



NAB-3900

MASTERGRADSOPPGAVE I ARKTISK
NATURBRUK OG LANDBRUK

Hvordan er tap av lam relatert til driftsform og
rovdyrtetthet?

Camilla Anita Spansvoll

Mai, 2008

DET MATEMATISK-NATURVITENSKAPELIGE FAKULTET
Institutt for Biologi
Universitetet i Tromsø

NAB-3900

MASTERGRADSOPPGAVE I ARKTISK
NATURBRUK OG LANDBRUK

Hvordan er tap av lam relatert til driftsform og
rovdyrtetthet?

Camilla Anita Spansvoll

Mai, 2008

Forord

Arbeidet med denne oppgaven har vært både spennende, utfordrende og noen ganger frustrerende. Når jeg ser på det endelige resultatet innser jeg at denne prosessen også har vært svært lærerik. Det endelige resultatet hadde ikke vært mulig uten hjelp og støtte fra en del mennesker som jeg med dette ønsker å takke:

Per Fauchald (Norsk Institutt for Naturforskning), som har vært til stor hjelp i skriveprosessen og ved bearbeiding av data. Åshild Ønvik Pedersen (Institutt for Biologi, ved Universitetet i Tromsø) for hjelp og tilbakemeldinger på oppgaven. Torkild Tveraa for hjelp med å skaffe tilgang til data fra Direktoratet for Naturforvaltning, og selvfølgelig alle andre ansatte på NINA som har sørget for et trivelig arbeidsmiljø og positive tilbakemeldinger.

Jeg vil takke alle mine medstudenter og gode venner for all støtte og en fantastisk tid som student, både sosialt og faglig. Sist men ikke minst, takk til mine foreldre som har støttet meg i alle år som student, både finansielt og på andre måter, og ikke for å glemme for mange dager som hundepassere.

Dette studiet er finansiert med støtte fra Universitet i Tromsø, Norsk Institutt for Naturforskning og ”Kometen” – Nord-Norges forskningsfond.

Tromsø, mai 2008

Camilla Anita Spansvoll

Sammendrag

Rovdyr er noe som fascinerer og engasjerer. I den sammenheng er det gjort uttalige studier av rovdyr, både nasjonalt og internasjonalt. Den norske forvaltningen står ovenfor store utfordringer i det videre arbeidet med norske rovdyr. Mye av disse utfordringene er skapt av at forvaltningen over lengre tid hovedsakelig er blitt styrt av politiske interesser, og i mindre grad av innspill fra ulike faglige miljø. Jeg har ved hjelp av tidligere studier og store mengder innsamlet data fra ulike databaser forsøkt å finne om det er enkelte faktorer som kan forutsi tap av lam på utmark. Tre ulike databaser (Rovbasen, NIJOS' beitelagsdata og Rovviltobservasjoner 2000-2005) ble koblet sammen til en samlet database som kunne benyttes til ulike statistiske analyser av responsvariablene "prosent tap lam i rovbasen" og "prosent tap lam i beitelagsdata". Disse responsvariablene ble testet opp mot flere ulike prediktorvariabler.

Mine resultater viser at tap av lam til rovdyr er additivt, og at tilstedeværelsen av rovdyr vil fortsette å medføre tap så lenge nye forholdsregler ikke blir tatt for å sikre dyr på beite. Analyser viser at det ikke er noen sterk sammenheng mellom driftsform og tap, og det kan dermed antas at fleste beitelagene og driftsenheter har dyr i god kondisjon. Det var en negativ sammenheng mellom tap og tetthet av sau på beite, noe som blant annet kan være et resultat av økt tilsyn. Tapet av sau økte med maksimalt 2 % poeng i områder med rovdyr i forhold til områder uten rovdyr. Dette er en svak sammenheng som er lett påvirkelig av skjevheter i forhold til data. Etersom tilstedeværelsen av rovdyr medførte en svak økning i tap, vil fjerning av rovdyr som tapsforebyggende tiltak mest sannsynlig ha en svært begrenset effekt på det totale tapet.

Nøkkelord: Lammetap, rovviltforvaltning, kompensatorisk, additivt, rovbasen, beitelag, rovviltobservasjoner.

FORORD	1
SAMMENDRAG	3
1 INNLEDNING	6
1.1 BAKGRUNN	6
1.2 MENNESKER OG ROVDYR.....	7
1.3 DEN NORSKE KONFLIKTEN I FORHOLD TIL ANDRE LAND	8
1.4 GRUNNLAG FOR PROBLEMSTILLING	10
2 PROBLEMSTILLING OG HYPOTESER	11
2.1 HYPOTESE 1: ROVDYRTAP ER ADDITIVT	11
2.2 HYPOTESE 2: ROVDYRTAP ER KOMPENSATORISK	12
3 MATERIALE OG METODE	13
3.1 DATABASENE.....	13
3.1.1 <i>NJOS-beitelagsdata</i>	13
3.1.2 <i>Rovbasen</i>	14
3.1.3 <i>Rovviltobservasjoner 2000-2005</i>	15
3.1.4 <i>Utvalgsenheter</i>	16
3.2 STATISTISKE ANALYSER	18
4 RESULTATER	20
5 DISKUSJON	26
5.1 ANALYSERING AV RESULTATER.....	26
5.1.1 <i>Tap relatert til rovdyr tetthet</i>	26
5.1.2 <i>Andre tetthetsavhengige faktorer</i>	28
5.1.3 <i>Tap relatert til driftsform</i>	29
5.2 VURDERING AV DATA	30
5.3 FJERNING AV ROVDYR OG ØKOLOGISKE EFFEKTER	31
6 KONKLUSJON	32
7 REFERANSER	33
8 APPENDIKS	37
APPENDIKS 1	37
APPENDIKS 2.....	38
APPENDIKS 3	40

1 Innledning

Rovdyrproblematikk er i dag ikke bare et spørsmål om rovdyr, det har også oppstått en sosial konflikt. I NINA Temahefte 22 diskuteres begrepet *sosial bæreevne* i forbindelse med antallet rovdyr i norsk natur. Hva er det magiske antallet rovdyr som kan godtas av alle parter som er involvert i eller har en interesse i rovviltpolitikk? Forståelse av dynamikken mellom sau og rovdyr vil være avgjørende for å drive en forvaltning som kan opprettholde både en sosialt bærekraftig forvaltning og en bærekraftig rovdyrbestand (Landa et al. 2000)

1.1 Bakgrunn

Rovdyrtap i sauenæringa er et svært aktuelt og konfliktfylt tema. Gjennom Stortingsmelding nr. 15 (2004) ble det satt klare mål for hvordan rovviltforvaltningen i Norge skal foregå. Rovviltforvaltningen vekker stor samfunnsinteresse, og det oppstår ofte konflikter når ulike grupper skal forsvare sine egeninteresser. Dette gjør problemstilling om hvordan rovdyr skal forvaltes og bevares svært vanskelig (Stortingsmelding nr. 15, Appendiks 1). Sett i et økonomisk perspektiv er det bønder som har mest å tape hvis de ikke klarer å forsvare sine egeninteresser. Bønder, sammen med mennesker som ser på rovdyr som en fare for deres egen sikkerhet er de som er mest negativt innstilt til å ha en levedyktig stamme av store rovdyr. Det er som regel i denne gruppen man finner de som mener at dagen rovdyrbestand er for stor (Andersen et al. 2003). På den andre siden står den gruppen som ikke har noen personlig erfaring med den belastningen som nærvær av rovdyr kan medføre. Denne gruppen ser helst at rovdyr alltid skal prioriteres fremfor buskap, og at buskap må vike for tilbakeføring av rovdyr. (Landa et al. 2000).

Antallet sau på utmarksbeite i Norge økte med 28 % (0.43 millioner) fra 1970 til 2006 (Klepp & Lutnæs 2007). Det var en økning i antall sau frem til 1999, etter dette har antallet hatt en liten nedgang. Denne nedgangen er mindre enn hva man kunne forvente ut i fra antallet driftsenheter som er nedlagt i de senere år. Årsaken til dette stabile antallet sau er at det i hovedsak er de små brukene (<50 dyr) som blir nedlagt samtidig som det har vært en økning i bruk med store besetninger (>150 dyr) (Klepp & Lutnæs 2007). Sauenæringen har ikke hatt en like stor nedgang i antall bruk som andre kjøttproduserende næringer (storfe, fugl og gris), som til sammenligning har blitt halvert i antall i den samme perioden som nevnt over. Nedgangen i antallet sauebruk har fortsatt frem til i dag, og i 2006 var det 15 905 sauebruk i Norge. En mulig forklaring kan være at det innen de ulike kjøttproduserende næringene er saueproduksjon som har klart lavest lønnsomhet, og bønder har dermed valgt å enten legge om driften, eller legge ned for å prioritere

annen jobb (Klepp & Lutnæs 2007). Hovedinntekten til dagens sauebønder kommer fra produksjon av lammekjøtt, og lammekjøttproduksjon blir også stimulert gjennom tilskuddsordningene fra staten.

1.2 Mennesker og rovdyr

Konflikten mellom mennesker og rovdyr er internasjonal og oppstår i det fleste områder hvor menneskets husdyr blir bytte for rovdyr. Hvordan konfliktene mellom rovdyr og mennesker løses bestemmes vanligvis av et politisk miljø som er i stadig endring (Treves & Karanth 2003, Landa et al. 2000). Et ekstremt eksempel på politisk styring av rovviltforvaltning finnes i *Jaktloven* fra 1845. Det var denne loven som førte til en nesten total utryddning av rovdyr i norsk fauna. (Appendiks 2 og Appendiks 3, Figur 4.). Ifølge Stortingsmelding nr. 15 (2004) bevilger staten 70-80 millioner kroner årlig til erstatning for tapte husdyr og tamrein til fredet rovvilt. Videre sier stortingsmeldingen at ca 14 % av norske sauebønder per i dag søker om erstatning for dyr tatt av rovvilt. De resterende 86 % av norske sauebønder opplever stort sett aldri rovdyrangrep på frittgående dyr. Hvis det i fremtiden blir gjennomført omlegginger av driften vil denne omleggingen ikke behøve å omfatte mer enn omlag 14 % av dagens sauebønder. Dette er et alternativ til hvordan man kan skape en varig løsning på konflikten mellom sauenæringa og ønsket om en levedyktig rovdyrstamme i Norge,

Forholdet mellom rovdyr og mennesker blir ofte betraktet veldig ensidig og den store sammenhengen hvor rovdyret er en del av et stort økologisk samfunn og næringskjede faller bort. Graham (et al. 2005) legger vekt på at man må se på problemstillingen i et større perspektiv for å kunne forstå hva som er den grunnleggende årsaken til at problemer oppstår. Ifølge Graham (et al. 2005) bør dette gjøres ved å gjennomføre kvantitative og kvalitative undersøkelser i de samfunn hvor predatorkonflikter oppstår. Årsaken til at konflikter oppstår er mange, for eksempel det at store rovdyr har store territorier (Andersen et al. 2003, Stortingsmelding nr. 15 2004). Dette fører til at det oppstår en ressurskonkurrans mellom rovdyr, mennesker og deres husdyr, som alle benytter samme område til beite, jakt og rekreasjon. Videre fører menneskets tilstedeværelse til habitatfragmentering og mindre tilgang på naturlige byttedyr. I enkelte områder vil tilgangen til naturlige byttedyr bli mindre, og rovdyr som har spesialisert seg på herbivore byttedyr, blir tvunget til å jakte på andre tilgjengelige byttedyr. Spesialister kan bli tvunget til å jakte som opportunist, og de må benytte seg av de ressursene som er tilgjengelige (Ray et al. 2005). Domestiserte dyr har mistet mye av sin opprinnelige antipredator adferd og blir dermed lettere offer for rovdyr (Hansen et al 1998). Rapporten til Hansen (et al. 1998) viser også

til viktigheten med å ha et sterkt flokkinstinkt og søyer med et sterkt morsinstinkt. Hos enkelte raser er mye av den naturlige flokkadferden borte, og søyene har et svakere morsinstinkt. Dermed kan det antas at disse rasene vil være et lettere bytte for rovdyr (Hansen et al. 1998).

