Stien et al. 2016). Mine resultater tyder på at det kan være en sammenheng i økt ulykkesfrekvens i områder med økt tap til kongeørn.

4.5 Risikofaktorer på individnivå – små lam fra yngre mødre er overrepresentert i tapet

I de tilfellene der sau og lam ble drept eller skadet av kongeørn, ble lam forvoldt 92% av tilfellene på fylkesnivå. På beiteområdenivå drepte kongeørna bare lam. Det er tydelig at kongeørna prefererer lam, fremfor åringer og voksne søyer. Tap av sau og lam til kongeørn er ofte situasjonsbetinget, og tidligere studier har vist at overlevelsen hos lam øker med økende slippvekt (Hansen 2006a; Hansen 2007a; Hansen et al. 2014). Lavere predasjonsrisiko er også blitt påvist i forsøk der størrelse og vekt på lam har vært større, som følge av senere frislipp av lammene (Griffin et al. 2011). Dette sammenfaller med mine resultater på beitelagsnivå, hvor det var en tendens til høyere sannsynlighet for å bli drept av kongeørn for lam som slippes små.

Tap av lam er også blitt relatert til søye- og lammealder ved beiteslipp. Ved tusenårsskiftet gjennomførte Warren et al. (2001) en studie som omhandlet dødelighet blant sau på utmarksbeite i Målselv i Troms. Her ble tapene signifikant korrelert med alder på søye og lam ved beiteslipp. Lam som var eldre og fra ettårs mor hadde 70 % større risiko for å dø, sett opp mot lam med toårs mor eller eldre. Forfatterne knytter dette til at lammets avstand til mor øker med alderen, og at dette fører til økt risiko for å bli tatt av rovdyr. Dette underbygges også av tidligere studier som hevder at dødeligheten blant lam kan være forbundet til søyas beskyttelse og evne til å verne om lammene, og at dette øker med søyealder (Warren & Mysterud 1995). På beiteområdenivå fant jeg en signifikant sammenheng mellom søyas alder og tap av lam til kongeørn. Det vil si at tap av lam med ettårs mor hadde større risiko for å gå tapt til kongeørn, sammenlignet med lam med toårs mor eller eldre.

4.6 Fremtidige perspektiver på tapsproblematikken

Det er viktig å forstå de økologiske mekanismene som fører til negative interaksjoner mellom husdyr og kongeørn. Viktige faktorer som sannsynligvis påvirker tap av sau til kongeørn er byttedyrtettheter, kongeørnas demografi, antall sau på beite og kongeørnas tilgang på sau i tid og rom. I flere deler av Norge opplever beitenæringa at kongeørna er blitt et økende problem. På stortinget har politiske partier hevdet at kongeørnbestanden er langt over bestandsmålet (Nygård & Østerås 2014), og at tiden er inne for å redusere bestanden av hensyn til beitenæringa (Åsberg & Thonhaugen 2017). Det er ikke mulig for sauene næringa å etablere barrierer som kan redusere drapsfrekvensene til kongeørna. Patruljering av beiteområdene slik