1.3 Den norske konflikten i forhold til andre land

Statistisk Sentralbyrå (SSB) oppgir at det i 2005 var 2.35 millioner sau i Norge. I 2005 ble det søkt om erstatning for 53 300 sau tapt til rovdyr. Av disse ble 2650 dyr dokumentert som tatt av rovdyr. Det ble utbetalt erstatning for 32 500 sau, dette utgjorde 53.8 millioner norske kroner (www.dirnat.no). Det ble anslått at det i Norge i perioden 2005-2006 var en rovviltstamme (totalt ulv, gaupe og jerv) på ca. 650 dyr. Dette inkluderer 16-19 ulv, 51-56 familiegrupper gaupe (ca. 300 dyr totalt), og ca. 61 ynglinger av jerv, (ca. 330 jerv totalt), (pers.medd Susanne Hansen, Direktoratet for naturforvaltning, DN). Det var i 2005 usikkert hva som var det totale antallet bjørn og ynglinger av bjørn (pers.medd Susanne Hansen, DN). Til sammenligning var det i følge SSB det 470 000 sau i Sverige i 2005 (www.ssb.no). Samme året ble det registrert 339 angrep på sau i Sverige. I perioden 2005-2006 ble det beregnet å være til sammen 4390 bjørn, jerv, ulv og gaupe i Sverige (www.viltskadecenter.se). Det er betydelig mindre sau i Sverige enn i Norge, men samtidig er rovviltforekomsten mye høyere. Det blir i begge land gitt fellingstillatelse hvis det er store tap av sau i et område i løpet av beitesesongen. En av hovedårsakene til at det er svært lite tap av sau til rovdyr i Sverige er den utstrakte bruken av gjerder. Det Svenske Viltskadesenteret anbefaler at gjerdene består av mellom 2 og 5 rader med strømtråd. Sverige vil også i fremtiden satse hovedsakelig på strømgjerder for å unngå tap av bufe til rovdyr (www.viltskadecenter.se).

I Europa for øvrig er det spesielt i Øst-Europa at det er konflikter forbundet med rovdyr. I Latvia, Romania, Ukraina, Slovakia, Polen og Estland består mye av konflikten av at rovdyr må konkurrere med mennesker om jaktbart vilt (Haaland et al. 2003). Det er forholdsvis store forekomster av ulv, bjørn og gaupe i de nevnte landene, og bestandene forvaltes ved jakt. Haaland (et al. 2003) påpeker at det også er tap av husdyr til rovvilt i de Østeuropeiske landene, men at det ikke foreligger noen statistikk over mengden tap. I enkelte av disse landene er det fremdeles vanlig å drive med gjeting av dyr på beite.

I Spania er bjørn en vernet art, og det har ikke forekommet jakt på denne siden 1985. Det foreligger ingen registrerte tap av husdyr til Iberisk gaupe (*Lynx pardinus*). Spania har en voksende ulvestamme. Hovedkonflikten rundt rovdyr i Spania dreier seg om tap av husdyr til

ulv, samt konkurranse med jegere (Haaland et al. 2003). I Italia er alle store rovdyr fredet, denne fredingen har sterk støtte blant italienerne til tross for at tap av bufe til rovdyr forekommer (Haaland et al. 2003).

Stahl et. al. (2001 og 2002) har studert et område i Frankrike som har en problemstilling som er svært lik den konflikten som eksisterer mellom sauenæringen og rovvilt i Norge. I området rundt Jura-fjellkjeden (fjellkjede nord for Alpene) har det over lang tid vært drevet en sauedrift som baserte seg på frittgående dyr på beite. Etter at det ble besluttet å tillate at gaupe reetablerte seg i områder hvor arten tidligere hadde vært utryddet, sto bøndene i Frankrike ovenfor de samme problemene som norske sauebønder møtte når rovvilt returnerte til norsk natur. For å forhindre stort tap av sau ble løsningen i Frankrike å sette opp gjerder. I tillegg sier Stahl (et al. 2001) at det ikke er hensiktsmessig å basere seg på uttak av såkalte ”problem individer” for å unngå tap av sau. Dette er noe som også norske studier har konkludert med (Linnell et al. 1999). Det diskuteres også hvorvidt det faktisk finnes jerv som kan karakteriseres som ”problem individer” (Landa et.al. 2000).

Den amerikanske saueindustrien har vært gjennom en dramatisk nedgang. Nedgangen har vært på over 85 % siden 1942 (Berger 2006). Berger (2006) analyserte et datasett som inneholder informasjon om de siste 60 årenes utvikling i den amerikanske saueindustrien, og disse data antyder at den statssubsidierte predatorkontrollen er feilslått i å stoppe den enorme nedgangen i den amerikanske saueindustrien. Ut fra resultatene av denne analysen konkluderer Berger blant annet med at man ikke vil klare å stoppe nedgangen i industrien bare med å ta livet av rovdyr, ettersom industrien hovedsakelig sliter med stadig økende produksjonskostnader og lav markedspris.

I en rapport om fremtidsutsiktene for den norske sauenæringen (Klepp & Lutnæs 2007) nevnes det flere faktorer som er med på å skape en nedgang i produksjon av lammekjøtt og antallet driftsenheter, spesielt blir rovdyr uthevet som ansvarlig for nedgangen. I Norge i dag er det ingen stor økonomisk gevinst i å drive med produksjon av lammekjøtt. Det kan nevnes at årsverkinntektene i jordbruksnæringen kun har økt med 17.8 %, noe som er svært lite sammenlignet med at årsverkinntekten i industrien som økte med 46.2 % (Klepp & Lutnæs 2007). Rapporten referer også til driftsgranskinger hvor det kommer fram at økonomien i saueæringen kommer klart dårligst ut i forhold til de øvrige kjøttproduserende næringene. Man kan dermed si at det i likhet med i USA heller ikke i Norge er en mangel på økonomiske årsaker

som kan føre til ytterligere nedgang i sauenæringen. Det er en stor etterspørsel etter lammekjøtt blant norske forbrukere, og dermed er det naturlig at det i norske besetninger satses hovedsaklig på lammekjøttproduksjon. Det stimuleres også til lammekjøttproduksjon gjennom tilskuddsordninger. I følge Klepp & Lutnæs (2007), kommer denne etterspørselen etter lammekjøtt til å øke de kommende årene, samtidig som det blir spådd en fortsatt nedgang i antall driftsenheter med sau. I 2006 importerte Norge 586 tonn kjøtt av sau og lam.

1.4 Grunnlag for problemstilling

I forvaltningssammenheng er det viktig med faktisk kunnskap om hvordan rovdyrtap er relatert til rovdyrtetthet og i hvilken grad ulik driftsform påvirker tapet. I forbindelse med Stortingsmelding nr. 15 (2004) ble det gjort flere store utredninger. Det arbeidet som la grunnlaget for stortingsmeldingen har ført til at det i dag er en mengde materiale tilgjengelig for videre arbeid i forbindelse med rovdyrproblematikk. I tillegg er det flere databaser med store mengder datamateriale tilgjengelig. De ulike databasene, forskningsrapportene og en stor mengde vitenskaplige artikler gir en mulighet til å se nærmere på et de ulike konfliktspørsmålene som finnes innen norsk rovviltforvaltning og landbrukspolitikk. Samlet har dette arbeidet gjort det mulig for meg å se nærmere på problemstillingen om hvorvidt tap av lam har noen sammenheng med driftsform og rovdyrtetthet.

2 Problemstilling og hypoteser

Ifølge mine data fra beitelagene og rovbasen utgjør tap av lam den klart største andelen av tapte dyr på utmarksbeite. Andelen av tapt voksen sau er så lav at jeg i denne oppgaven valgte å konsentrere meg kun om tap av lam til fredet rovvilt. Studier av for eksempel dødelighet blant reinkalver har vist at kalver som ble tatt av rovdyr mest sannsynlig ville omkommet på grunn av dårlig kondisjon og ressursmangel ved fravær av rovdyr (Tveraa et al. 2003).

Fra min samlede database vil jeg blant annet forsøke å teste om rovdyrtapet i sauenæringa kan klassifiseres som additivt eller kompensatorisk. Ved kompensatorisk tap til rovdyr vil ikke antallet sau reduseres ytterligere enn hva som er forventet ved naturlig dødelighet (normalt tap). Ved additivt tap vil tap til rovdyr komme i tillegg til den naturlige dødeligheten. (Linnell et al. 1995, Tveraa et al. 2003).

Landa et. al. (1999) undersøkte tap av sau hos flere beitelag i Snøhetta-området. Forfatterne fant at de bøndene som hadde størst tap ofte var gjengangere fra periode til periode. De fant også signifikante forskjeller på mengden tap mellom ulike raser sau. Disse to faktorene antyder at driftsform kan være svært avgjørende for mengden tap. Det ble funnet et positiv statistisk forhold mellom den totale mengden sau og mengden tap i beiteperioden (Landa et al. 1999). Ettersom mine data kun inkluderer data for 1 år, er det ikke mulig å teste hvorvidt enkelte driftsenheter skiller seg med store tap over flere år.

2.1 Hypotese 1: Rovdyrtap er additivt

Hvis rovdyrtapet er additivt, vil rovdyrtapet komme i tillegg til annet tap. Jeg forventer derfor en positiv sammenheng mellom rovdyrtetthet og totalt tap. Faktorer ved driften som gjør besetningen mindre utsatt for direkte rovdyrangrep vil under denne hypotesen ha betydelig effekt på rapportert rovdyrtap. Tidlig nedsanking fra utmarksbeite kan gi lavere tap, spesielt til jerv (Landa et al. 1999). Likedan vil beitelag som har dyrene lengre på utmark og lite på innmark, være mer utsatt for rovdyrangrep enn beitelag hvor dyrene er eksponert for rovdyr i en kortere periode. Beitelag med høy tetthet av sau på beite vil gjerne ha et mer oversiktlig og bedre overvåket beiteområde, og jeg forventer derfor lavere tap i beitelag med høy tetthet av sau på beite.

2.2 Hypotese 2: Rovdyrtap er kompensatorisk

Hvis rovdyrtapet er kompensatorisk hadde tapet forekommet uavhengig av tilstedeværelsen av rovdyr. Studier på rein har vist at tap av reinkalver i Finnmark til rovdyr hovedsakelig er kompensatorisk (Tveraa et al. 2003). Rovdyrtapet under denne hypotesen er gjerne knyttet til ressursmangel. Under denne hypotesen forventer jeg derfor ingen sammenheng mellom rovdyrtetthet og totalt tap. Faktorer ved driften som kan redusere ressursmangel vil under denne hypotesen ha stor effekt på tapet. Faktorer som primært reduserer eksponering for rovdyrangrep vil her ha mindre betydning. Høy tetthet av sau på beite vil kunne gi høyere konkurranse om beiteressurser og dyr i lavere kondisjon. Dermed forventer jeg under denne hypotesen en positiv sammenheng mellom tetthet av dyr på beite og rapportert rovdyrtap. Legg merke til at denne prediksjonen er motsatt av prediksjonen under den *additive hypotesen*. Hos klovdyr er tidlig nedkomstdato gjerne assosiert med besetninger i god kondisjon (Bårdsen et al. 2008, Tveraa et al. 2007), og jeg forventer dermed et lavere tap i besetninger med tidlig lammedato. Lang tid på innmarksbeite vil gi større og mer motstandsdyktige dyr på utmarksbeite, og jeg forventer lavere tap for besetninger som er lengre på innmarksbeite. Legg merke til at denne prediksjonen er den samme som under den *additive hypotesen*. Jeg forventer imidlertid ingen spesiell sammenheng mellom rovdyrtap og tid på utmarksbeite eller sankedato.