det praktiseres i Norge, er ikke ment for å redusere tapene, men snarere å redusere usikkerhetene rundt tapsårsakene (Mabille et al. 2015). I min studie ble 90 % av det påståtte tapet ikke verifisert, som viser at det er knyttet stor usikkerhet til hvor stor skadevolder kongeørna er på sau. Sett ut fra tidligere bestandsestimater og dagens situasjon, har kongeørnbestanden tilsynelatende vært stabil de siste 15 årene (Dahl et al. 2015; Gjershaug & Nygård 2003). Antall sau og lam sluppet på utmarksbeite har vært jevn i hele den perioden jeg har analysert. I min studie kommer det likevel frem at tap av sau og lam til kongeørn har minket i perioden. Sammenlignet med de store rovdyrene, er tap til kongeørna relativt lite. Forvaltning av kongeørnbestanden bør ikke praktiseres slik det gjennomføres for de fire store rovdyrene. Ved å begrense leveområdene til kongeørna, i form av rovviltregioner, vil trolig ungfuglene i bestanden benytte seg av de områdene der tetthetene går ned, og tapene trenger av den grunn ikke å bli redusert. I studiet til Phillips et al. (1996), fremkommer det at enkelte individer kan gjøre stor skade på husdyrbesetninger. Dette viser at individuelle spesialiseringer på byttedyr kan forekomme hos kongeørn. For kongeørna er det ikke definert eksakte måltall, slik forvaltningen praktiseres for de store rovdyrene. Kongeørnbestanden skal ligge på mellom 850 – 1200 par. Dette er et mål som ble satt i 2004, og som var bestandsestimatet på den tiden (St. meld. nr. 15 (2003-2004) 2004). Ut i fra beregningene til Dahl et al. (2015), var det 963 okkuperte territorier i perioden 2010 – 2014. Målene som er satt fra stortinget, og hvordan bestandssituasjonen er lagt frem, tilsier dermed ingen grunn til å endre på hvordan vi forvalter kongeørna i dag.

5. Konklusjon

På fylkesnivå fant jeg en sterk sammenheng mellom tap av sau og lam til kongeørn og antall okkuperte kongeørnterritorier, både med og uten å kontrollere for variasjon i antall sau på beite. Dette stemmer overens med resultatene på beiteområdenivå. Antall sau og lam tapt til kongeørn hadde en relativt konsentrert tetthet av skader i Midt-Norge. Fylkene som er mest rovviltpåvirket, har også størst omfang av predasjon fra kongeørn. Det finnes veldig lite telemetridata fra voksne kongeørnindivider. Sammenlignet med andre rovdyrarter, er det generelt for lite kunnskap rundt kongeørna. Det er derfor vanskelig å konkludere om det er ungfugler eller territorielle par som tar sau. Sammenhengen mellom tap og antall okkuperte territorier, kan tyde på at territoriell ørn tar mer sau en man tidligere har antatt. Resultater på beiteområdenivå viser at størrelse på lam og alder på mor kan ha innvirkning på om lam går tapt til kongeørn eller ikke. I spesielt utsatte områder, og hvor kongeørnas drapstakter er høy, kan senere frislipp av lam på utmarksbeite være et effektivt tiltak. I tillegg kan flytting av sau til områder som er mindre utsatt for predasjon fra kongeørn være et godt tiltak. For å redusere tap av sau og lam, er det viktig for sauenæringa å få informasjon om sannsynlighetsraten for de ulike tapsårsakene, slik at driftsformen kan tilpasses lokale forhold.