3 Materiale og metode

Studiet er basert på analyser gjort på tall fra tre ulike databaser. Ved å koble disse databasene sammen ønsker jeg å undersøke sammenhengen mellom rapportert tap til rovdyr, driftsform og forekomster av rovdyr.

3.1 Databasene

Ved søknad om rovdyrskadeerstatning oppgir sauebøndene detaljerte opplysninger om tap, fordeling av tap, dokumenterte tap til rovdyr, besetningsstørrelse og driftsform. I tillegg finnes det databaser mht. forekomst av fredet rovvilt, disse er tilgjengelig fra Direktoratet for Naturforvaltning (DN).

I oppgaven har jeg laget en ny database basert på allerede eksisterende databaser for å undersøke mine problemstillinger. Følgende databaser er anvendt:

- NIJOS beitelagsdata fra 2005
- Rovbasen
- Rovviltobservasjoner 2000-2005

Min database inneholder også geografisk inndeling i forvaltningsregioner og beitekommuner. Geografisk område vil ha betydning for forekomster av rovdyr, rovdyr tap og driftsform. Denne variabelen inngår som en tilfeldig faktor.

3.1.1 NIJOS-beitelagsdata

Jeg har brukt data over registrerte beitelag fra 2005 (www.skogoglandskap.no). Beitelagsdataene er kartfestet, noe som gir en mulighet for arealberegning, og beregning av tetthet av sau på utmark. Data fra beitelagene er blitt koblet med data fra DN over rapportert tap i 2005. Sauebønder som ikke er medlem av et beitelag vil dermed ikke bli inkludert i analysen.

De organiserte beitelagene samarbeider blant annet om tilsyn, sanking av dyr og nye investeringer. Alle nye beitelag må godkjennes av fylkesmannen før de kan bli en del av NIJOS' organiserte beitebruk. NIJOS' system for beitelagskart bygger på datakilder fra søknadsskjema for organisert beitebruk. Dette er et rapportskjema fra hver enkelt beitelag, som inneholder informasjon om hvor mange beitedyr som er sluppet og tapt i beiteområdet hver sesong (www.skogoglandskap.no 13.september 07). For min oppgave ble følgende data fra NIJOS'

beitelagsdata anvendt: Sau og lam sluppet, sau sluppet, lam sluppet, tapsprosent sau og lam, tapsprosent sau, tapsprosent lam, sau og lam per km².

NIJOS databasen inneholder 80 % av all norsk sau og jeg anser dette som et representativt utvalg for den totale mengden sau i Norge. Styrken med denne databasen er at de data som er innsamlet er godt dokumentert. Organiseringen av beitelag startet så tidlig som i 1970, noe som medfører at ordningen er godt innkjørt blant brukerne. Beitelagsdata har blitt samlet i over 30 år og eventuelle kilder til feil er mest sannsynlig fjernet.

3.1.2 Rovbasen

”Rovbasen” er en samlebetegnelse på en database som inneholder informasjon om alle dokumenterte forekomster av rovdyr og alt rapportert tap av sau til rovdyr. Dette inkluderer alle innrapporterte observasjoner og spor av fredet rovvilt, uavhengig av om observasjonene er godkjent eller forkastet. Rovbasen oppdateres jevnlig av fylkesmannen i respektive fylker, Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Rovbasen er tilgjengelig på nett i kartform (www.dirnat.no). Denne nettsiden inneholder ikke stedfestet informasjon om ynglelokaliteter og andre rovviltobservasjoner. Den komplette Rovbasen 2000-2005 fikk jeg fra Direktoratet for Naturforvaltning, denne er unntatt offentlighet. Data om personer og lokaliteter ble derfor anonymisert. Nasjonalt Overvåkningsprogram for rovvilt (NIDAROS) er også en viktig bidragsyter til databasen (www.nidaros.nina.no).

Rapportert tap av sau

I datasettet finnes detaljerte data for hver enkelt sauebesetning som det er søkt rovdyrskadeerstatning for. Erstatningskrav er alltid større enn eller lik dokumentert tap. Totalt tap er summen av erstatningskrav og annet tap. Tapet er fordelt på søyer og lam. Det er Statens Naturoppsyn (SNO) som godkjenner hvorvidt kadaver kan godkjennes som rovdrydrept. For hver besetning finnes data over: Besetningsstørrelse med detaljert oversikt over antallet søyer og lam, lammedato, tidspunkt for slipp på hhv. innmark og utmark og tidspunkt for sanking

Tap av sau oppgis i tre ulike kategorier:

- Dokumentert tap til rovdyr.
- Erstatningskrav mht. rovdyr (dvs. det tapet bonden tilskriver rovdyr).
- Annet tap.

Rovdyrobservasjoner

I de senere år er det blitt gitt pengebelønning for rapporterte observasjoner som kan godkjennes av de forvaltningsansvarlige myndighetene. Dette for å stimulere rapportering av observasjoner gjort av privatpersoner. Godkjenning av observasjoner av rovdyr er avhengig av innsats. Dette betyr at estimert rovdyrforekomst basert på disse dataene vil være avhengig av hvor dyktige observatørene er, og ikke minst hvor stor innsats som er lagt ned i de enkelte områdene.

De kartfestede data som er inkludert i analysen er de som er godkjente og dokumenterte av Statens Naturoppsyn:

- Rapportert bufe/tamrein som er godkjent som tap til rovvilt.
- Funn av ekskrementer og hår fra rovvilt, samt spor og andre sportegn som bekrefter tilstedeværelse av rovvilt.

Alle observerte dyr har i rovbasen UTM koordinater, når data kobles med NIJOS databasen kan man få en oversikt over antallet og hvilken art rovdyr som befinner seg i de ulike områdene hvor det er registrert tap av sau og lam. I en utredning for MD (Brøseth 2002) blir *yngelekaliteter* tildelt et influensområde på 15 km. Det ble også gitt en aksjonsradius på 1 km til *observert spor og sportegn, synsobservasjoner, skade på bufe og tamrein og døde dyr* i forbindelse med jerv og gaupe. Bjørn ble gitt en radius på 3 km. Jeg har valgt å gi samtlige variabler et influensområde på 15 km, dette på grunn av at rovdyr kan bevege seg over store områder. Jeg mener derfor at 1 km kan bli for begrensende når jeg ønsker et grovt estimat, og velger derfor å bruke litt grovere tall til indeks.

3.1.3 Rovviltobservasjoner 2000-2005

Databasen "Rovviltobservasjoner 2000-2005" er alle rovviltobservasjoner som ble lagret i rovbasen i perioden 2000-2005. Statens Natur Oppsyn (SNO) er hovedansvarlig for registrering og dokumentering av rovdyr. Dette inkluderer artsspesifikke registreringer, dokumentasjon av skader påført bufe av rovvilt og kvalitetssikring av observasjoner (www.dirnat.no). SNO er styrt av de retningslinjer som er gitt i *Nasjonalt overvåkingsprogram for rovvilt* (www.nidaros.nina.no).

Databasen inneholder blant annet:

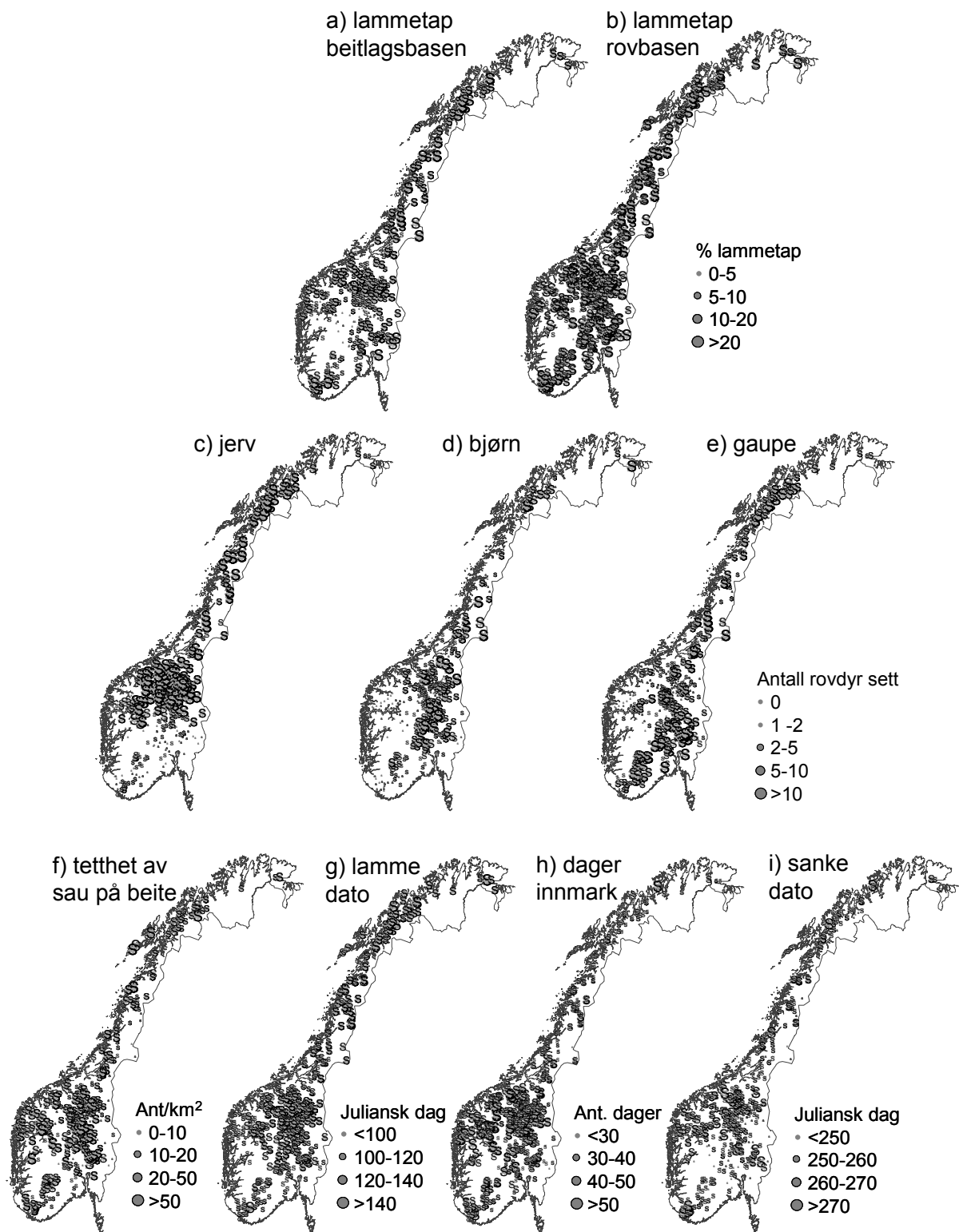
- Rovbasenummer

- Rovdyr art
- Totalt antall
- Antall unger
- Antall voksne
- Observasjonsdato
- UTM kartreferanser

Observasjonene er også i denne databasen innsatsavhengige. I likhet med observasjoner i rovbasen blir det i områder med tap av sau gjort en større innsats for å bevise/registrere forekomst av rovdyr enn i områder hvor rovdyr ikke er et problem i forbindelse med tap. Privatpersoner på fjelltur vil ha en mindre interesse av å rapportere tilfeldige observasjoner av rovdyr enn en bonde som observerer rovdyr i det som for han er beiteområdet til sau. Også denne databasen vil være mindre preget av innsats etter hvert som systemet med pengebelønning for rapporterte og godkjente observasjoner er mer etablert og allment kjent.