6. Litteraturliste

- Albon, S. D. & Langvatn, R. (1992). Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *Oikos*, 65: 502-513.
- Arthur, S. M. & Prough, L. R. (2010). Predator-mediated indirect effects of Snowshoe hares on Dall's sheep in Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 74 (8): 1709-1721.
- Asheim, L. J. & Mysterud, A. (2004). Economic Impact of Protected Large Carnivores on Sheep Farming in Norway. *Sheep & Goat Research Journal*. 89-96 s.
- Austmo, L. B. (2016). Statens naturoppsyn og skadedokumentasjon. *Norsk sau og geit*, 3: 44-45.
- Austrheim, G., E., J. Solberg & Mysterud, A. (2011). Spatio-temporal variation in large herbivore pressure in Norway during 1949-1999: Has decreased grazing by livestock been countered by increased browsing by cervids? *Wildlife Biology* 17:: 286-298. .
- Baker, P. J., Boitani, L., Harris, S., Saunders, G. and White, P. C. L. . (2008). Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. . *Mammal Review*, 38 (2-3): 123-166.
- Bergo, G. (1987). Territorial behaviour of Golden Eagles in Western Norway. *British Birds*, 80: 361-376.
- Bergo, G. (1990). Ørneskader på småfe og hjortedyr: NINA. 1-37 s.
- Bischof, R., Brøseth, H. & Gimenez, O. (2016). Wildlife in a Politically Divided World: Insularism Inflates Estimates of Brown Bear Abundance. *Conservation Letters*, 9 (2): 122-130.
- Breck, S. W., Bryan M. Kluever, Michael Panasci, John Oakleaf, Terry Johnson, Warren Ballard, Larry D Howery & Bergman, D. L. (2011). Domestic calf mortality and producer detection rates in the Mexican wolf recovery area: Implications for livestock management and carnivore compensation schemes. *Biological Conservation*, 144: 930-936.
- Bruteig, I. E., Austrheim, G. & Norderhaug, A. (2003). Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. *Beiting, biologisk mangfald og rovviltforvaltning*: NINA Fagrapport. 65 s.
- Brøseth, H., Flagstad, O., Wardig, C., Johansson, M. & Ellegren, H. (2010). Large-scale noninvasive genetic monitoring of wolverines using scats reveals density dependent adult survival. *Biological Conservation*, 143 (1): 113-120.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (1980). The birds of the Western Palearctic. Press, Oxford.: Oxford University.
- Dahl, E. L., Nilsen, E. B., Brøseth, H. & Tovmo, M. (2015). Estimering av antall hekkende par kongeørn basert på kjent forekomst i Norge for perioden 2010-2014: NINA 23 s.
- Fremming, O. R. (1982). Reproduksjonsøkologi hos kongeørn (*Aquila chrysaetos* (L.)) i et fjellkjedeområde i Norge. Hovedfagsoppgave: Universitetet i Oslo, Oslo.
- Geir Systad, Torgeir Nygård, Trond Johnsen, Karl-Otto Jacobsen, Duncan Halley, B. H., Arve Østlyngen, Kenneth Johansen, Jan Ove Bustnes & Strann, K.-B. (2007). Kongeørn i Finnmark 2001-2006: NINA Rapport. 36 s.
- Gervasi, V., E. B. Nilsen, H. Sand, M. Panzacchi, G. R. Rauset, H. C. Pedersen, J. Kindberg, P. Wabakken, B. Zimmermann, J. Odden, et al. (2011). Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore-ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology*.
- Gervasi, V., Nilsen, E. B., Odden, J., Bouyer, Y. & Linnell, J. D. C. (2014). The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. . *Journal of Zoology* 292 (3): 175-183. .
- Gjershaug, J. O. & Nygård, T. (2003). Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Kongeørn i Norge: Bestand, predatorrolle og forvaltning. *NINA Fagrapport*. Trondheim:: Norsk institutt for naturforskning.
- Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (1994). Norsk ornitologisk forening,. *Norsk fugleatlas*.: 552.
- Gordon, S. (1955). *The golden eagle: King of birds*. Collins, London.
- Greentree, C., Saunders, G., Macleod, L. & Hone, J. . (2000). Lamb predation and fox control in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, 37: 935-943.

- Griffin, K. A., Hebblewhite, M., Robinson, H. S., Zager, P., Barber-Meyer, S. M., Christianson, D., Creel, S., Harris, N. C., Hurley, M. A., Jackson, D. H., et al. (2011). Neonatal mortality of elk driven by climate, predator phenology and predator community composition. *Animal Ecology*, 80 (6): 1246-1257.
- Hagen, Y. (1952). Rovfuglene og viltpleien. 621.
- Hagen, Y. (1976). Havørn og kongeørn i Norge. En utredning om de to artenes status i vårt land ca 1972/73 samt om ørneskadeproblemet. *Viltforskningen*: Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Halley, D., Nygård, T., Minagawa, M., Systad, G. H., Jacobsen, K.-O. & Johnsen, T. V. (2007). Rein som næring hos kongeørn i hekketida i et område i Finnmark undersøkt ved hjelp av stabil isotopteknikk. Prosjektrapport 2004-2006. NINA Minirapport 192. 23.
- Hansen, I. (2006a). Tapsårsaker hos lam på Tjongsfjordhalvøy 2006: Bioforsk 27 s.
- Hansen, I. (2006b). Tapsårsaker hos lam på østre Malangshalvøya 2005: Bioforsk. 28 s.
- Hansen, I. (2007a). Tapsårsaker hos lam i Ørpen-Redalen beiteområde, Krødsherad 2007: Bioforsk Rapport. 28 s.
- Hansen, I. (2007b). Tapsårsaker hos lam på østre Malangshalvøya, 2006: Bioforsk 26 s.
- Hansen, I. & Carlsen, T. H. (2007). Tapsårsaker hos lam på utmarksbeite i Rode 1, Saltdal kommune 2007: Bioforsk Nord Tjøtta 29 s.
- Hansen, I., Bråten, S. E., Sjulstad, K., Odden, J. & Linnell, J. (2012). Arealbruk og tapsårsaker hos lam i Hallingdal. Årsrapport 2011. 18: Bioforsk Rapport. 25 s.
- Hansen, I., Svavarsdóttir, S., Hansen, K. K., Mienna, M. & Sørby, J. G. (2014). Tapsårsaker hos lam på Dyrøya 2013: Bioforsk 36 s.
- Hansen, I., Kolbjørnsen, Ø., Hamnes, I., S., & Bråten S., E. (2016). Tapsårsaker hos sau i Nykirke utmark 2016: NIBIO. 30 s.
- Heggøy, O. & Øien, I. J. (2014). Kongeørn i Norge: NOF-Rapport. 21 s.
- Inskip, C., Zimmermann, A., (2009). Review Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 43 (1): 18–34.
- Jacobsen, K.-O., Opgård, O. & Larsen, J. I. (2015). Predasjon på reinkalver og åtselsatferd fra ørn i Stabbursdalen nasjonalpark i mai 2015: NINA 11 s.
- Kaczensky, P. (1999). Large carnivore depredation on livestock in Europe. *Ursus*: 59-71.
- Klima- og miljødepartementet. (2017). *Høring av endringer i rovviltforskriften - skadefellingsbestemmelsen for kongeørn og kongeørnprosjekter*. Regjeringen.no. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/horing-av-endringer-i-rovviltforskriften---skadefellingsbestemmelsen-for-kongeorn-og-kongeornprosjekter/id2558433/> (lest 13.02).
- Krogstad, S., Christiansen, F., Smith, M. E., Røste, O. C., Aanesland, N., Tillung, R. H. & Thorud, L. (2000). Forebyggende tiltak mot rovviltskader på sau. Gjeting og bruk av vokterhund i Lierne. Sluttrapport 2000. Trondheim. : NINA fagrapport.
- Lack, D. L. (1947). The significance of clutch-size. *Ibis*, 89 (2): 302-352.
- Landa, A., Tufto, J., Franzén, R. & Terje Bø, M. L. (1998). Active wolverine *Gulo gulo dens* as a minimum population estimator in Scandinavia. *Wildlife Biology*, 4 (2): 159-168.
- Liberg, O., Aronson, A., Sand, H., Wabakken, P., Maartmann, E., Svensson, L. & Akesson, M. (2012). Monitoring of wolves in Scandinavia. *Hystrix/Italian Journal of Mammalogy*, 23 (1): 29-34.
- Linnell, J. D. C. & Tveraa, T. (2015). Kunnskapsstatus og kunnskapsbehov for forvaltning av rovvilt i Norge. – NINA Rapport 1195. 1-78.
- Linnell, J. D. C., J. Odden, M. E. Smith, R. Aanes, and J. E. Swenson. (1999). Large carnivores that kill livestock: Do “problem individuals” really exist?: *Wildlife Society Bulletin*. 698–705 s.
- Linnell, J. D. C., J. Swenson, R. Andersen (2001). Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Anim. Conserv*, 4: 345–350.
- Loland, B. (2014). Hvilke faktorer påvirker kongeørnas predasjon på tamsau? Masteroppgave ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Institutt for naturforvaltning. 34 s.