3.1.4 Utvalgsenheter

Utvalgsenheten i analysene er sauebønder som inngår i et beitelag som søkte rovdyrskadeerstatning i 2005. Data over sauebønder i beitelag er hentet fra NIJOS beitelagsdata. Ren geografisk fordeling av disse saebesetningene er vist i Figur 1 (kart over studieområdet). I denne oppgaven vil fredet rovvilt omtales som rovdyr, betegnelsen inkluderer ikke rødrev. De rovdyr som er inkludert i denne oppgaven er brunbjørn (*Ursus arctos*), gaupe (*Lynx lynx*) og jerv (*Gulo gulo*). Ulv (*Canis lupus*) er ikke inkludert. Årsaken til dette er at det i Norge er en svært liten ulvebestand som er spredt over små områder. Mengden data blir derfor for liten til å kunne brukes i analyser. Kongeørn (*Aquila chrysaetos*) er ikke inkludert på grunn av at det i dag ikke finnes et nasjonalt overvåkningsprogram for ørn i Norge.



Figur 1. Lammetap beitelagsbasen, tetthet av sau på beite, lammedato, dager innmark og sankedato er basert på data fra NIJOS' beitelagsdata. Lammetap rovbasen er basert på data fra rovbasen. Antall rovdyr sett (jerv, bjørn og gaupe) er basert på data dra "Rovviltobservasjoner 2000-2005".

3.2 Statistiske analyser

Jeg analyserte sammenhengen mellom rovdyrtap, driftsform og forekomst av rovdyr ved hjelp av miksede lineære modeller (*lme*) i *nlme* pakken (Pinheiro et al. 2006) i statistikkprogrammet *R* (R Development Core Team, 2006). Data ble kartfestet ved hjelp av ArcGis og UTM koordinater fra rovbasen og NIJOSs beitelagsdata

Datasettet omfatter to typer registrert tap: Tap oppgitt til rovbasen for roviltskadeerstatning, og tap oppgitt fra beitelaget. Sammenhengen mellom disse to variablene var positiv, men ikke spesielt sterk ($R^2 = 0.22$). I prinsippet vil også disse to variablene reflektere ulike ting. Tap fra Rovbasen er fra hver enkelt besetning og vil bedre reflektere driftsmønster på lokal skala, mens tap fra beitelagsbasen er aggregerte data fra hele beitelaget. Jeg valgte derfor å analysere disse variablene hver for seg i to ulike sett med modeller.

Responsvariablene var dermed 1) prosent tap av lam fra beitelagsdata, og 2) prosent tap av lam fra rovbasen. Miksete lineære modeller forutsetter normalfordelte responsvariable. Mine responsvariable var ikke normalfordelte, og jeg valgte å $\log(x+1)$ -transformere dem for å få en tilnærmet normalfordeling.

Prediktorvariablene som de to responsvariablene ble analysert mot var:

- Innmark (antall dager på innmark).
- Lammedato (er gitt i juliansk dato).
- Utmark (antall dager på utmark).
- Hovedsankedato (er gitt i juliansk dato).
- Tetthet (tetthet av dyr på beite) (\log_{10} -transformert).
- Antall observerte rovdyr (gitt som hhv. Bjørn, Gaupe og Jerv)($\log_{10}(x+1)$ -transformert).

Transformeringen av prediktorvariablene ble gjort for å bedre fordelingen av dataene og dermed få bedre modelltilpassing.

De ulike variablene er fremstilt ved plott på kart (Figur 1). Korrelasjonen mellom de ulike variablene er gitt i Tabell 1. Korrelasjonene mellom prediktorvariablene er generelt svake, kanskje med unntak av *hovedsankedato*, *innmark* og *utmark*. Forholdsvis lav kolinearitet gjorde at jeg valgte å analysere alle prediktorvariablene samlet.

Geografi vil, av naturlige årsaker påvirke variablene i analysen min, men inngår ikke i hypotesen. Beitekommune og forvaltningsregion reflekterer geografi, og disse ble derfor modellert som tilfeldige faktorer i analysen. Beitekommune ble modellert som en nøstet variabel innenfor forvaltningsregion

Tabell 1. Korrelasjonsmatrise mellom de ulike variablene (Pearson korrelasjon). Innmark er antall dager på innmark, utmark er antall dager på utmark. Tetthet er antall sau på beite per km². Gaupe, bjørn og jerv er antall observasjoner av disse dyrene fra 2000-2005, innenfor en radius av 15 km. Tap beitelag er prosent tap av lam i beitelagsdatabasen. Tap rovbasen er prosent tap av lam i rovbasen.

	<i>Lammedato</i>	<i>Innmark</i>	<i>Utmark</i>	<i>Hovedsankedato</i>	<i>Tetthet</i>	<i>Gaupe</i>	<i>Bjørn</i>	<i>Jerv</i>	<i>Tap beitelag</i>	<i>Tap rovbasen</i>
<i>Lammedato</i>	1									
<i>Innmark</i>	-0.20	1								
<i>Utmark</i>	-0.17	-0.49	1							
<i>Hovedsankedato</i>	0.11	0.06	0.60	1						
<i>Tetthet</i>	-0.16	0.11	0.06	0.04	1					
<i>Gaupe</i>	-0.17	-0.19	0.21	-0.09	0.11	1				
<i>Bjørn</i>	0.07	-0.05	-0.09	-0.14	-0.03	0.27	1			
<i>Jerv</i>	0.30	0.16	-0.27	0.02	-0.04	-0.41	0.00	1		
<i>Tap beitelag</i>	0.10	-0.19	-0.01	-0.13	-0.33	0.05	0.09	0.13	1	
<i>Tap rovbasen</i>	0.00	-0.14	0.06	-0.04	-0.15	0.05	0.00	-0.01	0.47	1

4 Resultater

Modellseleksjonen pekte ut noe ulike modeller for de to responsvariablene (Tabell 2). Forekomst av alle rovdyrene, samt tetthet av sau og hovedsankedato hadde betydning for tap oppgitt til beitelaget. For å finne den beste modellen som kunne forklare rovdyrtap benyttet jeg meg av en modellseleksjonsprosedyre basert på Akaike's Information Criterion (AIC) (Burnham & Anderson 2002). Jeg startet med en modell som inneholdt alle prediktorvariablene uten interaksjoner. Fra denne modellen ble det laget en samling av kandidatmodeller hvor en og en prediktorvariabel var fjernet. Fra denne samlingen av kandidatmodeller valgte jeg modellen med lavest AIC. Den samme prosedyren ble gjentatt inntil AIC ikke ble redusert for en ytterligere fjerning av en variabel. Modellen med lavest AIC ble brukt til å estimere sammenhengene mellom rovvilttap og driftsform og rovdyrforekomst.

For tap oppgitt til Rovbasen hadde forekomst av gaupe, tetthet av sau, lammedato og antall dager på innmark betydning. Tapet registrert til beitelag er et aggregert mål over flere besetninger og vil i mindre grad reflektere ulike driftsformer. Variansen i dette tapet kunne i relativt stor grad også forklares av geografi gjennom de tilfeldige faktorene forvaltningsregion og beitekommune (Tabell 3). Tapet registrert til Rovbasen reflekterer i større grad lokal variasjon i driftsform, og en relativt liten del av denne variasjonen kunne forklares av de tilfeldige faktorene (Tabell 3). For begge responsvariablene var høy forekomst av rovdyr assosiert med høyt lammetap (Tabell 3). Dette funnet støtter hypotese 1: "Rovdyrtapet er additivt". Videre fant jeg for begge responsvariablene en negativ sammenheng mellom tetthet av sau på beite og tap (Tabell 3). Dette betyr at høye tettheter av sau var assosiert med lavt prosentvis tap av lam. Høy tetthet av sau er sannsynligvis korrelert med mer effektivt tilsyn, og dette funnet støtter derfor også hypotese 1.

Tetthet av sau på beite hadde den største effekten på tap. Denne effekten er imidlertid ikke veldig stor: I områder med mindre enn en sau per km², var det estimerte tapet på ca. 15 %. I områder med tetthet på over 50 dyr per km² var tapet ca 9 % (Figur 2 og 3 a). Tilsvarende var heller ikke effekten av rovdyrforekomst veldig stor i analysene. For beitelagstapet var effekten av bjørn sterkest. I områder uten bjørn var tapet ca. 9 % mens i områder med høy forekomst av bjørn var tapet ca. 11 % (Figur 2 e). For tap rapportert til Rovbasen var det kun forekomst av gaupe som hadde betydning. I områder uten gaupe var tapet ca. 11 %, mens tapet var på ca. 13 % i områder med mye gaupe (Figur 3 d).

For beitelagstapet fant jeg en negativ sammenheng mellom sankedato og tap, noe som indikerer at sauebestninger som ble sanket tidlig hadde et høyere tap enn besetninger som ble sanket sent. Dette støtter ikke hypotese 1, hvor jeg forventet et lavere tap hvis besetningen ble hentet ned tidlig. Man kan imidlertid ikke se bort fra at tidlig nedhenting nettopp er en strategi for å redusere tapet, og at dette kun gjøres i områder hvor rovdyrtapet er høyt. Dermed vil man kunne få en negativ sammenheng mellom sankedato og tap til tross for at tidlig sankedato faktisk reduserer tapet.

For tap rapportert til rovbasen fant jeg en negativ sammenheng mellom tap og lammedato. Det vil si at besetninger som lammet tidlig hadde et noe høyere tap enn de som lammet sent. Denne sammenhengen avkrefter hypotese 2: "Rovdyrtapet er kompensatorisk", hvor jeg forventet at tidlig lamming skulle gi mindre tap. Den positive sammenhengen som jeg finner er imidlertid vanskelig å forklare og kan skyldes samvariasjon med en rekke faktorer som jeg ikke har målt.

For tap rapportert til Rovbasen fant jeg også en negativ sammenheng mellom dager på innmark og tap. Dyr som gikk lenge på innmark før de ble sluppet på utmark hadde med andre ord lavere tap enn dyr som gikk kortere tid på innmark. Dette funnet støtter både hypotese 1 og hypotese 2. I hypotese 1 forventes det at tapet skal synke med tiden som dyrene er eksponert til rovdyr, og lang tid på innmark vil dermed redusere tapet. For hypotese 2 forventes det at dyr i god kondisjon skal ha høyere sannsynlighet for å overleve. Mange dager på innmark kan gi bedre kondisjon og dermed mer overlevingsdyktige lam.

Tabell 2. Modellseleksjon av miksede lineær modeller som relaterer tap av lam i norske sauebesetninger til driftsmønster, tetthet av sau på beite og observert forekomst av rovdyr. Beitekommune og forvaltningsregion er modellert som tilfeldige faktorer. Modellseleksjon er basert på AIC kriteriet (Burnham & Anderson 2002), beste modell er indikert med fet skrift.

a) Tap av lam oppgitt totalt for det enkelte beitelag

b) Tap av lam oppgitt for hver enkelt sauebesetning ved krav om rovviltskadeerstatning.

	Lammedato	Antall dager innmark	Antall dager utmark	Hovedsankedato	Tetthet på beite	Antall jerv observert	Antall bjørn observert	Antall gaupe observert	AIC	Δ AIC
(a) Lammetap, beitelag										
	x	x	x	x	x	x	x	x	847.35	4.42
	x	x		x	x	x	x	x	845.4	2.47
	x			x	x	x	x	x	843.92	0.99
				x	x	x	x	x	842.93	0.00
				x	x		x	x	843.9	0.97
(b) Lammetap, rovbasen										
	x	x	x	x	x	x	x	x	2825.6	6.10
	x	x		x	x	x	x	x	2823.7	4.20
	x	x			x	x	x	x	2821.7	2.20
	x	x			x	x		x	2820.2	0.70
	x	x			x			x	2819.5	0.00
	x	x			x				2822.9	3.40

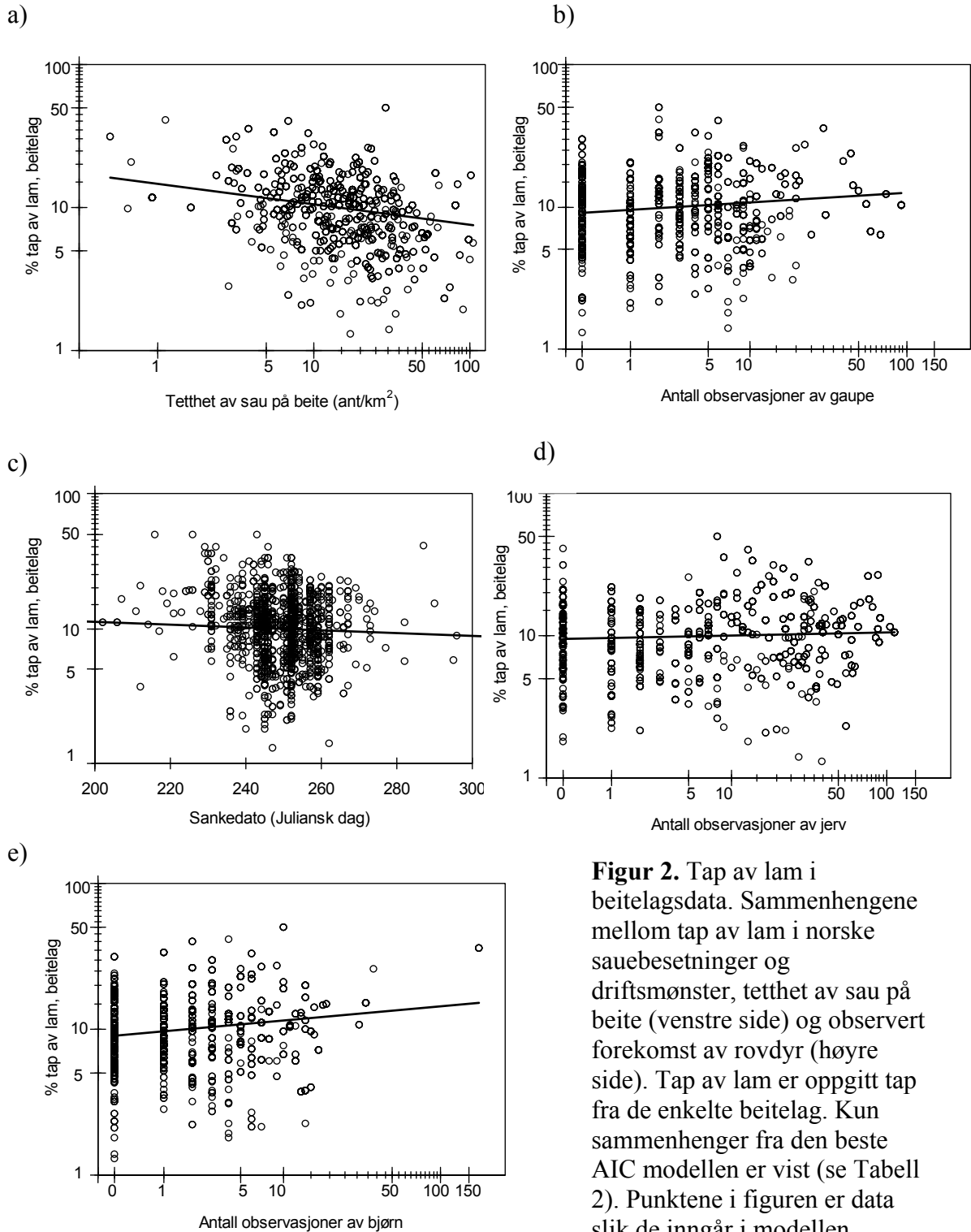
1452 sauebesetninger innenfor 177 beitekommuner og 6 forvaltningsregioner

Tabell 3. Parameter estimater fra miksedde lineære modeller som relaterer tap av lam i norske sauebesetninger til driftsmønster, tetthet av sau på beite og observert forekomst av rovdyr. Beitekommune og forvaltningsregion er modellert som tilfeldige faktorer.

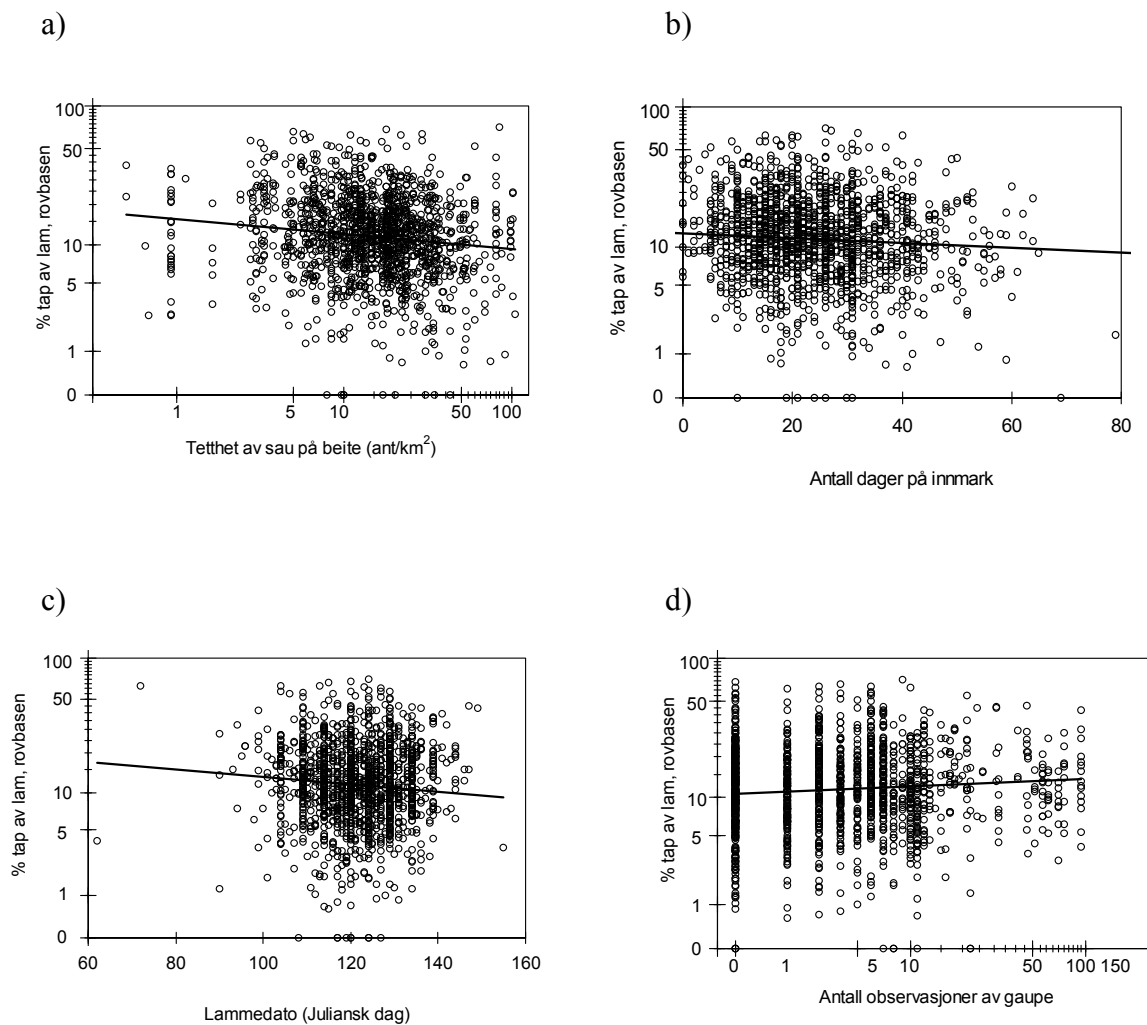
a) Tap av lam oppgitt totalt for det enkelte beitelag

b) Tap av lam oppgitt for hver enkelt sauebesetning ved krav om rovviltskadeerstatning

Parameter	Estimat	95% konfidens - intervall	Frihets grader	t-verdi	P-verdi
<i>(a) Lammetap, beitelag (% , log-transformert)</i>					
Skjæringspunkt	1.313	[1.093,1.533]	1270	11.68	<0.0001
Hovedsankedato	-0.001	[-0.002,-0.000]	1270	-2.57	0.0104
Tetthet på beite	-0.142	[-0.174,-0.111]	1270	-8.82	<0.0001
Antall jerv observert	0.023	[-0.003,0.050]	1270	1.74	0.0828
Antall bjørn observert	0.100	[0.066,0.135]	1270	5.72	<0.0001
Antall gaupe observert	0.073	[0.041,0.105]	1270	4.45	<0.0001
1452 sauebesetninger innenfor 177 beitekommuner og 6 forvaltningsregioner					
Standardavvik for tilfeldige faktorer:					
Forvaltningsregion = 0.213, beitekommune = 0.408, sauebesetning (residual) = 0.275					
<i>(b) Lammetap, rovbasen (% , log(x+1) transformert)</i>					
Skjæringspunkt	1.543	[1.300,1.786]	1271	12.44	<0.0001
Lammedato	-0.003	[-0.004,-0.001]	1271	-2.82	0.0050
Antall dager innmark	-0.002	[-0.003,0.000]	1271	-2.59	0.0096
Tetthet på beite	-0.104	[-0.152,-0.055]	1271	-4.17	<0.0001
Antall gaupe observert	0.052	[0.009,0.094]	1271	2.35	0.0190
1452 sauebesetninger innenfor 177 beitekommuner og 6 forvaltningsregioner					
Standardavvik for tilfeldige faktorer:					
Forvaltningsregion = 0.056, beitekommune = 0.081, sauebesetning (residual) = 0.267					



Figur 2. Tap av lam i beitelagsdata. Sammenhengene mellom tap av lam i norske sauebesetninger og driftsmønster, tetthet av sau på beite (venstre side) og observert forekomst av rovdyr (høyre side). Tap av lam er oppgitt tap fra de enkelte beitelag. Kun sammenhenger fra den beste AIC modellen er vist (se Tabell 2). Punktene i figuren er data slik de inngår i modellen. Linjene i figuren er den predikerte sammenhengen fra modellen hvor alle andre uavhengige variable er holdt konstant lik gjennomsnittet av variabelen.



Figur 3. Tap av lam i rovbasen. Sammenhengene mellom tap av lam i norske sauebesetninger og driftsmønster, tetthet av sau på beite (a, b, c) og observert forekomst av rovdyr (d). Tap av lam er oppgitt tap fra rovbasen. Kun sammenhenger fra den beste AIC modellen er vist (se Tabell 2). Punktene i figuren er data slik de inngår i modellen. Linjene i figuren er den predikerte sammenhengen fra modellen hvor alle andre uavhengige variable er holdt konstant lik gjennomsnittet av variabelen.

5 Diskusjon

5.1 Analysering av resultater

Mine resultater antyder at tap av lam til rovdyr er additivt og dermed kommer rovdyrtapet i tillegg til annet tap. Ut i fra dette kan det dermed antas at de fleste beitelagene og driftsenheter har dyr i god kondisjon. Analysene viser at driftsmessige forhold har en viss påvirkning på tap ettersom tapet går ned ved økende antall dyr. I tillegg er en liten prosentandel av tapt dyr forårsaket av rovdyr.