- Lovdata. (2005). *Forskrift om forvaltning av rovvilt*: Lovdata. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2005-03-18-242> (lest 16.01.2019).
- Mabille, G., Stien, A., Tveraa, T., Mysterud, A., Brøseth, H. & Linnell, J. D. C. (2015). Sheep farming and large carnivores: What are the factors influencing claimed losses? *Ecosphere*, 6 (5): 1-17.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. & Hines, J. E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier Press.
- Mattisson, J., Odden, J. & Linnell, J. D. C. (2014). A catch-22 conflict: Access to semi-domestic reindeer modulates Eurasian lynx depredation on domestic sheep. *Biological Conservation* 179: : 116-122.
- Mattisson, J., Jacobsen, K.-O. & Kjørstad. (2018). Kungsörn, havsörn och tamren - En kunnskapssammanställning. : Norsk institutt for naturforskning. 28 s.
- May, R., J. van Dijk, , P. Wabakken, J. E. S., J. D. C. Linnell, B. Zimmermann, J. O., H. C. Pedersen, R. A. & Landa., A. (2008). Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1382–1391. .
- McGahan, J. (1968). Ecology of the golden eagle *The auk a quarterly journal of ornithology*, 85 (1): 1-12.
- Mech, L. D. (1998). Estimated costs of maintaining a recovered wolf population in agricultural regions of Minnesota: *Wildlife Society Bulletin*. 817–822 s.
- Miljøverndepartementet. (1992). Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (1991-92). (Concerning the management of bear, wolverine, wolf and lynx)
- St. meld. 54 s.
- Miljøverndepartementet. (1997). Om rovviltforvaltning (1996-97). (Concerning carnivore management): St. meld. 131 s.
- Mysterud, A. & Austheim, G. (2005). Økologiske effekter av sauebeiting i høyfjellet. Korttidseffekter. *Utmarksnæring i Norge 1-05*: 1-91.
- Mysterud, I. & Mysterud, I. (1995). Forvaltningsramme og konsekvensvurderinger. (3. Management frame and evaluation of consequences). pp 144-164. In: Perspektiver på rovdyr, ressurser og utmarksnæring i dagens- og framtidens Norge: En konsekvensutredning av rovviltforvaltningens betydning for småfenæring, reindrift og viltinteresser (Perspectives on predation, resources and range users in Norway - today and in the future. An environmental impact statement for sheep production, reindeer herding and ungulate hunting interests). I: project, K. (red.). 336 s.
- Mysterud, I., Warren, J. T. & Nortvedt, S. (2000). Lammedødeligheten i Halså/Surnadal, Møre og Romsdal 1999 med kommentarer til alvold-problemet: *Utmarksnæring i Norge*. 64 s.
- NIBIO. (2019). *Beitebrukskart*: Norsk institutt for bioøkonomi Tilgjengelig fra: <https://nibio.no/tema/landskap/kart-over-beitebruk-og-seterdrift/beitebrukskart> (lest 25.01.2019).
- Nilsen, P. A., Hansen, I. & Bjørn, R. . (2001). Tapsundersøkelse for lam på utmarksbeite i rode 5 i Beiarn kommune, Nordland 2002: Grønn forskning. 25 s.
- Norberg, H., Kojola, I., Aikio, P. & Nylund, M. (2006). Predation by Golden Eagle *Aquila chrysaetos* on semi-domesticated Reindeer *Rangifer tarandus* calves in northeastern Finnish Lapland. *Wildlife Biology*, 12: 393–402.
- Nygård, T., Auran, J. O., Gjershaug, J. O., Knoff, K. & Østerås, T. R. (2013). Nordisk kongeørnsymposium 2013. *NINA Rapport* 1001: 12-13.
- Nygård, T. & Østerås, T. R. (2014). Kongeørn i Nord-Trøndelag 2009-2013 – NINA Rapport 1011.: 27.
- O'Gara, B. W. & Rightmire, W. (1987). Wolf, Golden Eagle, and Coyote problems in Montana. *Third Eastern Wildlife Damage Control Conference*: 275-283.
- O'Gara, B. W. (1978). Sheep depredation by Golden Eagles in Montana. *Vertebrate Pest Conference Proceedings collection*. 206-2013 s.

- Odden, J., Nilsen, E. B. & Linnell, J. D. C. (2013). Density of Wild Prey Modulates Lynx Kill Rates on Free-Ranging Domestic Sheep. *Plos One*, 8 (11).
- Odden, J., Mattisson, J., Gervasi, V. & Linnell, J. (2014). Gaupas predasjon på sau – en kunnskapsoversikt. NINA Temahefte 57: 71.
- Ogada, M. O., R. Woodroffe, N. O. Ogue & Frank, L. G. (2003). Limiting depredation by African carnivores: the role of livestock husbandry. *Conservation Biology*, 17: 1521–1530.
- Pfaff, A. (1993). Bestandsstørrelse, reproduksjon og næringsvalg hos kongeørn *Aquila chrysaetos* (L.) i Aust-Agder: Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. 61 s.
- Phillips, R. L., Cummings, J. L., Notah, G. & Mullis, C. (1996). Golden eagle predation on domestic calves. *Wildlife Society Bulletin*, 24: 468-470.
- Pinheiro, J. C. & Bates, D. M. (2000). Mixed-effects models in S and S-PLUS. *Springer, New York*.
- Regjeringen. (2017). *Utmarkslandet Norge*. Regjeringen.no. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/utmarkslandet-norge/id2525848/> (lest 16.03).
- Reynolds, H. V. (1969). Population status of the golden eagle on south-central Montana *Graduate Student Theses, Dissertations, & Professional Papers*. .
- Rovbase. (2019). *Sauerstatning: Alle fylker i Norge - 2010-2018*. Tilgjengelig fra: <http://www.rovbase.no/Erstatning> (lest 05.04.).
- Rovdata. (2013). A – Overvåking av kongeørn i intensivområder. 9 s.
- Rovdata. (2015a). *Instruks for overvåking av kongeørn – A*. Tilgjengelig fra: https://www.rovdata.no/Portals/Rovdata/Dokumenter/Instrukser/A_intensiv%20overv%C3%A5king%20av%20konge%C3%B8rn_09032015.pdf?ver=2015-03-17-142259-640 (lest 05.04).
- Rovdata. (2015b). *Instruks for overvåking av kongeørn – B* Tilgjengelig fra: https://www.rovdata.no/Portals/Rovdata/Dokumenter/Instrukser/B_ekstensiv%20overv%C3%A5king%20av%20konge%C3%B8rn_09032015.pdf?ver=2015-03-17-142351-653 (lest 05.04).
- Rovdata. (2019). *Om overvåkingsprogrammet*. Tilgjengelig fra: <https://www.rovdata.no/Nasjonaltoverv%C3%A5kingprogram/Omoverv%C3%A5kingprogrammet.aspx> (lest 07.01).
- Schmitz, O. J. (2008). Effects of Predator Hunting Mode on Grassland Ecosystem Function. *Norwegian University of Life Sciences*, 319 (5865): 952-954.
- Sidorovich, V. E., Tikhomirova L.L. & Je, drzejewska, B. (2003). Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990-2000. *Wildlife Biol.*, 9: 103-111.
- Skonhoft, A., G. Austrheim & Myrsetrud, A. (2010). A bioeconomic sheep-vegetation trade-off model: an analysis of the nordic sheep farming system. *Natural Resource Modeling*, 23:: 354–380.
- Skouen, S. K. (2012). Assessing diet and prey handling in golden eagles (*Aquila chrysaetos*) by video monitoring at nest: Ås, Norwegian University of Life Sciences. 44 s.
- Skåtan, J. E. & Lorentzen, M. (2011). Drept av rovvilt?
- St. meld. nr. 15 (2003-2004). (2004). *Rovvilt i norsk natur*. Oslo: Miljøverndepartementet. 133 s.
- Stahl, P., J. , M. Vandel, S. Ruetten, L. Coat, Y. Coat & Balestra., L. (2002). Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology*, 39: 204–216.
- Stahl, P., J. M. Vandel, V. Herrenschmidt, and P. Migot. . (2001). The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura mountains: *Biological Conservation*. 15–22. s.
- Statistisk sentralbyrå. (2019). *Husdyrhald*: Statistisk sentralbyrå Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/jordhus> (lest 27.02).
- Stien, A., Hansen, I., Langeland, K. & Tveraa, T. (2016). Kongeørn som tapsårsak for sau og lam, Tapsstudier i Rødsjø beiteområde 2014-2015. *NINA Rapport 1285*: NINA. 33 s.
- Sørby, J. G., Hansen, I., Skarra, T. K., Espeland, S., Oland, G. & Seltveit, P. H. (2010). Tapsårsaker hos lam på beite i Vingeråsheii 2009 *Bioforsk*. 26 s.
- Tjernberg, M. (1981). Diet of the golden eagle *Aquila chrysaetos* during the breeding season in Sweden. *Holarctic Ecology*: 4:12-19.