5.1.1 Tap relatert til rovdyrtetthet

Tap av sau til rovdyr økte med maksimalt 2 % i områder med svært høy rovdyrtetthet i forhold til områder uten rovdyrforekomster. Hvorvidt kontroll av rovdyrtettheten vil ha noen innvirkning på denne tapsprosenten er vanskelig å si, men det kan se ut til at hvis rovdyrkontroll skal ha noen stor effekt, må rovdyrene fjernes helt fra områder med sau. Områder med 5 observerte gauper hadde grovt sett det samme tapet som områder med 10 gaupeobservasjoner (Figur 3 d og Figur 2 b). Denne sammenhengen var enda svakere i områder med observasjoner av bjørn og jerv (Figur 2 d og e). Den forventede kraftige stigningen i tap som skulle komme parallelt med et økende antall rovdyr er dermed ikke funnet. Jerv karakteriseres som ”den nordiske hyenen”, og flere forsøk har vist at jerv i all hovedsak fungerer som et åtseldyr (Landa et al. 2000). Det er påvist at overlevelse av jervevalper ofte er styrt av naturlige svingninger i smågnagerforekomstene (Landa et al. 1997). Det er også påvist at heller ikke gaupe benytter sau som hovedbytte i løpet av sauens beitesesong (Moa et al. 2006, Odden et al. 2008, Stahl et al. 2001, Linnell et al. 1995). I områder med rådyrforekomster er rådyr foretrukket bytte (Odden et al. 2008). I områder uten rådyr foretrekkes i all hovedsak hare og smågnagere (Stahl et al. 2002, Linnell et al. 1999, Moa et al. 2006). Flere studier konkluderer med at tap av sau til rovdyr sjelden er et resultat av at rovdyr aktivt oppsøker områder med sau, men heller er tilfeldige møter mellom rovdyr som streifer over store områder for å opprettholde sine territoriegrensener, og dermed tilfeldig treffer på sau (Odden et al. 2002, Odden et al. 2008, Moa et al. 2006, Bunnfeld et al. 2006). Sauen er i utgangspunktet ikke en del av rovdyrs diett, men når de i forbindelse med utmarksbeite streifer fritt og ubeskyttet i områder hvor rovdyrenes naturlige bytte oppholder seg, risikerer sauen å møte på opportunistiske rovdyr som ser på sauen som et mye enklere bytte enn de dyrene som ellers ville blitt jaktet på (Linnell et al. 1999, Stahl et al. 2002).

Hiuttak av jerv med unger benyttes for å forebygge tap av sau, men hvorvidt dette har noen langvarig effekt bestrides av forskere (Landa et al. 1999). Uttak av ynglehi har vært benyttet som et tapsforebyggende tiltak i områder hvor det antas at store skader på sau vil kunne forekomme (Stortingsmelding nr. 15 2004). Det er påvist at hunngauper med unger i de aller fleste tilfeller ikke vil jakte på sau til tross for stor tilgjengelighet, og de kunne befinne seg i svært sauetette områder uten at det ble vist noen interesse for å jakte på sau. Hunngauper med unger vil holde seg lengre unna områder med menneskelig aktivitet enn hanngauper, noe som også kan forklare at hanngauper oftere er i kontakt med beitende dyr (Bunnfeld 2006). Odden et al. (2002) har gjennom flere års arbeid funnet at tap av sau hovedsakelig skyldes hanngauper. Hanngauper var i 12 av 13 tilfeller den som utførte såkalt overflødig jakt (surplus killing). Odden et al. (2002) konkluderer med at det i dette studiet ikke ble funnet noen ”problemindivider” blant de gaupene som ble fulgt over flere sesonger, heller et ”problemkjønn”. Hvis man forsøker å minke tap av sau ved å drive jakt på hanngauper, vil også dette vanligvis ha en svært kortvarig effekt, ettersom gode territorier fort vil overtaes av andre gauper (Odden et al. 2002, Odden et al. 2008). Hanngaupene predaterer den største andelen sau, og det var også hanner som drepte klart flest sau i hver enkelt jakt. Noe av årsaken til dette kan være at hanner har svært store territorier og, de vandrer mye og vil dermed ha hyppigere sammenstøt med sau på beite (Odden et al. 2002). Odden et al. (2002) argumenterer også for at det i Norge ikke er behov for at rovdyr ikke behøver å bli spesialisert på jakt av sau, siden sau som regel ikke oppholder seg i gjerde eller holdes under oppsyn av gjetere. Rovdyr vil dermed stå fritt til å forsyne seg hvis muligheten byr seg. I de land hvor det er vanlig med gjerding, gjeting og vokterhunder må det enkelte rovdyr gjennom erfaring aktivt gå inn for å jakte sau, og det er her vi finner det vi kan kalle spesialister på sau som byttedyr (Odden et al 2002). Årsaken til at hanner ofte velger å drepe mer en én sau kan blant annet være at det ikke finnes noen naturlig årsak til at et rovdyr skal unnlate å forsyne seg mest mulig av et sårbart og lett tilgjengelig bytte. Det er i flere studier på store rovdyr funnet de samme resultatene, og hanner har en klar tendens til overdreven jakt hvis muligheten tilbyr seg (Linnell et al. 1999, Reynolds et al. 2002). Domestiserte dyr som sau vil stort sett alltid være svært sårbare, og dette er noe som de fleste rovdyr instinktmessig vil benytte seg av. Studier tyder også på at tap av sau til gaupe ofte er et resultat av tilfeldige sammentreff på beite (Moa et al. 2006, Stahl et al. 2001, Stahl et al. 2002, Linnell et al. 1999).

5.1.2 Andre tetthetsavhengige faktorer

I områder med høy tetthet av dyr på beite kan ulike faktorer bidra til en økt dødelighet. Man antar også at det er en del negative tetthetsavhengige faktorer i områder med høy tetthet av beitende dyr. Eksempler på dette er matmangel og økte forekomst av smittsomme sykdommer og parasitter ved høy tetthet av dyr på beite (Tveraa et al. 2003, Linnell et al. 1995). I tillegg kan det forventes enkelte tilfeller av tap på grunn av ulykker, for eksempel drukning (Linnell et al. 1995). Warren et al. (2000) påpeker at lam er mest mottakelig for sykdom i begynnelsen av beitesesongen og det vil derfor være størst risiko for at lammenes kondisjon er mest svekket i begynnelsen av beitesesongen. Dermed vil lam være spesielt utsatt for rovdyr som for eksempel rødrev (*Vulpes vulpes*) tidlig i beitesesongen. Rødrev er kjent for å tolerere nærvær av mennesker og kan ofte oppholde seg i områder med til dels høy menneskelig aktivitet. De blir dermed ofte den første predator som lam møter på når de blir sluppet på beite (Warren et al. 2000). Antallet lam tapt til rødrev er ikke kjent, men tap av lam til rev er vanlig i hele Norge (Warren et al. 2000). Det kan derfor settes et spørsmålstegn til den manglende interessen fra næringen om å beskatte rødrevbestanden på samme måte som øvrige rovdyr. Det er i Norge fri jakt på rødrev fra 15. juli til 15. april (www.lovdatab.no).

Analysene viste at hypotesen om at høy tetthet av sau på beite ville medføre et høyere rovdyrtap på grunn av tetthetsavhengige faktorer ikke stemte. Resultatene for begge modellene tilsier at tapet faktisk blir mindre ettersom antallet dyr på beite øker. Det som kan være noen av årsaken til at tapet faktisk går ned når tettheten øker er for eksempel at beitelagene samarbeider om blant annet tilsyn av dyrene. Områder med høy tetthet vil ha hyppigere tilsyn, og dermed vil tapet gå ned. Økt tilsyn er også med på å holde rovdyr unna området, og mottiltak vil raskere kunne iverksettes når tap oppdages hurtig. En annen faktor er at det innen beitelagene er en mer effektiv drift, og det legges større vekt på vaksinerings og snyltebehandling slik at sykdommer og parasitter ikke skal kunne smitte mellom de ulike besetningene som er en del av beitebruket. Dermed kan driftsformen være en underliggende faktor, uten at jeg kan teste mine data for dette. Predatormetning kan også forekomme, dette innebærer at byttetilgangen er så stor at tap av ett eller to dyr vil være et lite tap i forhold til det store antallet dyr som er en del av beitelaget. Andre studier har funnet at ved å konsentrere beitende husdyr på mindre områder, vil det bli et mindre tap til gaupe (Stahl et al. 2001, Stahl et al. 2002, Odden et al. 2008). Stahl et al. (2002) fant også at når sau beitet i eller i nærheten av skog og tregrense var de utsatt for en større risiko for angrep fra gaupe enn hvis de beitet på åpen mark.

5.1.3 Tap relatert til driftsform

I modell 1 ble det funnet å være en negativ sammenheng mellom sankedato og tap. Det er rimelig å anta at dette blant annet kan forklares med at beitelag og bønder med høyt tap av dyr på beite velger å sanke dyrene tidligere enn hva som gjøres i beiteområder med lite tap. I områder hvor det i løpet av beitesesongen registreres stort tap kan også de lokale fylkesmennene kreve tidlig sanking av dyr. I løpet av sommerens beiteperiode vil sau på utmark ofte bevege seg fra lavlandet og opp i høyereliggende områder, de vil da krysse gjennom leveområdene til ulike rovdyr i løpet av sesongen. Da henholdsvis rødrev og gaupe i lavland og skogsområder, og jerv over tregrensen (Warren et al. 2001). Jerv vil sjelden bevege seg under tregrensen for å jakte. Dette innebærer sensommer at det er størst sannsynlighet for møte mellom jerv og sau på sensommer og høst (Warren et al. 2001).

I hypotese 2 ble det forventet at de besetningene med tidligst lammedato ville ha lavest tap. Det ble antatt at tidlig lammedato ville føre til bedre kondisjon hos lam ettersom de da blant annet ville tilbringe lengre tid på innmark. Dette ble imidlertid avkrefte i analysene av mine data, og modell 2 viser at det er lavest tap i de besetningene med seinest lammedato. Dette var ikke forventet og er også vanskelig å finne en god forklaring på. En mulighet kan være at lam etter sen lamming vil komme senere på utmark, og at det kan finnes en faktor som gir høyt tap tidlig på vår/sommer. I tidligere studier er det funnet at en signifikant del (80 %) av viltlevende neonatale klovdyr dør i løpet av de første 4 til 6 ukene leveukene. Dødsårsakene er da både predasjon og naturlig død som et resultat av ulike tetthetsavhengige faktorer (Linnell et al. 1995). Lammedato kan til en viss grad være styrt av økonomi og plassbegrensning i fjøs. Derfor planlegges ofte lammingen til et tidspunkt som medfører at søye og lam ikke behøver å tilbringe lang tid på bås før de slippes på innmarksbeite. Det kan også være en sammenheng med når på sesongen rovdyr er mest aktive.

5.2 Vurdering av data

En av svakhetene med å bruke data fra Rovbasen er at man ikke har oversikt over hva som er streifdyr og hva som er territoriebundne dyr. Enkelte dyr er dermed mest sannsynlig registrert opp til flere ganger av ulike personer, og streifdyr kan være observert flere ganger over store distanser. Det vil også være en skjev observering av mengden rovdyr observert i områder med og uten sau. Dette fordi det vil mindre menneskelig aktivitet i form av oppsyn av dyr og lignende i områder uten dyr på beite. En potensiell feilkilde for den positive sammenhengen mellom antallet rovdyrobservasjoner og prosentvis tap av lam er at det kan ha blitt gjort en større innsats i forbindelse med gjeting og oppsyn av dyr i særlig tapsutsatte områder. Derfor vil det også skje flere observasjoner av rovdyr i disse områdene. Potensielt sett vil derfor den positive sammenhengen mellom rovviltobservasjoner og tap kun være en effekt av økt innsats i områder med høye tap. Det at rapporteringen av observasjoner er påvirket av innsats vil nok derfor være den potensielt største systematiske feilen ved bruk av rovbasen for å kartfeste tetthet av rovdyr. Det er store variasjoner i størrelsen på territorier hos ulike individer innen de ulike rovviltartene (Herfindal et al. 2005). Dette kan lage en skjevhet i data ettersom man kan inkludere både for store og for små områder ved bruk av observasjoner av rovdyr som prediktor variabel.

Miljøverndepartementet (MD) slår fast flere vilkår som må være oppfylt før erstatning er aktuelt. Det kreves at man har jevnlig tilsyn til dyr i utmark, og at man skal ta høyde for at det i spesielt risikoutsatte områder må drives et hyppigere tilsyn enn i rovdyrfrie områder. Det kreves også at dyr på utmarksbeite skal være friske, og dyrene skal ikke sendes for tidlig i utmark og man må holde igjen dyrene til utmarka kan gi tilstrekkelig næring. Det utheves også at små lam kan bli bytte for ørn og rev hvis de slippes for tidlig på utmark. Fylkesmannen og dyrevernsmndda kan sette krav til størrelse på lam, og at disse er i god kondisjon før de slippes på utmarksbeite. Det er mange punkter som skal oppfylles før det kan søkes om erstatning for tap. Hvorvidt alle følger opp de kravene som er gitt av MD er usikkert, og det blir dermed en feilkilde i forhold til årsak til tap. Det er vanskelig for de ulike fylkesmenn å drive nøye oppfølging med de ulike driftsenhetene. Jeg antar at de driftsenhetene som er del av beitelag vil ha et større press på seg til å oppfylle MDs kriterier, ettersom de må samarbeide med andre driftsenheter. Dette fordi brudd på regler og eventuell vanskjøtsel fort vil oppdages av andre.

I tidligere studier er det funnet at enkelte saueraser er mer utsatt for rovdyr enn andre (Hansen et al. 1998, Hansen et al. 2000, Landa et al. 1999). Tunge raser som for eksempel "Steigar" og "Dala" ser ut til å være mest utsatt for predasjon blant annet på grunn av svak anti-predator

adferd (Hansen et al. 1998, Hansen et al. 2000, Landa et al. 1999). Gammel norsk steinaldersau og norsk spælsau er lette raser som ved testforsøk hadde klart best anti-predator adferd, samt sterkest mors- og flokkinstinkt (Hansen et al. 1998, Hansen et al. 2000). Landa et al. (1999) anbefaler at det i områder med høy forekomst av jerv satses på lettere saueraser for å forebygge tap. I mine data er det ikke oppgitt sauerase, noe som vil kunne være en feilkilde i mine resultater ettersom jeg ikke har kunnet teste tap opp mot ulike raser (Hansen et al. 1998, Hansen et al. 2000, Landa et al. 1999).

5.3 Fjerning av rovdyr og økologiske effekter

I et økologisk perspektiv vil det være et stort tap for den norske fauna hvis vi ikke klarer å opprettholde en levedyktig bestand av store rovdyr. I tillegg til kvotejakt på gaupe blir den norske rovviltstammen regulert gjennom skadefelling. Ulovlig jakt forekommer også, men i hvor stor grad er uvisst (Stortingsmelding nr. 15 2004, Landa et al. 1996). Avdekking av faunakriminalitet er et satsningsområde innen rovviltforvaltningen, og stadig nye virkemidler taes i bruk, blant annet DNA-registrering av store rovdyr (Stortingsmelding nr. 15 2004).

Flere studier påpeker at vi i dag har små muligheter til å utforske hvilke trofiske kaskadeeffekter som oppstår ved ekstensiv fjerning av rovdyr fra et område (Ray et al. 2005). Over et århundre med omfattende fjerning av rovdyr har ført til at vi i dag har få muligheter til å studere hvordan de ulike næringskjedene ville fungert uten menneskelig innblanding. Topp-predatorer er som regel en paraplyart. Dette er arter som har så store leveområder at hvis de beskyttes, vil også en mengde andre arter og ressurser bli vernet om. Hvis det skjer endringer i disse områdene, vil man som regel først kunne se dette på topp-predatorene. (Linnell et al. 2000, Berger 2006, Ray et al. 2005). Norge har forpliktet seg til å ivareta en levedyktig rovviltbestand gjennom Bern konvensjonen (<http://conventions.coe.int/>), og det er derfor nødvendig for forvaltningen å finne en løsning på denne konflikten som ivaretar både den nasjonale rovviltbestanden og den norske sauenæringen.

6 Konklusjon

Tap av sau til rovdyr er additivt ettersom dette tapet kommer i tillegg til annet tap. Tapet øker med maksimalt 2 % i områder med rovdyr. Denne sammenhengen er imidlertid så svak at den kan skyldes skjevhet i data. Det er dermed usikkert om fjerning av rovdyr vil medføre en nedgang i det totale tapet. Den positive sammenhengen mellom roviltobservasjoner og prosentvis tap av lam kan potensielt forklares som en effekt av økt innsats i forbindelse med gjeting og oppsyn i områder med spesielt høye tap. Analysene antyder at det ikke er noen sterk sammenheng mellom driftsform og tap. Dette indikerer at tap ikke er relatert til ressursmangel. Analyser viser også en sammenheng mellom nedgang i tap ved økte tettheter av sau, noe som gjør det sannsynlig at tilsyn av dyr på beite er viktig.

De siste årene har omlag 14 % av norske sauebønder årlig søkt om erstatning for tap av sau til rovdyr. Eventuelle omlegginger i driften for å minske tap ikke behøver å omfatte mer enn de tapsutsatte brukene. Ut fra mine analyser og tidligere studier vil økt tilsyn og større bruk av gjerder være de mest effektive tapsforebyggende tiltakene.

7 Referanser

- Andersen, R., Linnell, J., D., C. & Hustad, H. (red.). 2003. *"Rovvilt og Samfunn i Norge. En veileder til sameksistens i det 21. århundre"*. NINA Temahefte 22. 48 s.
- Berger, K., M. 2006. *"Carnivore-Livestock Conflicts: Effects of Subsidized Predator Control and Economic Correlates on the Sheep Industry"*. Conservation Biology Volume 20, No. 3, s. 751-761.
- Brainerd, S., Bakka, D., Andersen, R. & May, R. 2006. *"Jakt på Jerv i Norge."* Informasjonshefte fra Norges Jeger- og Fiskeforbund og NINA med støtte fra DN.
- Brainerd, S., Bakka, D., Odden J., & Linnell, J., C. 2005. *"Jakt på Gaupe i Norge."* Informasjonshefte fra Norges Jeger- og Fiskeforbund og NINA med støtte fra DN.
- Brainerd, S., M. (red) 2003. *"Utredning i forbindelse med ny stortingsmelding: Konfliktdependente tiltak i rovviltforvaltningen"*. NINA Fagrapport 66: s. 1-103.
- Brøseth, H. 2002. *"Beiteområder og rovdyrbelastning -områdevis risikovurdering av rovdyrangrep på sau basert på data fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for store rovdyr"*. NINA Utredning for MD, 22 s.
- Bunnfeld, N., Linnell, J., D., C., Odden, J., van Duijn, M., A., J. & Andersen, R. 2006. *"Risk taking by Eurasian lynx (Lynx lynx) in a human dominated landscape: effects of sex and reproductive status"*. Journal of Zoology **270**, s. 31-39.
- Burnham, K., P. & Anderson, D., R. 2002. *"Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach."* Second edition. Springer, Inc., New York, USA.
- Bårdsen, B., J., Fauchald, P., Tveraa, T., Langeland, K., Yoccoz, N., G. & Ims, R., A. 2008. *"Experimental evidence of a risk-sensitive reproductive allocation in a long-lived mammal."* Ecology, 89(3). S. 829-837.
- DelGiudice, G., D. 1998. *"Surplus killing of white-tailed deer by wolves in northcentral Minnesota"*. Journal of Mammalogy. **79**(1): 227-235.
- Graham, K., Beckerman, A., P. & Thirgood, S. 2005 *"Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management"*. Biological Conservation, 122, s. 159-171.
- Haaland, H., Skogen, K. & Brainerd, S., M. 2003. *"Jakt og konfliktreduksjon."* s. 14-17 i Brainerd (red). 2003 *"Utredning i forbindelse med ny rovviltmelding, konfliktdependente tiltak i rovviltforvaltningen."* NINA Fagrapport 66. 103 s.

- Hansen, I., Solheim Hansen, H., Christiansen, F. 1998. "*Kartlegging av antipredatoradferd hos ulike saueraser*". Tjøtta Fagsenter. Rapport 04/98.
- Hansen, I., Christiansen, F., Hansen, H., S., Braastad, B. & Bakken, M. 2000. "*Variation in behavioural responses of ewes towards predator-related stimuli*." Applied Animal Behaviour Science 70. S. 227-237.
- Herfindal, I., Linnell, J., D., C., Odden, J., Birkeland Nilsen, E. & Andersen, R. 2005. "*Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (Lynx lynx)*." Journal of Zoology **265**, s. 63-71.
- Isaksen, K., Syvertsen, P., O., Kooij, J., Van Der & Rinden, H. (red.). 1998. "*Fakta om truede pattedyr i Norge: fakta ark og forslag til rødliste*" Rapport 5. Norsk Zoologisk Forening. <http://www.zoologi.no/fakta/ulv.htm> (22.10.2007)
- Klepp, Å., & Lutnæs, O. 2007 "*Saueholdsutsikter 2012*" Landbruks Utredningskontor, rapport 1-2007.
- Landa, A., Strand, O., Swenson, J., E. & Skogland, T. 1997. "*Wolverines and their prey in southern Norway*." Canadian Journal of Zoology. Volume 75. Number 8. S. 1292-1299.
- Landa, A., Franzén, R., Bø. T., Tufto, J., Lindén, M. & Swenson, J., E. 1996. "*Wolverines in Scandinavia: minimum population size and distribution in 1996*."
- Landa, A., Lindén, M. & Kojola, I. 2000. "*Action plan for the conservation of wolverines in Europe*." Nature and environment, No. 115. Council of Europe Publishing.
- Landa, A., Linnell, J., D., C., Lindén, M., Swenson, J. E., Røskaft, E. & Moksnes, A. 2000. "*Conservation of Scandinavian wolverines in ecological and political landscapes*." Mustelids in a modern world. Management and conservation aspects of small carnivore: human interactions. Edited by Huw I. Griffiths, S. 1-20.
- Landa, A., Gudvangen, K., Swenson, J., E. & Røskaft, E. 1999. "*Factors associated with wolverine Gulo gulo predation on domestic sheep*", Journal of Applied Ecology, 36, S. 963-973.
- Linnell, J., D., C., Lande, U., S., Skogen, K., Hustad, H. & Andersen, R. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. "*Scenarier for en geografisk differensiert forvaltning av store rovdyr i Norge*." Utredning i forbindelse med ny rovviltmelding. NINA Fagrapport 065: 43 s.
- Linnell, J., D., C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R. & Swenson, E. 1999. "*Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist?*" Wildlife Society Bulletin, Vol. 27, No. 03. S. 698-705.

- Linnell, J., D., C., Swenson, J., E. & Andersen, R. (2000). "Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystone?" *Biodiversity and Conservation* **9**: s. 857-868.
- Linnell, J., D., C., Aanes, R. & Andersen, R. 19995. "Who killed Bambi? The role of predation in neonatal mortality of temperate ungulates." *Wildlife Biology* 1:4 S. 209-219.
- Miljøverndepartementet 2. Juli 1999. "Retningslinjer til forskrift om erstatning for tap og følgekostnader når husdyr blir drept eller skadet av rovvilt".
- Moa, P., F., Herfindal, I., Linnell, J., D., C., Overskaug, K., Kvam, T. & Andersen, R. 2006. "Does the spatiotemporal distribution of livestock influence forage patch selection in Eurasian lynx (*Lynx lynx*)?" *Wildlife Biology* **12:1** S. 63-70.
- Odden, J., Linnell, J., D., C., Fossland Moa, P., Herfindal, I., Kvam, T. & Andersen, R. 2002. "Lynx depredation on domestic sheep in Norway". *Journal of Wildlife Management* **66(1)**: S. 98-105.
- Odden, J., Herfindal, I., Linnell, J. C. & Andersen, R. 2008. "Vulnerability of Domestic Sheep to Lynx Depredation in Relation to Roe Deer Density". *The Journal of Wildlife Management* **72** (1) S. 276-282.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. & Deepayan. S. 2006. "nlme: linear and nonlinear mixed effects model. in R package version 3.1-77."
- R Development Core Team. 2006. R: a language and environment for statistical computing (version 2.3.1). in R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Ray, C., J., Redford, K., H., Steneck, R., S., Berger, J. 2005. "Large carnivores and the conservation of biodiversity." Island Press, ISBN 1-55963-080-9.
- Reynolds, P., E., Reynolds, H. V. & Shideler, R. T. 2002. "Predation and multiple kills of muskoxen by grizzly bears." *Ursus* **13**: S. 79-84.
- Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V. & Migot, P. 2001. "Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability." *Journal of Applied Ecology* **38**, S.674-687.
- Stahl, P., Vandel, J., M., Ruetten, S., Coat, L., Coat, Y., & Balestra, L. 2002. "Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura." *Journal of Applied Ecology* **39**, S. 204-216.
- St. meld. nr. 15, 2003-2004. Rovvilt i Norsk Natur. Utgitt av Miljøverndepartementet.

- Treves, A. & Karanth, K., U., K. 2003. "Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide." *Conservation Biology*, s. 1491-1499. Volume 17, No. 6.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N., G., Ims, R., A., Aanes, R. & Høgda, K., A. 2007. "What regulate and limit reindeer populations in Norway?" *Oikos* 116: 706-715.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Henaug, C. & Yoccoz, N., G. 2003. "An examination of a compensary relationship between food limitation and predation in semi-domestic reindeer." *Oecologia* 137, s. 370-376.
- Warren, J., T., Mysterud, I., & Lynnebakken, T. 2001. "Mortality of lambs in free-ranging sheep (*Ovis aries*) in northern Norway", *Journal of Zoology, Lond.* **254**, s. 195-202.

Nettsider

- Statistisk Sentralbyrå (www.ssb.no).
- Rovviltportalen (www.rovviltportalen.no).
- Direktoratet for Naturforvaltning (www.dirnat.no).
- Viltskadecenteret (www.viltskadecenter.se).
- Norsk Institutt for Natur og Landskap, NIJOS (www.nijos.no).
- Norsk Institutt for Naturforskning, NINA (www.nina.no).
- Bern konvensjonen, Council of Europe, (<http://conventions.coe.int>).
- Nasjonalt overvåkingsprogram for rovvilt, NIDAROS, (www.nidaros.nina.no).
- The R project for Statistical Computing, (<http://www.R-project.org>).
- Lovdata, (www.lovdata.no).

Andre referanser

- Susanne Hansen, rådgiver ved viltseksjonen, Direktoratet for naturforvaltning.

8 Appendiks

Appendiks 1

Norsk rovdyrpolitikk

I følg Stortingsmelding. nr. 15 (2004) mener omtrent 80 % av nordmenn at store rovdyr som ulv og bjørn bør være en del av den norske fauna. Problemet er at det er bare 20 % som ønsker disse rovdyrene nærmere enn 10 km. Dette ønsket om å ivareta rovdyrene kolliderer ofte med frykten for rovdyr. Det er satt i gang flere tiltak for å øke forståelsen av rovdyr, blant annet prosjektet ”Leve med rovdyr” hvor det siktets mot å øke kunnskapen om rovdyr, spesielt i områder som er berørt av rovdyrproblematikk. Problemet med slike tiltak er ofte mangelen på kommunikasjon mellom de ulike forsknings- og forvaltningsinstitusjoner og de berørte næringene. Så lenge de ulike partene i denne konflikten ikke klarer å komme til enighet, kan man ende opp med at den økte fokuseringen på kunnskap i lokalmiljøet er med på å bidra til bøndernes frustrasjon og følelse av å ikke bli inkludert. Et av tiltakene for å minske avstanden mellom forvaltning og næring er en mer inkluderende og åpen forvaltning (Stortingsmelding nr. 15 2004, Andersen et al. 2003, Linnell et al. 2003).

Som forebyggende tiltak anbefaler Stortingsmelding nr. 15 (2004) at det i områder med svært høyt tap av sau til rovdyr bør arbeides for å hindre kontakt mellom sau på utmarksbeite og rovdyr, da for eksempel ved fysiske hindre eller geografisk differensiert forvaltning. Det er per dags dato Stortingsmelding nr. 15 som legger føringene for norsk rovdyrpolitikk.

Appendiks 2

Jaktloven

Rovdyr var i lengre tid ikke tilstede i norsk fauna, årsaken til dette var "*Lov om Udryddelse af Rovdyr og Fredning af andet Vildt*", også kalt Jaktloven. Denne ble innført i 1845. Loven hadde som mål å utrydde alle "unyttige" rovdyr. En av måtene dette ble oppnådd på var å innføre skuddpremie på de rovdyrene som ble ansett for å være skadedyr. Rødrev (*Vulpes vulpes*) og grevling (*Meles meles*) ble ansett som nyttige rovdyr, da disse blant annet fjernet mus og orm. Rødrev og fjellrev (*Alopex lagopus*) hadde i tillegg verdifulle skinn (www.ssb.no)

I samme tidsrom som loven ble innført hadde det vært en svært stor økning i antallet husdyr i Norge. I 1935 var det 1.85 millioner husdyr. Dette hadde økt til 2.58 millioner i 1845, samme året som jaktloven ble innført. I 1955 var antallet økt til 2.90 millioner husdyr. Denne perioden i norsk landbruk var starten på det som kan kalles det industrielle og mer økonomisk-orienterte landbruket i Norge. Det å drive jordbruk var ikke lenger begrenset til selvforsyning, det skulle også være en økonomisk gevinst. Innmark ble brukt til å dyrke potet og som beite til melkekyr. Dermed begynte bøndene å benytte utmarka som beite for de dyrene som man ikke hadde behov for å ha i nærheten av gården i beitesesongen. Sau, ungdyr av storfe og geit ble sendt langt til fjells "*langt av veien til fjerne beiter som ellers ikke bli fullt utnyttet*" sitat av Simen Skappel hentet fra artikkel på nett (www.ssb.no).

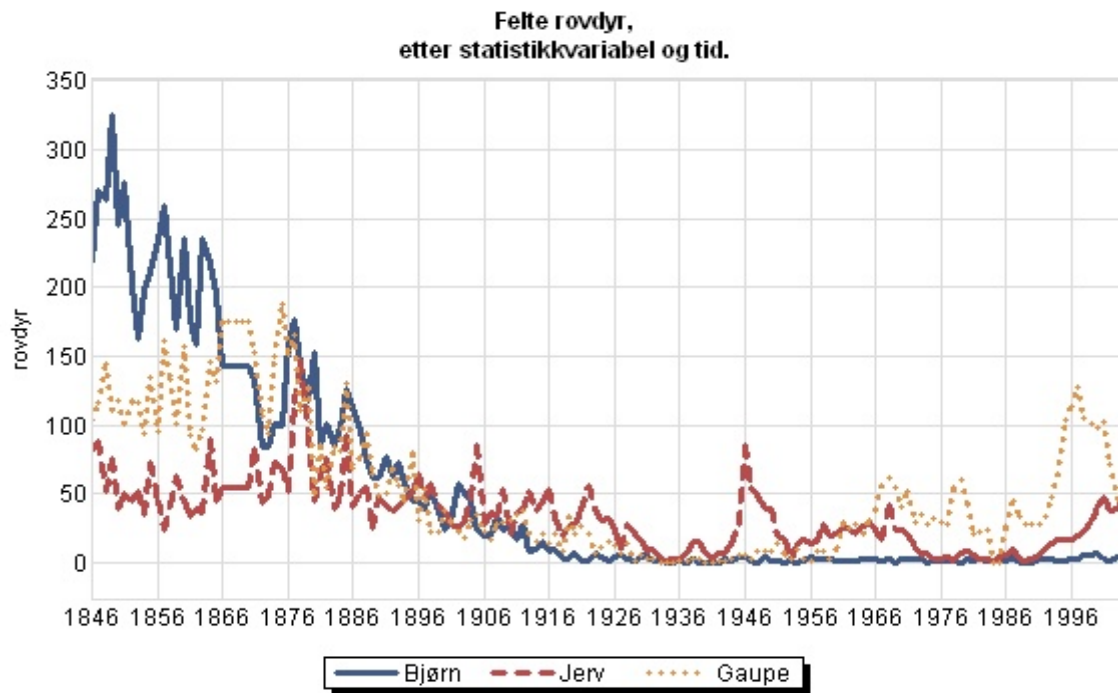
Ulven har i flere perioder frem til 1850-tallet vært tilstedeværende i hele Norge. Tall fra SSB viser at det mellom 1846 og 2004 var registrert 6458 tilfeller av felling av ulv. Analyser gjort av Statistisk Sentralbyrå antyder at ulven ble hurtig utryddet i Sør-Norge allerede på 1860-tallet. Frem til 1960-tallet eksisterte det forekomster av ulv i Nord-Norge. Etter dette ble det beregnet å finnes 1-10 dyr i Norge, dette var hovedsakelig streifdyr fra Sverige. Bestanden i Sverige på denne tiden ble også beregnet til å være rundt 10 dyr. Fredning av ulv i Sverige ble innført i 1966, i Norge ble ulven totalfredet i 1973 (Isaksen et al. 1998).

Bjørnen var også inkludert i Jaktloven som en av artene som det var ønskelig å utrydde. Et svært lite antall bjørn overlevde i noen små områder i og rundt Hallingdal, Vest-Telemark, Lærdal og Sør-Varanger. Årsaken til at vi i dag har bjørn i Norge er i all hovedsak innvandring fra Sverige. I Sverige ble skuddpremien på bjørn fjernet i 1893, og i 1912 ble svenske bjørner fredet i alle naturparker og områder som var eid av kronen. Først i 1974 ble bjørnen fredet i Norge (SSB)

Jerven ble også svært hardt beskattet etter innføringen av Jaktloven i 1845. Det var etter datidens standard satt en høy skuddpremie på jerv, og skinnet var i tillegg verdifullt. Bestanden gikk svært kraftig tilbake og blir betegnet som funksjonelt utryddet i Sør-Norge på 1960-tallet. I Sverige ble jerven fredet i 1969, i Norge ble totalfredning innført i 1982. Etter fredningen har det vært en jevn økning i bestanden, og områder som tidligere hadde forekomster av jerv, ble re-etablert. Lisensfelling ble innført i Nord-Norge i 1992 og i Sør-Norge i 1997 (Brainerd et al. 2006).

Fra 1845 og frem til 1980 var det ingen begrensning på gaupejakt, det var også skuddpremie i hele perioden. På 1930-tallet var gaupa så godt som utryddet i Norge og det eksisterte kun små bestander på Fosenhalvøya, i Namdalen og på Sør-Helgeland. Det var også noen individer spredt rundt i Sør-Norge. Først i 1981 ble det innført yngletidsfredning da den nye viltloven ble innført. I 1992 ble gaupa totalfredet i Sør-Norge. Det har hele tiden foregått kvoteregulert jakt på gaupe, men på grunn av lave kvoter på 1990-tallet vokste bestanden kraftig (Brainerd et al. 2005).

Appendiks 3



Kilde: Statistisk sentralbyrå

Figur 4. Grafisk oversikt over felte rovdyr 1846-2006.