- Tjernberg, M. (1983). Prey abundance and reproductive success of the golden eagle *Aquila Chrysaetos* in Sweden. *Holarctic Ecology*: 6:17-23.
- Treves, A., Jurewicz, R. R., Naughton-Treves, L., Rose, R. A., Willging, R. C. & Wydeven, A. P. (2002). Wolf Depredation on Domestic Animals in Wisconsin, 1976-2000. *Wildlife Society Bulletin* 30 (1): 231-241.
- Treves, A., L. Naughton-Treves, E. K. Harper, D. J., Mladenoff, R. A., Rose, T. A. S. & Wydeven., A. P. (2004). Predicting human-carnivore conflict: a spatial model derived from 25 years of data on wolf predation on livestock. *Conservation Biology*, 18: 114–125.
- Tysse, T. & Bergo, G. (2011). Territorielle kongeørner i region 1, Sluttrapport. 33 s.
- Warren, J. T. & Mysterud, I. (1995). Mortality of domestic sheep in free-ranging flocks in southeastern Norway. *Journal of Animal Science*, 73: 1012-1018.
- Warren, J. T., Mysterud, I. & Lynnebakken, T. (2001). Mortality of lambs in free-ranging domestic sheep (*Ovis aries*) in northern Norway. *Journal of Zoology*, 254 (2): 195-202.
- Watson, I. (1997). *The Golden Eagle*. London, UK.
- Watson, I. (2010). *The Golden Eagle*. Annen utg. London, UK.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas.: *Science* 2126–2128 s.
- Zimmermann, A., Baker, N., Inskip, C., Linnell, J. D. C., Marchini, S., Odden, J., Rasmussen, G. & Treves, A. (2010). Contemporary Views of Human–Carnivore Conflicts on Wild Rangelands. *In book: Wild Rangelands: Conserving Wildlife While Maintaining Livestock in Semi-Arid Ecosystems*: 129 - 151.
- Åsberg, A. R. & Thonhaugen, M. (2017). Vil gjøre det enklere å skyte kongeørn: – Prosjektet skulle vært igangsatt for lengst. *nrk*.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway