

Gaupas predasjon på sau – en kunnskapsoversikt

John Odden, Jenny Mattisson,
Vincenzo Gervasi og John Linnell

Odden, J., Mattisson, J., Gervasi, V. og Linnell, J. 2014.
Gaupas predasjon på sau – en kunnskapsoversikt. –
NINA Temahefte 57. 71 s.

Trondheim, august 2014

ISSN: 0804-421X
ISBN: 978-82-426-2684-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

GRAFISK FORMGIVING

Kari Sivertsen, NINA

FOTO OMSLAG

© Jostein Hunstad og Ken Gøran Uglebakken

OPPLAG
300



KONTAKTOPPLYSNINGER

Norsk institutt for naturforskning (NINA)
Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Telefon 73 80 14 00
<http://www.nina.no>

Gaupas predasjon på sau – en kunnskapsoversikt

John Odden, Jenny Mattisson,
Vincenzo Gervasi og John Linnell

Sammendrag

Gaupa er igjen å finne i store deler av Norge, og konfliktene rundt gaupe og sau er større enn de noen gang har vært. I følge erstatningstallene har en estimert bestand på mellom 44 og 92 familiegrupper siden 2000 årlig drept fra 6 125 til 10 093 sauer. Etter dagens lovverk skal alt tap til store rovdyr erstattes. Imidlertid blir kun en liten andel av de omsøkte tapene dokumentert gjennom en uavhengig kadaverundersøkelse, og den resterende andelen av de udokumenterte tapene blir erstattet etter en subjektiv vurdering gjort av forvaltere på fylkesnivå. Inntil nå er disse erstatningstallene ikke evaluert. For å redusere tapet av sau til gaupe er vi avheng av å forstå mekanismene bak gaupas predasjon på sau. I denne rapporten oppsummerer vi forskning på konflikten gjennomført de siste to tiårene på oppdrag fra nasjonal og regional forvaltning. Forskningsprosjektet Scandlynx har tallfestet hvor ofte gaupene dreper sau (drapstakt) i ulike deler av Norge, og hva som forklarer den observerte variasjonen i drapstakt. Vi benytter denne kunnskapen til å evaluere dagens ordning for erstatning av tap av sau på utmarksbeite og dagens forvaltning av konflikten.

Tallfesting av gaupas valg av byttedyr og hvor ofte de dreper sau (drapstakt) ble gjort ved å følge 78 gauper med VHF- eller GPS-sender fra 1995 til 2013 i Sør- og Nord-Norge. I perioder er gaupene fulgt intensivt i beitesesongen. Metodene vi har benyttet har endret seg etter som ny teknologi ble tilgjengelig med årene. Store deler av de sørlige studieområdene har frittgående sau på beite i skog og fjellområder fra juni til september. I sør er rådyr det viktigste alternative byttedyret til sau. Studieområdet i Troms og Finnmark er dominert av tundra og fjellbjørkeskog. Fordelingen av sau er mer flekkvis enn i sør, tamrein er tilgjengelig i høye tettheter i hele området og rådyr er fraværende.

Analyser av byttedyrvalg i de ulike områdene viser at gaupa foretrekker rådyr eller tamrein framfor sau hvis de er tilgjengelige. Vi ser videre at andelen av sau i sommerdietten minker med økende tetthet av alternative byttedyr kombinert med minkende sauetetthet. I Sør-Norge påvirker gaupenes kjønn, samt variasjon i tetthet av både rådyr og sau gaupenes drapstakt på sau. De høyeste drapstaktene fant vi hos hanngauper i områder med lave tettheter av rådyr og høye tettheter av sau. Når tettheten av rådyr

øker og sauetettheten minker, så dreper gaupene færre sau per tidsenhet. I nord fant vi ingen forskjell mellom kjønnene, men sannsynligheten for at gaupene dreper sau øker med minkende tetthet av tamrein. De fleste gauper vil kunne drepe sau. Selv om vi observerte individuelle variasjoner i drapstakt som ikke kan forklares av kjønn eller byttedyrtetthet fant vi ingen indikasjoner på at det eksisterer spesielle "problemindivider". Dette betyr at størrelsen på gaupebestanden vil være bestemmende for nivået på lammetapene. Den lokale effekten av å skyte gauper på tap av sau er kortvarig i områder med sammenhengende bestander av gaupe, da ledige revir raskt blir fylt opp av nye gauper. Vi viser også at sau på beite bak gjerder vil redusere antall møter mellom gaupe og sau, og dermed redusere gaupas drapstakt på sau betraktelig.

Regional soneforvaltning er krevende på grunn av at gaupene forflytter seg over store arealer. Flere av dagens regionale gaupesoner bryter med mange av forutsetningene for at en soneforvaltning faktisk skal fungere tapsreduerende, enten ved at sonene ikke er store nok til at rovdirene oppholder seg i sonen gjennom hele året, ved at regionene ikke er godt nok koordinert eller ved at det ikke er iverksatt effektive forebyggende tiltak i de områdene hvor gaupe er prioritert.

Vi har gjort en beregning av gaupas årlige predasjon på sau basert på kunnskap om hvor ofte gaupene dreper sau og antall gauper i regionene. Analysene viser et betydelig sprik mellom det beregnede tap av sau til gaupe basert på drapstakter mot det erstattede tap til gaupe for flere av rovviltregionene, og generelt erstattes det mer enn det vi beregner. Dette spriket varierer i både tid og rom. Årsakene til spriket er trolig sammensatt. Det kan skyldes at noe av tapet som blir tilskrevet gaupe faktisk skyldes andre store rovviltarter. Noe av den store og varierende differansen mellom beregnet og erstattet tap kan også trolig tilskrives andre tappsårsaker enn de store rovdirene, herunder ulike sykdommer og mindre rovvilt. Vi anbefaler at et framtidig erstatningssystem i større grad baseres på en objektiv kartlegging av rovviltisiko og kunnskap om hvor ofte rovdyr dreper sau i ulike landskap.

Saueproduksjon i Norge har, og vil fortsatt ha, en viktig rolle i matproduksjon, vedlikehold av kulturlandskap og som næring i utkantstrøk. Vi har nå kunnskapen som skal til for å redusere denne pågående konflikten mellom gaupe og saueproduksjon. Uten endringer i saueholdet vil de regionale bestandsmålene for gaupe være bestemmende for nivået på tapene av sau. En forutsetning for reduserte tap er at det gjøres endringer i saueholdet som reduserer antall møter mellom gauper og sau i de forvaltningssonene der bestander av gaupe skal prioriteres. Dette kan enten skje ved at sau beiter bak gjerder i gaupeprioriterte områder, ved flytting av sau bort fra skogsbeite eller ved omlegging til andre former for husdyrhold. Endringer i driftsformen vil vanskelig la seg gjennomføre uten et erstatningssystem som stimulerer til lavere tap, samt økonomisk og teknisk bistand fra sentrale myndigheter. Våre studier viser at en betydelig grad av dødelighet på beite i utmark må skyldes andre årsaker enn gaupe. Det er et stort behov for en kartlegging av alle årsaker til sauetap på utmarksbeite.

John Odden, john.odden@nina.no, Jenny Mattisson, Vincenzo Gervasi og John Linnell, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Abstract

Following their recovery during the last 30 years Eurasian lynx can once again be found in large parts of Norway. Unfortunately, the conflicts caused by lynx depredation on sheep are greater than they have ever been. According to official data an estimated lynx population consisting of from 44 to 92 family groups (annual reproductions is an index of population size) has resulted in the payment of compensation for between 6 125 and 10093 sheep each year. Following the present legal frames, all losses to large carnivores should be compensated. However, only a small proportion of the compensation claims are based on animals that have been subject to an autopsy. The remaining undocumented losses are evaluated using subjective criteria by wildlife managers at the county level. These compensation numbers have never been evaluated. If there is any chance to reduce lynx depredation on sheep there is a need to understand the ecological mechanisms behind the conflict. In this report, we summarise the last 20 years of research that has been financed by regional and national wildlife management agencies. The Scandlynx research project has quantified how often individual lynx kill sheep (kill rate) in different areas of Norway and tried to explain variation in this parameter. We use this data to evaluate the present compensation system and other aspects of how the conflict is managed.

Quantifying what lynx kill and how often they kill it has been done by following 78 individual lynx equipped with GPS and VHF collars (the technology has changed greatly during the course of our study) from 1995 to 2013 in south and north Norway. During intensive periods these lynx are followed closely, and personnel investigate areas where the lynx remain stationary for any periods that could indicate they have made a kill. In our southern study areas roe deer constitute the main prey of lynx, but unguarded and free-ranging sheep are present in a large proportion of the forest and alpine tundra habitats from June to September. In our northern areas, semi-domestic reindeer are the main prey of lynx as roe deer are absent, and sheep are widespread, but occur in smaller patches than in the south, although they are also free-ranging and unguarded. The habitat consists of mountain birch forest and alpine tundra. Our results clearly indicate that lynx have a strong preference for killing roe deer (in the south) or reindeer (in the north) as

opposed to sheep. We have also shown that the proportion of sheep killed decreases in areas with higher densities of their preferred prey and with lower sheep density.

In south Norway we have seen that kill rates on sheep are influenced by the sex of the lynx and the variation in density of both roe deer and sheep. The highest kill rates are from male lynx in areas with low densities of roe deer and high densities of sheep. Lower kill rates were found in areas with high roe deer density and low sheep density. In northern Norway we did not find any difference between the sexes, although the chances of a lynx killing a sheep increased in area with fewer reindeer. Although we saw some individual variation in kill rates we did not find any evidence for the existence of "problem individuals". Most lynx in a population killed sheep at some stage. This implies that it is the size of the lynx population that will determine how many sheep are killed. The local effect of shooting a lynx will be very short lived in areas with a continuous lynx population, as the territory will be rapidly occupied by a new lynx. Our results also show that sheep grazed behind fences were almost never killed by our lynx, implying that fencing sheep will lower lynx–sheep encounters and thereby kill rates.

Regional zonation of lynx management is challenging because lynx move over very large areas. Several of the present lynx zones do not fulfill the necessary criteria for successfully reducing depredation. This is either because the zones are too small, because of a lack of coordination between neighbouring management zones, or because of a failure to invest in effective protection measures in areas where lynx are given priority.

We have estimated the number of sheep killed by lynx each year within each region by extrapolating from our data on kill rates and the current population estimates for the size of the lynx population. The analysis reveals a considerable gap between our estimates of what the lynx have killed and the compensation paid. In general, it appears that too much compensation is being paid. The discrepancy varies in both time (within a region) and between regions. One explanation could be that depredation caused by other carnivores is being wrongly assigned to lynx. It could also be that mortality from causes other than large carnivores (accidents, disease, smaller predators) is being wrongly attributed to them. We recommend that the compensation system could be improved by switching

to one based on an objective assessment of depredation risk and kill rates specific to different landscapes.

Sheep production has, and can continue to have, an important role in food production, cultural landscape conservation and rural livelihoods. We now have enough knowledge about what is necessary to reduce the conflict between lynx and sheep. Without a radical change in the form of husbandry it will be the regional population goals for lynx that determines the losses of sheep. A prerequisite for reducing the loss of sheep is to reduce the encounters between lynx and sheep in the zones where lynx are given priority. This can be achieved by either fencing sheep, moving sheep from forest to alpine grazing areas, or converting to other forms of livestock production. A change in husbandry practices will be difficult to achieve without changing to a form of compensation that includes suitable incentives to prevent losses and providing appropriate economic and technical assistance. Our studies show that a significant proportion of sheep mortality must be due to causes other than lynx, suggesting that it is important to initiate a study of all causes of sheep mortality.

John Odden, john.odden@nina.no, Jenny Mattisson, Vincenzo Gervasi and John Linnell, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, NORWAY

Innhold

Sammendrag	2
Abstract	5
Innhold	8
Forord	9
Bakgrunn.....	12
Hvordan studere en usynlig katt?	16
Med sau på menyen.....	24
Østerdalen.....	24
Akershus	26
Østafjells	27
Troms og Finnmark.....	30
Tetthet av alternative byttedyr styrer forekomsten av sau i dietten.....	30
Mekanismene bak gaupenes predasjon på sau.....	32
Hvilke gauper dreper sau?.....	32
Tetthet til alternative byttedyr forklarer variasjon i drapstakt på sau.....	36
Fordeling av sau styrer drapstakt	38
Effekten av kvotejakt og skadefelling av gaupe på tap av sau	40
Arealbruk og størrelsen på forvaltningssoner	44
Evalueringsordningen for sau drept av gaupe	48
Hvor gode er bestandstallene?	48
Beregnet tap til gaupe på regionsnivå.....	52
Er beregningene våre unøyaktige?	54
En test på liten skala – Hallingdal som eksempel	56
Andre forklaringer?.....	56
Et nytt erstatningssystem?.....	59
Veien videre	63
Referanser	65

Forord

Denne rapporten gir en oppsummering av kunnskapsstatus fra forskning på mekanismene bak gaupas predasjon på sau. Arbeidet er basert på en rekke vitenskapelige artikler publisert i internasjonale tidsskrifter med fagfellevurdering, og vi henviser til disse artiklene for alle detaljer rundt analyser og mer detaljerte resultat. Forskningen er en del av det skandinaviske forskningsprosjektet Scandlynx, som i to tiår har studert mange aspekter ved gaupas økologi i Skandinavia. Prosjektet er styrt av Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), i samarbeid med forskere fra Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), Høgskolen i Hedmark (HH), Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT) og Universitet i Oslo (UiO).

Forskningen har blitt finansiert av nasjonal og regional rovviltforvaltning representert ved Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for naturforvaltning), Fylkesmannen i Hedmark, Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Fylkesmannen i Østfold, Fylkesmannen i Oppland, Fylkesmannen i Buskerud, Fylkesmannen i Telemark, Fylkesmannen i Vestfold, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Fylkesmannen i Troms og Fylkesmannen i Finnmark, samt de regionale rovviltnemndene i rovviltregionene 2, 3, 4, 6 og 8. Scandlynx er videre finansiert av Norges forskningsråd, NINA, Høgskolen i Hedmark, Landbruksdepartementets tiltaksfond for småfe og fjørfe, Reindriftens utviklingsfond og kommunene Trysil, Flå, Gol, Hjartdal, Nes, Nore og Uvdal, Rollag, Sauherad, Tinn og Ål.

Arbeidet hadde aldri vært mulig uten hjelp fra en stor gruppe studenter, jegere, saueprodusenter, reindriftsutøvere og andre naturinteresserte som har hjulpet oss på ulike måter siden starten. Vi vil rette en spesiell takk til et svært kompetent fangstteam bestående av veterinær Jon Martin Arnemo, Lars Gangås, Thomas Holm Strømseth, Kjartan Sjulstad, Peter Segerström, Einar Segerström og Øistein Høgseth. Vi hadde heller aldri klart å gjennomføre dette uten et godt samarbeid med Statens naturoppsyn (SNO) i alle områdene. En stor takk til alle andre som har hjulpet oss i disse aktuelle områdene på ulike måter (i alfabetisk rekkefølge): Alan Bryan, Alina Evans, Anders

Gimse, Andrea Caboni, Andrea Mosini, Arne Söderberg, Arve Rustad, Asgeir Eriksen, Barbara Zimmermann, Bernt Jacobsen, Bjørn Fossum, Bjørn Hansen, Bjørn Jonny Rognli, Bjørn Lybekk, Bjørn Pettersen, Bjørn Rustestuen, Bjørn T. Bækken, Bjørn Tvetter, Brunella Visaggi, Carina Isdahl, Carl F. Lehre, Caterina Boitani, Dag Bakka, Dag Bye, Dag Utklev, David Carricondo, Deniz Mengulluoglu, Egil Berger, Einar Asbjørnsen, Einar H. Mjølid, Ekeberg gård, Emil Halvorsrud, Enebakk JFF, Erik Ola Helstad, Erik Otto Narverud, Erland Løken, Erland Søgård, Erlend Hellerslien, Erling Flateby, Erling Maartmann, Erling Mømb, Erling Ness, Ernst Harald Helgerud, Espen Asakskogen, Espen Marker, Even Borthen Nilsen, Evert Van Akelyen, Finn Sønsteby, Fritzøe Skoger, Frode Ulriksen, Geir Rune Rauset, Geir Østereng, Giulia Serrao, Gry Ingebretsen, Gudrund Risberget, Gunnar Holt Nilsen, Gustav Busch Arntsen, Göte Jacobsson, Halvor Johnsen, Hans Gunnar Heitmann, Hans Haugland, Hans Olav Rosten, Hans P. Klokkerengen, Hans Petter Lunde, Hans Vidar Nestegard, Harald Øverby, Harry Granli, Hege B. Henriksen, Heidi Ruud, Helen Lou McNutt, Henrik Eira, Hilde Tveit, Håkon Solvang, Håvard Rogogjerd, Indrek Hiiesalu, Inge A. Strømnes, Irja Ratikainen, Ivar Herfindal, Ivonne Teurlings, Jan E. Eggen, Jan G. Grødtvedt, Jan Wilberg, Janek Schmidt, Jens E. Nordby, Jens T. Renå, Johan Aslak Eira, Johanna Painer, John Ivar Larsen, Jon S. Moen, Jordi Janssen, Jorge Galindo, Jorid Fagerbakke, Jorid Lybekk, Jostein Ekeren, Julie Gaukerud Sørby, Jørgen Gutigard, Jørgen Remmen, Jørgen Rønneberg, Jørn Karlsen, Jørn Lindseth, Jørn Thomas Gaaseby, Jørn Våge, Jørn Wittbank, Ken Gøran Uglebakken, Kent Skiöld, Kjartan Knutsen, Kjell Arne Neverdalen, Kjell Magne Eira, Kjell Ole Fønsteli, Knut Løken, Kristelle Fische, Kristen Are Figenschau, Kristin Gangås, Kristine Braaten Steinhovden, Krzysztof Schmidt, Kåre Peder Rasmushaugen, Lars Gundersen, Lars Krempig, Lasse Larsson, Leif Anders Somy, Leif Egil Loe, Lise Øvrum, Losby bruk, Luca Rotelli, Løvenskiold-Vækerø, Manuela Panzacchi, Marko Puksing, Martin Hauger, Mathieu Basille, Mats Finne, Michael Dötterer, Mons Bredvold, Morten Bergland, Morten Bronndal, Morten Odden, Morten Svendsen, Nils Bunnefeld, Nils Samuelsen, NJFF Akershus, NJFF Buskerud, NJFF Hedmark, NJFF Telemark, Noémie Grandjean, Odd A. Lintho, Oddleif Nordsletta, Olav Opgård, Olav Brauti, Olav Hjeljord, Ole Bjørn Skoe, Ole Frank Hætta, Ole G. Støen, Ole K. Steinset, Ole R. Klokkerengen, Ole Thorvald Riiser, Ole Vesteng, Pascal Gaubert, Patricia Nijhuis, Per E. Bakken, Per A. Haugerud, Per Anders Eira, Per Espen Fjell, Per Fossum, Per Ivar Stenset, Per Iver Porsanger, Per Johnserud, Petra Kaczensky, Petra og Per Myrene, Petter

Kaald, Pär Elling Nilsen, Pål Andreas Hoel, Pål F. Moa, Raido Kont, Reidar Haugen, Robert Needham, Roger Danielsen, Rolf Svartangen, Roy Andersen, Roy Stenersen, Rune Bjørnstad, Rune Pedersen, Rune Somby, Sabrina Dietz, Sari Wedul, Sigmund Dalvik, Sigmund Hansen, Sigmund Lerheim, Sigurd Storemoen, Silje Eklid, Silje Hvarnes, Siv N. Granerud, Skjåtvatn Gård, Solveig Haugan, Stangeskovene, Stefan van der Werff, Stein E. Bredvold, Stein Erik Andersen, Sten Andersson, Steve Aslaksen, Stian Sætre, Stig Andre Aasgård, Svein Martinsen, Sven O. Swenson, Sverre Einar Bråten, Tarjei Gunnestad, Tea Turtumøygaard, Thore Jansen, Tom I. Stepien, Tom Udø, Tom Øverby, Tommy Andersen, Tone Mejlgaard, Tor B. Tjernsholen, Tor Løberg, Tor Ørbekk, Torbjørn Danielsen, Torbjørn Granli, Torbjørn Smådahl, Torbjørn Tveter, Tord Lien, Tore Bjørkli, Torgeir Isdahl, Torkjell Morset, Torstein H. Toeneiet, Trond Berg, Trond Wegge, Ulf Tomas Hansen, Vegard Årnes, Vidar Holthe, Viggo Johansen, Walter Loesberg, Wiggo Hansen, Yaëlle Bouyer, Øivind Fosse, Øystein Sandbekkbråten, Åge Pedersen, Åshild Bye og Åsmund Jahr: Jeg kan bare beklage hvis jeg har glemt noen!

Takk til Torkild Tveraa, Morten Kjørstad og Erlend Nilsen for gode kommentarer på manuskriptet.

Oslo, august 2014
John Odden /s.
Prosjektleder Scandlynx Norge

Bakgrunn

De siste årene er omkring 125 000 sau tapt på utmarksbeite hver sommer, og det meste av dette tapet skyldes ukjente årsaker. Etter dagens lovverk skal alt tap til store rovdyr erstattes, men kun en liten andel av de omsøkte tapene og utbetalte erstatningene er dokumentert gjennom en uavhengig kadaverundersøkelse. Forskningsprosjektet Scandlynx har de siste tjue årene studert mekanismene bak gaupas predasjon på sau på oppdrag fra nasjonal og regional forvaltning. I denne rapporten gir vi en kort oppsummering av kunnskapsstatus og en evaluering av dagens erstatningssystem.

Gaupa finnes nå i store deler av Skandinavia etter at forvaltningen av arten de siste tre tiårene har endret seg fra et mål om utryddelse til en forvaltning av gaupe basert på konkrete politiske målsetninger om størrelse på bestandene og en bærekraftig kvotejakt [1, 2] (Boks 1). Det skandinaviske landskapet er ingen villmark, men et flerbrukslandskap der det drives jakt og utmarksbasert næringsvirksomhet. Målsetningene om levedyktige bestander av gaupe betyr at man må integrere vern av gaupe med menneskets bruk av utmarka [3].

Dette skjer ikke uten konflikter. Gaupa er en kjøtteter, og predasjon setter ofte sterke følelser i sving. For enkelte føles gaupa som en trussel mot næring og jakt, mens andre gleder seg over at den igjen finnes i norsk natur. Mange jegere er opptatt av hvor stor effekt gaupas predasjon har på våre bestander av hjortevilt. Gaupa har blitt et ettertraktet jakteobjekt, og høsting av gaupe er en krevende øvelse også for forvaltere. Den mest kjente konflikten rundt gaupa er imidlertid knyttet til gaupas predasjon på sau og tamrein.

I Norge er konfliktene rundt gaupe og sau større enn noen gang. Fraværet av rovdyr over mange år har ført til at tradisjonelle gjetertidstradisjoner har blitt forlatt, og hver sommer slipper nå rundt 1,9 millioner sau på utmarksbeite i Norge uten beskyttelse fra gjeterne [4]. De siste årene har omkring 125 000 av disse sauene blitt borte i utmarka hver sommer, og det meste av dette tapet har ukjente årsaker [5]. I tilfeller hvor gaupe, jerv, bjørn, ulv eller kongeørn er årsak til tap av husdyr eller tamrein har dyreeieren en lovfestet rett til full erstatning [1]. Omkring 30 % av totaltapene blir hvert år erstattet som tapt til fredet rovvilt, men kun en liten andel (4–9 %) av de omsøkte tapene er dokumentert gjennom en uavhengig kadaverundersøkelse gjort av Statens naturoppsyn (SNO). Den resterende andel av de udokumenterte tapene blir erstattet etter en subjektiv vurdering gjort av forvaltere hos Fylkesmannen. Gaupa står sammen med jerven for de største tapene forårsaket av

Tap av sau til gaupe i utmarka er svært vanskelig å dokumentere. Gaupa gjemmer ofte byttedyrene sine, og når gaupa er ferdig med å spise vil åtseletere raskt fjerne restene. Foto: John Odden.



rovvilt på sau i Norge. I følge erstatningstallene har en estimert bestand på mellom 44 og 92 familiegrupper siden 2000 årlig drept fra 6 125 til 10 093 sauer ([6, 7] **Figur 1**). Dette tilsvarer 125 (± 18 SD) sau drept per familiegruppe per år. Inntil nå er disse erstatningstallene ikke blitt evaluert.

I denne rapporten benytter vi kunnskapen fra Scandlynx (**Boks 2**) til å evaluere dagens ordning for erstatning for tap av sau på utmarksbeite og dagens forvaltning av konflikten.

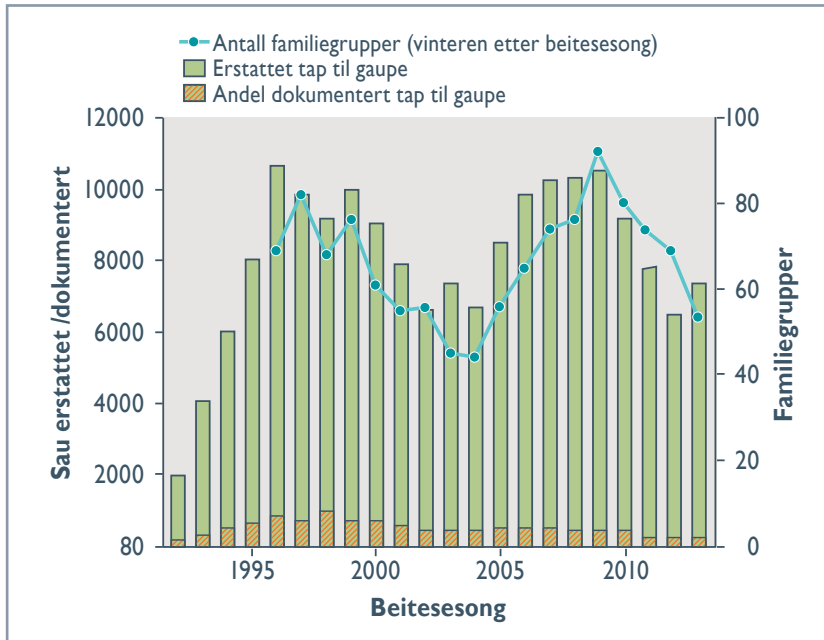
Boks 1. Forvaltning av gaupe i Norge [2]

Forvaltningen av gaupe har endret seg over tid. Fra 1845 til 1980 var det en statlig skuddpremie for gaupe i Norge uten begrensninger på gaupejakt slik som romjulsfredning som var vanlig for andre viltarter. Gaupe var også den siste jaktbare viltarten man hadde forfølgingsrett på. Det vil si at hadde man funnet gaupeporet på et terreng man hadde jaktrett, kunne man fortsette jakten uavhengig av jaktterrenggrenser. Allerede i 1850 var gaupe heller sjelden i Rogaland, Hordaland og Østfold, mens det fantes bra bestander lengre nord. I perioden 1846–1880 ble i gjennomsnitt 127 gauper felt årlig, og gaupebestanden gikk tilbake. Etter hvert ble gaupene skutt ut i flere fylker, med restbestander i Telemark, Aust-Agder, Trøndelag og Sør-Helgeland ved århundreskiftet. Rundt 1930 var gaupa tilsynelatende begrenset til Nord-Trøndelag og Sør-Helgeland. Avskytningsstatistikk og genetisk forskning viser at det fortsatt var spredte forekomster i Sør-Norge på dette tidspunktet. Fra 1940-årene og fram mot 1960 kom gaupa tilbake til andre deler av Østlandet, og nordgrensen for utbredelsen ble flyttet til Troms. Antall gauper holdt seg på et lavt nivå inntil skuddpremieordningen ble avskaffet i 1980. Samtidig skjedde en økning av gaupebestanden i Sverige og gaupebestanden begynte å vokse i Norge igjen. Det årlige jaktuttaket lå da på ca. 50 dyr, men på 1980-tallet sank dette til rundt 20 dyr.

Yngletidsfredning ble innført først i 1981 gjennom den nye viltloven. Gjennom 1980-tallet ble perioden med yngletidsfredning utvidet flere ganger. I 1992 ble gaupa totalfredet i Sør-Norge og i 1994 ble det innført kvoteregulert jakt i hele landet med unntak av Finnmark

og deler av Sør- og Vestlandet som fikk fri jakt innenfor jakttiden i februar og mars. Gaupebestanden økte kraftig fram til midten av 1990-tallet, trolig på grunn av en kombinasjon av lave kvoter og stor bestand av rådyr. Fra 1997 til 2003 ble igjen gaupebestanden redusert med rundt 35 % på landsbasis, fra en bestand på 82 familiegrupper (370–410 gauper) i 1996 til en bestand på 46 familiegrupper (250–270 gauper) før jakt i 2003. Årsaken til denne bestandsreduksjonen var en høy beskatning gjennom jakt på grunn av mangel på konkrete bestandsmål.

Ved Stortingets behandling av St. meld. nr. 15 (2003–2004) Rovvilt i norsk natur og Inst. S. nr. 174 (2003–2004), ble det bestemt at landet skal deles inn i 8 forvaltningsområder (**Figur 2**). Stortinget fastsatte i 2003 et nasjonalt bestandsmål på 65 familiegrupper av gaupe, og bestandsmålet ble fordelt i de 8 forvaltningsregionene for rovvilt. Siden den tid har antall familiegrupper variert fra 44 i 2004 til 92 i 2009 [9, 10]. Hver region ledes av en Rovviltnemnd oppnevnt av Miljøverndepartementet blant representanter i Fylkestingene. Det er de regionale rovviltnemndene som har myndighet til å fatte vedtak om kvote for skadefelling og kvotejakt når bestanden av gaupe ligger over de fastsatte bestandsmålene for regionen. Nemndene utarbeider også regionale forvaltningsplaner for rovvilt, og har ansvaret for prioritering av forebyggende og konfliktdempende virkemidler. Forvaltningsplanene inneholder konkrete retningslinjer for den geografiske arealdifferensieringen for regionen der det skilles mellom områder der beitedyr skal prioriteres og områder der de ulike rovdyrartene skal prioriteres.



Figur 1. Antall sau dokumentert og erstattet som drept av gaupe i Norge i beitesesongene 1992–2013, samt antall familiegrupper (hunngaupe med unger) registrert i Norge vinteren etter beitesesongen 1996–2013 ([6–8]).



Figur 2. Kart over de 8 rovviltregionene.

Boks 2. Scandlynx

Det skandinaviske forskningsprosjektet på gaupe, Scandlynx, koordinerer forskning på gaupe i Skandinavia [11–13]. Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Grimsö forskningsstasjon (Sveriges lantbruksuniversitet) utgjør kjernen i Scandlynx, og samarbeider med en rekke andre forskningsinstitusjoner. Prosjektet har som mål å bidra med fakta som kan brukes av forvaltningen og beslutningstakere til å utforme en best mulig forvaltning av gaupebestanden. Prosjektet driver i dag forskning i Sarek nasjonalpark i Norrbotten, Götaland sør i Sverige, Troms og Finnmark, Trøndelag, Akershus og Østfold. De viktigste problemstillingene er knyttet til studier av gaupas predasjon på

tamrein og sau, evaluering av metodikken benyttet i overvåking av gaupe, gaupas interaksjoner med jerv, effekten av gaupe på hjorteviltbestander, gaupas bestandsdynamikk og høsting av gaupe, samt gaupas kolonisering av Götaland. Det har alltid vært viktig for prosjektet å publisere alle resultater i internasjonale fagfelleverderte tidsskrifter for ekstern kvalitetskontroll av arbeidet. På nettsiden scandlynx.nina.no kan et hundretalls vitenskapelige arbeider lastes ned som pdf filer. Scandlynx kan også på Facebook www.facebook.com/Scandlynx, og forflytningene til alle GPS-merkede dyr kan ses på www.dyreposisjon.no.

Hvordan studere en usynlig katt?

Vi har tallfestet gaupas valg av byttedyr og hvor ofte de dreper sau (drapstakt) ved å følge 78 gauper med VHF- eller GPS-sender fra 1995 til 2013 i Sør- og Nord-Norge. I perioder er gaupene fulgt intensivt i beitesesongen. Metodene vi har benyttet har endret seg etterhvert som ny teknologi har blitt tilgjengelig. Store deler av de sørlige studieområdene har frittgående sau på beite i skog og alpine habitater fra juni til september. I sør er rådyr det viktigste alternative byttedyret til sau. Studieområdet i Troms og Finnmark er dominert av tundra og fjellbjørkeskog. Fordelingen av sau er mer flekkvis enn i sør, tamrein er tilgjengelig i høye tettheter i hele området, og rådyr er fraværende.

For å kunne skaffe kunnskap om gaupenes forflytning og matvaner må vi følge individer (**Boks 3**). Den eneste tilgjengelige metoden er å instrumentere gauper med ulike typer radio- eller GPS-halsbånd. Gaupene må fanges for at vi skal kunne sette på halsbåndene. Takket være innsatsen fra mer enn hundre lokale frivillige og innleide feltmannskaper rundt i Norge har vi fått satt sender på 144 ulike gauper i Norge som en del av dette studiet (**Tabell 1, Figur 3**). I analysene nedenfor har vi benyttet data fra 78 av gaupene som er fulgt intensivt i beitesesongen for sau, og som har tilgang på sau innenfor revirene. 70 av gaupene hadde tilgang til frittgående sau, mens 8 gauper kun hadde tilgang til sauer bak gjerder.

Å studere effektene av gaupas predasjon på byttedyrbestander er en utfordring. Forskningen startet i Østerdalen i 1995, og ble flyttet til området rundt Oslo, Akershus og Østfold fylker i 2000 (heretter kalt "Akershus"). I disse første årene ble gaupene instrumentert med VHF-halsbånd. Studier av gaupas predasjon på ulike byttedyr i Østerdalen og Akershus var basert på å følge radiomerkede gauper intensivt. Registrering av hvor ofte gaupene drepte ulike byttedyr var en tidkrevende prosess der gaupene ble krysspeilet hver halve time gjennom nettene i såkalte "intensivperioder" som varte fra 4 til 59 døgn (**Figur 4a**). Hvis gaupene var aktive på samme sted i mer enn en halvtime, gjennomskøt vi dette punktet etter byttedyr, ofte med bruk av hunder.

Gaupene må fanges og immobiliseres før de får påsatt GPS- eller VHF-halsbånd. I nord ble alle gaupene immobilisert fra helikopter. I Sør-Norge ble de fleste gaupene fanget i gjennomgangsbåser og med fjærbelastede snarer satt rundt drepte byttedyr. Foto: Thomas Strømseth.



Boks 3. Bruk av forsøksdyr

Gaupene må fanges og immobiliseres før de får påsatt GPS- eller VHF-halsbånd. I nord ble alle gaupene immobilisert fra helikopter. I Sør-Norge ble de fleste gaupene fanget i gjennomgangsbåser av tre og med fjærbelastede snarer satt rundt drepte byttedyr. I enkelte tilfeller ble også hunder og helikopter benyttet. Lokale feltmannskap og SNO har i stor grad bidratt i arbeidet med lokalisering av dyr og kontroll av gaupebåser.

Vår bruk av forsøksdyr er regulert gjennom egne protokoller [18]. I tillegg er forskning på ville dyr i Norge regulert av et strengt regelverk, og ingen prosjekter kan gjennomføres uten at en rekke statlige institusjoner har godkjent prosjektet. Vi har innhentet tillatelser fra Forsøksdyrutvalget, Miljødirektoratet og Post- og teletilsynet.

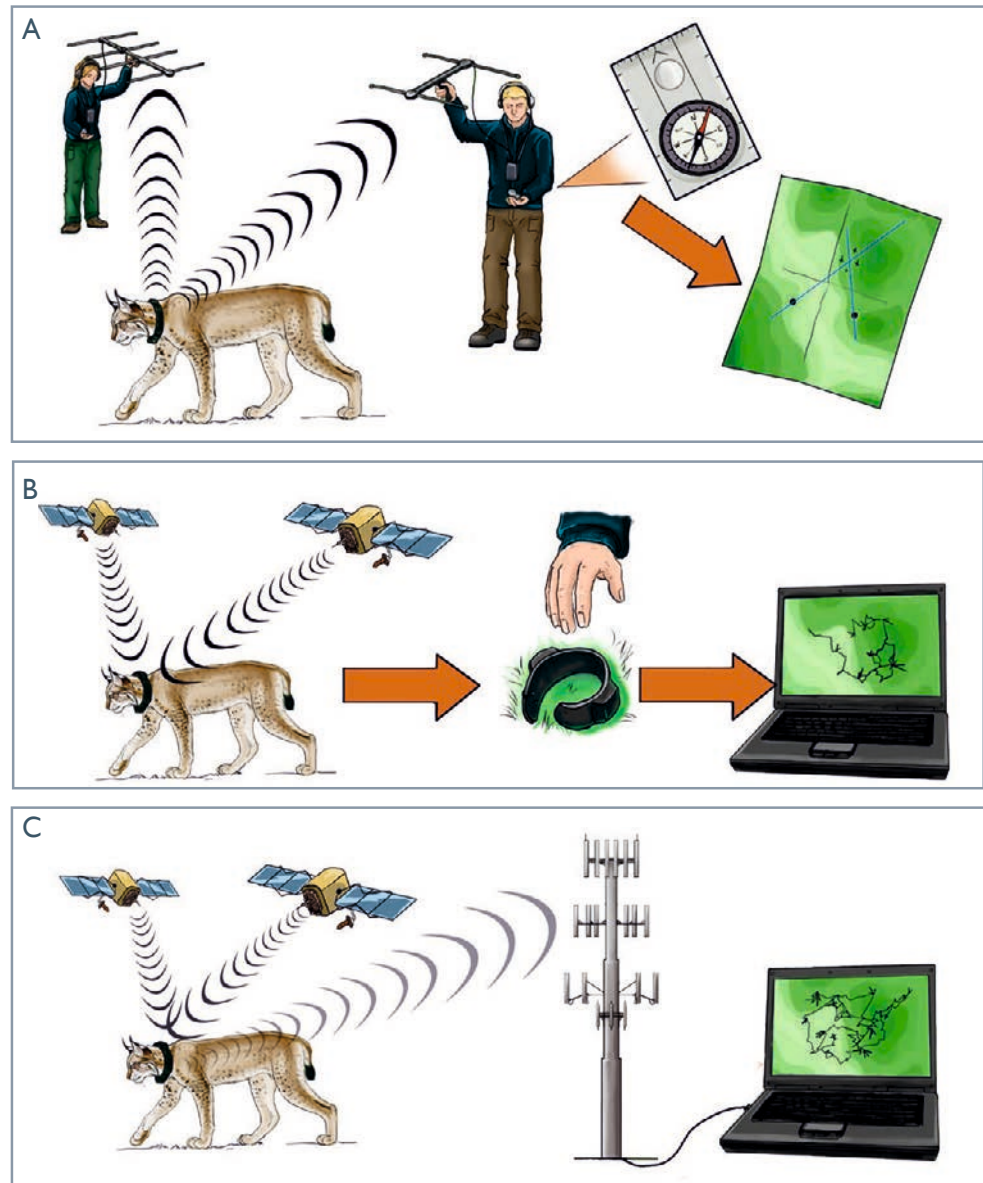
Det er ingen tvil om at immobilisering av ville dyr vil medføre stress for dyret. Det er alltid en viss risiko for at dyr blir skadet, eller i verste fall må bøte med livet som følge av fangst, immobilisering og merking. Arbeid med ville dyr i felten vil aldri kunne bli det samme som arbeid med kjæledyr i en veterinærklinikk. Risikoen for uhell og påkjenning på dyrene er heldigvis synkende ettersom vår erfaring øker og teknikkene blir bedre [18–20]. Risikoen vil likevel aldri bli null. Dette må imidlertid veies opp mot nytteverdien av disse studiene. Det er bred politisk enighet om at forvaltning av store rovdyr i Norge må baseres på en solid plattform av objektiv kunnskap, og naturmangfoldloven understreker også dette. Som denne rapporten viser vil fangst og instrumentering av rovdyr med radio- eller GPS-halsbånd være en uunnværlig del i denne prosessen.

Tabell 1. Oversikt over antall gauper merket med ulike typer sendere i dette studiet i perioden 1995–2013. VHF-senderne er produsert av Telonics og Televilt. "GPS-store-on-board" er produsert av Followit, og GPS–GSM-senderne er produsert av Vectronic og Followit.

Studieområde	Periode	VHF-sendere	GPS-store-on-board	GPS–GSM
Østerdalen	1995–2002	44	0	0
Oslo, Akershus og Østfold	2000–2013	30	3	5
Buskerud, Telemark, Vestfold og Oppland	2006–2013	1	5	25
Troms og Finnmark	2007–2013	0	0	31



Figur 3. Kartet viser hvor 144 gauper (røde prikker) er fanget og påsatt VHF- eller GPS-sender i perioden 1995–2013 i regi av Scandlynx.



Figur 4. A. Gauper med konvensjonelle VHF radiosendere posisjoneres ved hjelp av krysspeiling. B. GPS-store-on-board-sender posisjonerer seg ved hjelp av satellitter, og posisjonene blir tilgjengelige for oss etter at halsbåndet har falt av. C. GPS-GSM-senderne posisjonerer seg ved hjelp av satellitter, og sender posisjonene fortløpende via mobilnettet. Illustrasjon © Mirjam van Dalum.

I 2006 flyttet vi forskningen videre til Buskerud, Telemark og Vestfold (heretter kalt "Østafjells") [14, 15]. Året etter (2007) startet vi samtidig forskning i Nord-Troms og Finnmark. Gaupene ble nå utstyrt med GPS-sendere som posisjonerer seg ved hjelp av satellitter. I 2006 benyttet vi GPS-halsbånd som lagret alle posisjoner i halsbåndet. Vi fikk ikke tilgang til dataene før halsbåndet falt av gaupa (**Figur 4b**). Alle punkter der vi mistenkte at gaupene hadde drept byttedyr ble så kontrollert. Siden 2007 har vi hatt tilgang på GPS-sendere som sender oss posisjonene via mobilnettet (**Figur 4c**). I perioder på minst 21 døgn har vi programmert senderne til å ta fra 6 til 24 posisjoner i døgnet. Vi kan så beregne gaupenes diett og drapstakt på ulike byttedyr ved å gå inn på alle GPS-punkter der gaupene har oppholdt seg i minst en time. Arbeidet med søk etter byttedyr ble gjort av et nettverk av lokale kontakter, studenter og NINA-personell.

I perioder følger vi gaupene intensivt. Vi beregner gaupenes diett og drapstakt på ulike byttedyr ved å gå inn på alle GPS-punkter der vi mistenker at gaupene har drept byttedyr. Det tidkrevende arbeidet har blitt gjort av et nettverk av studenter og lokale folk fra Larvik i sør til Nordkapp i nord. Her har hanna gaupa M269 drept en reinkalv i Porsanger. Foto: Hege Berg Henriksen.



Store deler av de sørlige studieområdene har frittgående sau på beite i skog og alpine habitater fra juni til september. Unntaket er Østfold og de sørlige deler av Akershus, der de fleste sauene beiter bak gjerder. Tetthet og fordelingen av sau i landskapet varierer betydelig. Den desidert største utbredelse av beiteområder, og de høyeste tettheter av sau, finner vi i de nordlige delene av studieområdet Østafjells. Flytter vi oss sørover og østover så kan tettheten av sau fortsatt være høyt lokalt, men beiteområdene blir mindre og mer flekkvis fordelt. Tetthet av det viktigste alternative byttedyret, rådyr, følger omtrent samme gradient, men i motsatt retning. De høyeste tetthetene av rådyr finner vi i sør, og tettheten avtar nordover. Selv om hjort finnes i små lommer i de østlige delene, er tetthet av hjort langt høyere i de vestlige delene av Østafjells-området. Villrein er sesongmessig tilgjengelig for gaupa i høyereliggende strøk i studieområdene Østafjells og Østerdalen [16]. I Troms og Finnmark er fordelingen av sau mer flekkvis enn i sør, tamrein er tilgjengelig i høye tettheter i hele området og rådyr er fraværende [17].

Vi har også kommet i gang med studier av gaupe i Midt-Norge. Dette studiet avsluttes først i 2015/2016, og data fra gauper merket her er ikke benyttet disse analysene.

Immobilisering av ville dyr vil medføre stress for dyret, og forskning på ville dyr er regulert av et strengt regelverk. For å skaffe kunnskap om gaupenes drapstakt på ulike byttedyr er vi helt avhengige av å kunne følge individer. Her våkner hanngaupa M222 fra anestesi i Alta. Foto: Lars Krempig.



Med sau på menyen

Analyser av byttedyrvalg i de ulike områdene viser at gaupa foretrekker rådyr eller tamrein hvis de er tilgjengelige. Gaupa er ikke avhengig av sau som føde. Vi ser at andelen av sau i sommerdietten blir mindre ettersom tettheten av rådyr eller tamrein øker kombinert med min-kende sauetetthet.

Den eurasiske gaupa har en vidstrakt utbredelse, og er hovedsakelig knyttet til barskog-beltet som strekker seg fra Atlanterhavet østover til Stillehavet og Beringstredet [21]. Dietten domineres av ulike mellomstore hjortedyr der de er tilgjengelig, men i deler av utbredelsesområde lever gaupa kun av småvilt [22].

Østerdalen

I flere år fulgte vi gauper i Østerdalen, og fra 1995 til 1999 ble 24 radiomerkede gauper fulgt intensivt i 410 netter i beitesesongen. Vi fant et bredt utvalg av både storvilt og småvilt i dietten, totalt 358 byttedyr [23]. I disse rådyrfattige områdene, med en tetthet på rundt 0,3 rådyr for hver kvadratkilometer [24, 25], var rådyr fortsatt det viktigste byttedyret for gaupene både på vinter- og sommerstid. Sau utgjorde her 35 % av andelen drepte byttedyr, og 26 % av gaupas kjøttinntak på sommeren [23] (**Figur 5**).

For å teste hva som forklarer gaupenes habitatvalg ble fordelingen av gode rådyrhabitat og beiteområder for sau kartlagt i de sentrale deler av Hedmark. Vi fant at sannsynligheten for at ei gaupe brukte et område økte med tettheten av rådyr. Beiteområdene for sau ble ikke preferert, men faktisk til en viss grad unngått. Dette styrket konklusjonen om at sau ikke er et preferert byttedyr for gaupe. Vi fant også at tapet av lam i de ulike beiteområdene var høyest i områder med gode rådyrhabitat [26].

Gaupas predasjon på sau i Østerdalen syntes å være forårsaket av tilfeldige møter mellom sau og gaupe heller enn et aktivt søk etter sau. En beitepraksis som konsentrerer sauen på mindre areal eller der sauen blir holdt utenom områder preferert av gaupa vil derfor kunne redusere tapene [26].

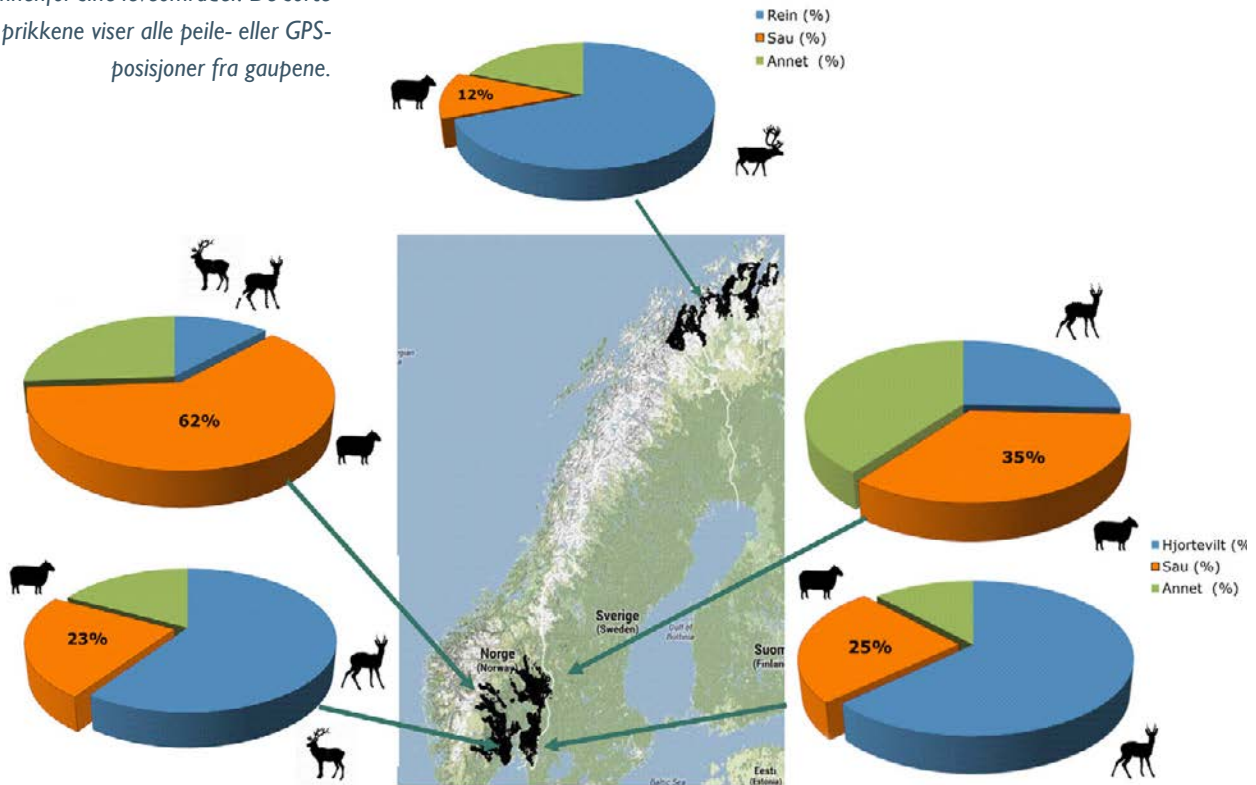
I de fleste områdene i Sør-Norge er rådyr det prefererte byttedyret for gaupa. Her spiser hunngaupa F305 rådyr ved Klemetsrud i Oslo. Foto: Baard Næss.



Figur 5. Andelen sau i gaupenes sommerdiett (forekomst %) i ulike deler av Norge. Det eneste alternativet byttedyr til sau i det nordlige studieområdet var tamrein, mens rådyr og hjort var de viktigste alternative store byttedyr i sør. Dataene er fra 70 gauper som hadde tilgang til frittgående sau innenfor sine leveområder. De sorte prikkene viser alle peile- eller GPS-posisjoner fra gaupene.

Akershus

I 2000 flyttet forskningen seg ned til området i og rundt Akershus fylke, og vi fulgte 15 gauper intensivt i 911 døgn i beitesesongen for sau. Alle 15 gaupene hadde sau på beite innenfor sine leveområder, men kun sju hadde tilgang til lave tettheter av frittgående sau. De andre 8 hadde sau som beitet bak gjerdet innenfor sine revir (upubliserede data).



Tettheten av rådyr i kulturlandskapet i Akershus er betydelig høyere enn i Østerdalen, anslagsvis fra 1 til 10 rådyr per km² [24, 25]. Ikke overraskende dominerer rådyr sommerdietten i Akershus, og utgjorde 81 % av byttedyrene (n=112), fulgt av småvilt (11 %) og sau (8 %). Kun 2 individer drepte sau, og de hadde tilgang til frittgående sau. Ingen sau ble drept bak gjerdet.

Østafjells

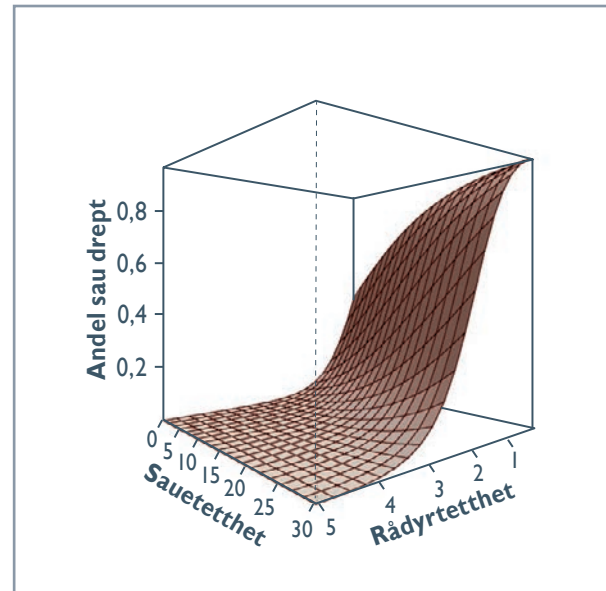
I de store dalførene i Buskerud, Telemark, Oppland og Vestfold jakter gaupa på rådyr i et landskap med store tettheter av alternative store byttedyr (hjort og sau) og store topografiske forskjeller. I perioden 2006–2011 fulgte vi 24 ulike gauper intensivt i fra Hallingdal i nord til Porsgrunn og Larvik i sør i 3874 døgn [14]. Vi registrerte 603 byttedyr drept av gaupene, fordelt på et vidt spekter fra spurvefugler til elg (Figur 5, Tabell 2), og som i de

Tabell 2. Sammensetningen av byttedyr drept av enslige hunngauper, hunngauper med unger og hanngauper i Buskerud, Telemark, Oppland og Vestfold fylker, 2006–2011 [14]

Byttedyr	Enslige hunngauper (%)		Hunngauper med unger (%)		Hanngauper (%)	
	Sommer (16)	Vinter (64)	Sommer (73)	Vinter (87)	Sommer (188)	Vinter (64)
Bever	0	0	0	0	0	0,5
Geit	0	0	0	0	0,5	0
Hare	10,5	12,5	13,7	16,5	12,9	4,3
Elg	0	0	0	0	0	1,2
Hjort	5,4	7,8	2,7	6,2	1,1	22,6
Rødrev	0	1,5	0	0	0	1,8
Rein	0	0	0	0	0,5	0,6
Rådyr	52,6	67,2	24,7	67,0	23,1	56,7
Sau	10,5	0	45,2	3,1	55,4	12,3
Ekorn	0	0	0	1,0	0	0
Hønsefugl	10,5	9,4	12,3	6,2	3,8	0
Andre fugl	10,5	1,6	1,4	0	2,7	0

andre områdene dominerer hjortevilt og sau (hovdyr) dietten. Om sommeren var sau det hyppigst drepte byttedyret, og utgjorde 64 % av hovdyrene drept av gaupe, mens rådyr utgjorde 33 %. Om vinteren utgjorde rådyr 73 % av hovdyrene drept, mens særlig hannaupene også drepte hjort. I de nordre delene av studieområdene utgjorde sau 12 % av drepte byttedyr på vinterstid for hanner og 3 % for hunngauper med unger. Til dels dreide dette seg om sau drept på innmark (25 lam drept av fire merka gauper), men seks av gaupene også tok sau og geiter i utmarka etter sanking på senhøsten og vinteren. Analyser av gaupenes byttedyrvalg viste at sannsynligheten for at en sau ble drept ble bestemt av en kombinert effekt av tettheten av både sau og rådyr. Sannsynligheten for at gaupe drepte sau økte med økende tetthet av sau og med minkende tetthet av rådyr (Figur 6). Vi fant også en effekt av kjønn og reproduktiv status. Det var større sannsynlighet for at hanner og hunner med unger drepte sau enn enslige hunngauper.

Figur 6. Effekten av rådyrtetthet og sauetetthet (antall/km²) på sannsynligheten for at et byttedyr drept av gaupe er en sau på sommerstid Østafjells [27].



I områder med lite alternative store byttedyr kan sau være det viktigste byttedyret for gaupa. Foto: viltkamera.nina.no.

I de nordre delene av Buskerud og Telemark utgjorde sau 12% av drepte byttedyr også på vinterstid for hannaupene. Dette var sau drept på innmark, men flere av gaupene fant også sau i utmarka om vinteren. Her spiser hunngaupa F218 på en sau i Hallingdal. Foto: Torbjørn Martinsen.



Troms og Finnmark

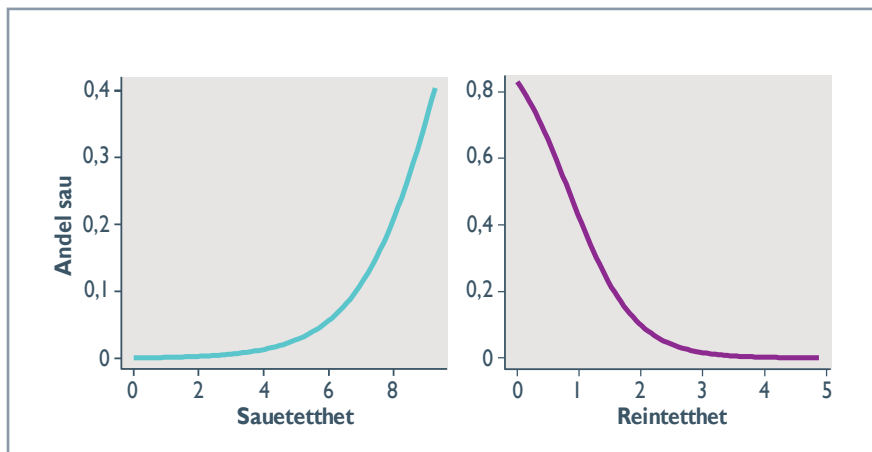
For gaupene i Troms og Finnmark er tamrein det eneste alternative store byttedyret til sau. Siden 2008 har vi fulgt 17 gauper med GPS-sender i Nord-Troms og Finnmark med tilgang til sau innenfor reviret. I løpet av 1115 døgn fant vi 274 reinsdyr og 47 sau drept av disse gaupene. I tillegg spiste de 1 elgkalv, 35 harer, 16 ryper, 7 rødrev, 6 orrfugl og 10 mindre fugler og pattedyr.

Gaupene i nord viste en sterk preferanse for tamrein, mens sau ble drept mindre enn forventet ut fra den relative tilgjengeligheten [17]. Sannsynligheten for at en gaupe drepte sau økte med økende tetthet av sau og minket med økende tetthet av rein (**Figur 7**). Men sannsynligheten for at et bytte var en sau snarere enn en rein var generelt lav på tvers av alle byttedyrtettheter. Gaupene begynte kun å vise en preferanse for sau ved en kombinasjon av lave reintettheter og svært høye sauetettheter.

Tetthet av alternative byttedyr styrer forekomsten av sau i dietten

Det er logisk å forvente et større tap av husdyr i områder med få eller ingen naturlige byttedyr. I følge klassisk rovdyr-byttedyrteori vil et rovdyr foretrekke det byttedyret som til enhver tid gir mest gevinst [28]. Tamsauen mangler i stor grad de naturlige

Figur 7. Sannsynligheten for at et byttedyr drept av gaupe sommerstid i Troms og Finnmark er en sau, relatert til sauetetthet og reintetthet (individ/km²). Byttedyrtetthet er angitt som kvadratroten av tetthet (dvs. 2=4 og 10=100) [17].



forsvarsmekanismene mot rovdyr, og er et enkelt bytte for gaupa. I motsetning til det man kanskje kan forvente er likevel ikke sau et foretrukket byttedyr i forhold til rådyr og tamrein ved lignende tettheter.

I sør som i nord ser vi altså at gaupa i stor grad selekterer hjortevilt som rådyr og tamrein, og at andel sau i dietten er sterkt avhengig av tettheten av disse alternative byttedyrene kombinert med tetthet av sau. Både en tidligere studie og en pågående studie av predasjonsatferden hos gaupe i Midt-Norge har vist en relativt lav forekomst av sau i gaupas diett i forhold til andre byttedyr [13, 29]. Tilsvarende studier lenger sør i Europa viser det samme mønsteret [30–35]. Andelen sau i dietten er relativt beskjedent i områder med god tilgang på alternative byttedyr og en klumpvis fordeling av sauebeiter i landskapet.

*I Sør-Norge fant vi at andel sau i dietten til gaupene er sterkt avhengig av tettheten av rådyr.
Foto: Lars Gangås.*



Mekanismene bak gaupenes predasjon på sau

I Sør-Norge fant vi at gaupenes kjønn, og variasjon i tetthet av både rådyr og sau er faktorer som påvirker gaupenes drapstakt på sau. De høyeste drapstaktene finner vi for hanngauper i områder med lave tettheter av rådyr og høye tettheter av sau. Når tetthet av rådyr øker og sauetetthet minker, så dreper gaupene færre sau per tidsenhet. I nord fant vi ingen forskjell mellom kjønnene, men også her øker sannsynligheten for at gaupene dreper sau med minkende tetthet av tamrein.

De fleste gauper vil kunne drepe sau. I dette studiet fant vi ikke spesielle "problemindivider", selv om vi observerte individuelle variasjoner i drapstakt som ikke kan forklares av kjønn eller byttedyrtetthet. Sau på beite bak gjerdet reduserer antall møter mellom gaupe og sau, og dermed reduseres gaupas drapstakt på sau.

Hvilke gauper dreper sau?

Uttak av såkalte "skadegjørere" eller "problemindivider" er, sammen med ulike former for tilsyn, det tapsreducerende tiltaket det har blitt satset mest på i Norge de siste tiårene. Effekten av uttak av "skadegjørere" forutsetter at det faktisk finnes individer som forårsaker flere problemer enn andre individer i bestanden. Dette kan i prinsippet skje ved at det finnes gauper som gjør mer skade enn andre gauper innen en sammenhengende bestand. Alternativt kan et "problemindivid" anses å være ei gaupe med tilgang på sau, for eksempel ei gaupe utenfor en av gaupesonene [36]. Et av målene med forskningen har derfor vært å teste om det finnes individuelle gauper som forårsaker flere problemer enn andre innen en bestand.

43 av gaupene i Sør-Norge som ble fulgt intensivt i mer enn 2 uker i beitesesongen hadde tilgang til frittgående sau innenfor reviret. 26 av disse 43 gaupene drepte sau, hvorav 18 (78 %) av hanngaupene og 8 av hunngaupene (20 %). De 5 hanngaupene som ikke drepte sau befant seg alle i områder med høye tettheter av rådyr og lave tettheter av sau. Femten (10 %) av 154 registrerte drapssituasjoner på sau involvert drap av mer enn en sau (2–5 sauer), og all overskuddsdreping ble gjort av hanngauper [15, 37]. De høyeste drapstaktene på sau ble funnet for hanngauper i de to områdene med lavest rådyrtetthet og høyest sauetetthet (**Tabell 3**), der hanngauper i gjennomsnitt drept åtte og seks sauer per 30 dager.

*Hanngaupene dreper sau oftere enn hunngauper.
Her representert ved hanngaupa MI22 i
Østerdalen. Foto: Lars Gangås.*



I Troms og Finnmark drepte 9 av 17 gauper sau. Her var drapstaktene på sau generelt lave, og vi fant ingen signifikant forskjell i drapstakt mellom kjønnene. Gjennomsnittlig drapstakt på sau var 1,2 sau/30 døgn (± 0.25 SE). Til sammenligning drepte gaupene i gjennomsnitt 7,1 tamrein/30 døgn (± 0.88 SE) på sommerstid [17].

Eksistensen av problemindivider forutsetter at rovdyr kan ha individuelle forskjeller i atferden. Gode data på individuelle forskjeller i predasjonsatferd er vanskelig å skaffe. For det første er store rovdyr generelt vanskelig å studere, og for det andre skjer predasjon forholdsvis sjeldent. Det er derfor vanskelig å samle nok data på enkeltindivid til å kvantifisere individuelle forskjeller i predasjonsatferd, men det finnes eksempler på individuelle atferdstrekk hos puma, leopard og løver fra litteraturen [38–40]. I dette studiet fant vi ikke spesielle “problemindivider” under norske forhold med frittgående og ubeskyttet

Tabell 3. Gjennomsnittlig antall sau drept per 30 døgn og estimerte tettheter av lam og rådyr innenfor sommerreviret til gauper fulgt med sendere i Norge somrene 1995–2013 [15, 17]. Standardavvik i parentes.

Studieområde	Kjønn	Gauper*Sesong	Andel gauper involvert i predasjon på sau (antall gauper fulgt)	Gjennomsnittlig sau per km ²	Gjennomsnittlig rådyr / tamrein per km ²	Sau drept per 30 døgn
Østerdalen	Hann	9	83 % (6)	1,3 ($\pm 2,6$)	0,2 ($\pm 0,2$)	7,9 ($\pm 8,6$)
	Hunn	14	8 % (12)	1,0 ($\pm 1,1$)	1,1 ($\pm 1,3$)	0,2 ($\pm 0,7$)
Akershus	Hann	5	25 % (4)	1,8 ($\pm 2,5$)	3,5 ($\pm 1,8$)	0,4 ($\pm 1,8$)
	Hunn	3	33 % (3)	1,9 ($\pm 2,4$)	2,2 ($\pm 1,1$)	0,8 ($\pm 1,4$)
Østafjells nord	Hann	8	100 % (8)	3,2 ($\pm 1,8$)	0,6 ($\pm 0,4$)	5,9 ($\pm 3,1$)
	Hunn	7	83 % (6)	5,2 ($\pm 3,0$)	0,4 ($\pm 0,3$)	2,4 ($\pm 1,8$)
Østafjells sør	Hann	6	67 % (6)	1,1 ($\pm 0,7$)	3,2 ($\pm 1,4$)	1,9 ($\pm 1,6$)
	Hunn	3	33 % (3)	1,5 ($\pm 0,9$)	2,7 ($\pm 2,1$)	0,9 ($\pm 1,6$)
Troms & Finnmark	Hann	16	50 % (6)	8,5 ($\pm 3,8$) ¹	12,3 ($\pm 5,4$)	0,9 ($\pm 0,4$)
	Hunn	23	55 % (11)	8,1 ($\pm 5,7$) ¹	11,1 ($\pm 4,6$)	1,5 ($\pm 0,4$)

¹Sauetetthet i beiteområdene som overlapper med sommerreviret til gaupe. I sør er sauetetthet angitt som tetthet av sau innenfor hele sommerreviret.

sau, men vi observerer individuelle variasjoner i drapstakt som ikke kan forklares av kjønn eller byttedyrtetthet. Driftsteknikken i husdyrholdet kan i teorien påvirke eksistensen av problemindivider. I et beitesystem der husdyra er konstant under oppsyn, holdt på åpne flater og/eller i et nattkve, krever predasjon på husdyr at rovdyret har utviklet en spesialisert atferd. Rovdyret må forsere gjeteren og eventuelle vokterhunder, bevege seg ut i åpent terreng eller krysse fysiske barrierer for å kunne drepe husdyret. Det har blitt hevdet at en slik atferd krever en læringsprosess. I Norge har vi et beitesystem der sauene går fritt, uten kontinuerlig tilsyn, i de samme habitat som rovdyrene forflytter seg i jakt på ville byttedyr. Det er dermed lite som skiller sauene fra rovdyrenes naturlige byttedyr, bortsett fra at sau er lettere å drepe. En jevn fordeling av sau innenfor hele rovdyrets normale leveområde øker også antall møter mellom rovdyr og sau, uten at rovdyret behøver å utvikle en spesialisert søkeatferd. Hvis alle individer har anledning til å drepe husdyr, uten å utvikle en spesialisert atferd, er det mindre sannsynlig at det utvikles spesielle problemindivider.

I studieområdene i Sør-Norge drepte hanngaupene sau oftere enn hunngauper, gitt de samme økologiske betingelsene. Det er gjennomført få sammenlignbare studier av predasjon på husdyr basert på intensiv oppfølging av radiomerkede rovdyr, men studier av blant annet leopard, puma og svartbjørn viser også at hanner er mest involvert i predasjon på husdyr [39, 41, 42]. Amerikanske forskere har vist at voksne coyoter i par, og særlig hanner, drepte mer sau enn unge, enslige eller hunndyr [43–46]. Selv om begge kjønn dreper husdyr, synes det å være en nærmest universell trend at hanner er mer representert enn hunner blant individer skutt eller fanget som en følge av husdyrdrap [36]. Dette gjelder for mange ensliglevende arter som puma, jaguar, leopard, løve, grizzlybjørn og svartbjørn, men ikke for sosiale arter som ulv.

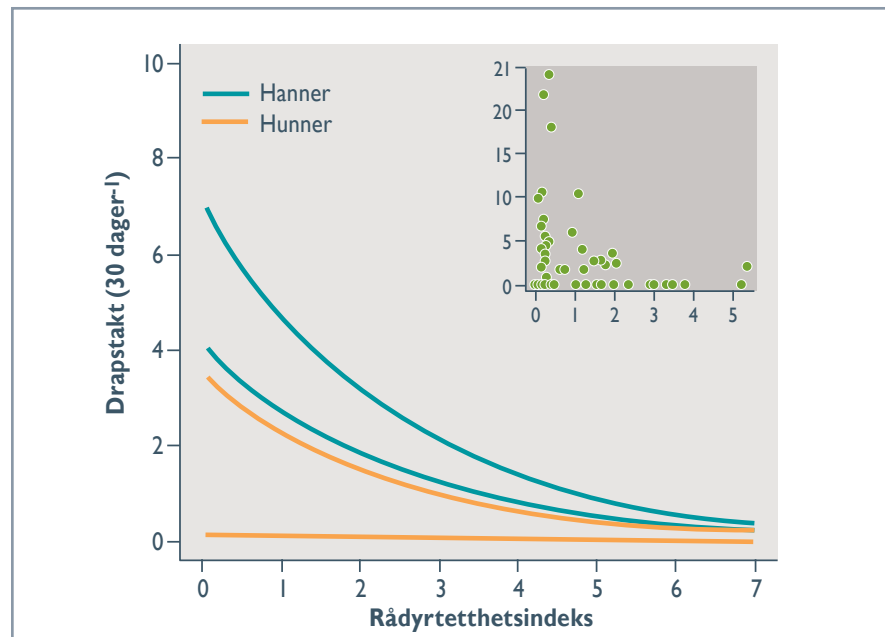
Det faktum at hanngauper drepte sauer oftere enn hunngaupene kan delvis forklares med de større leveområder hos hanngauper enn hos hunngauper [3, 47]. Hanner forflytter seg raskere og over større områder, og dermed støter de oftere på sauer enn hunngaupene. Hanngaupene var også ansvarlig for alle tilfeller av overskuddsdreping. En annen forklaring kan også være knyttet til at hannene har en større tendens til å ta større risiko enn hunngaupene [48, 49].

Tetthet til alternative byttedyr forklarer variasjon i drapstakt på sau

Mange studier verden over har forsøkt å identifisere faktorer som påvirker tap av husdyr til rovdyr (se litteraturoversikter i [36, 49–52]). I Sør-Norge varierte drapstaktene med endring i sauetetthet og rådyrtetthet [15]. De høyeste drapstaktene fant vi for hanngauper i områder med høye tettheter av sau og lave tettheter av rådyr (**Figur 8**). Når tetthet av rådyr øker og sauetetthet minker, dreper gaupene færre sau per tidsenhet.

Dette står tilsynelatende i motsetning til resultatene fra Østerdalen (over) der vi fant at lammetapene var høyest i områder med gode rådyrhabitat [26]. Det hele kan imidlertid forklares med at ulike prosesser skjer på ulik skala. På stor skala, leveområdeskala, kan lave tettheter av ville byttedyr øke gaupas predasjon på sau for å kompensere for de lave tetthetene av de prefererte rådyrene. På liten skala (innenfor et leveområde) vil rovdyrene bruke mest tid i habitatene med høyest tetthet av rådyr, og dermed støtte oftere på sau i disse områdene.

Figur 8. Predikert drapstakt på sau gitt ulik rådyrtetthet og sauetetthet for hanngauper (blå linje) og hunngauper (oransje linje). Øvre linje for hvert kjønn er predikert drapstakt ved høy sauetetthet (95 %-persentilen av observerte lammetettheter: 6,6 lam/km²) og laveste linje for hvert kjønn er predikert drapstakt ved lav sauetetthet (5 %-persentilen av observerte lammetettheter: 0,1 lam/km²). Spredningsdiagrammet i øvre høyre hjørne representerer rådata.

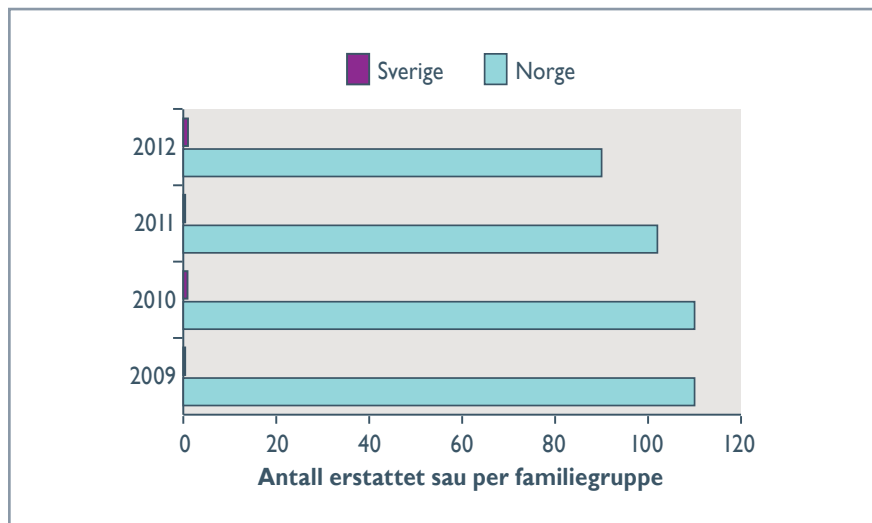


Når tetthet av rådyr øker og sauetetthet minker, så dreper gaupene færre sau per tidsenhet. Foto: Louise McNutt.



Fordeling av sau styrer drapstakt

Gaupas drapstakt på sau ser altså i stor grad ut til å være styrt av antall møter mellom gaupe og sau. Sau på beite bak gjerder vil redusere antall møter, og dermed redusere gaupas drapstakt på sau. Som nevnt overfor drepte ingen av de 15 gaupene vi fulgte intensivt i Akershus sau bak gjerder. I en tilsvarende studie fra Jurafjellene i Frankrike, et område der sauen beiter bak gjerder, har gaupene en betydelig lavere drapstakt sammenlignet med gaupene i Norge (gjennomsnitt 2,5 sau per 100 døgn) [31]. Effekten av å ha sau bak gjerder kan også illustreres ved å sammenligne antall erstattede sau drept av gaupe i Norge mot Sverige. I perioden 2009–2012 beitet i gjennomsnitt 584 000 sau og lam i Sverige i stor grad bak gjerder [53]. En gaupebestand på mellom 213 og 290 familiegupper drepte fra 109 til 231 sau [54–62], noe som i tilsvarer fra 0,4 til 1,0 sau drept per familieguppe (Figur 9). I regionene i Norge med mål om ynglende gaupe beitet det i gjennomsnitt 1 055 000 sau og lam på utmarksbeite (medlemmer av organisert beitebruk) i samme periode [63]. I samme periode ble det her erstattet fra 6 229 til 10 093 sau og lam drept av gaupe, noe som tilsvarer fra 90,4 til 109,8 sau drept per familieguppe [6] (Figur 9).



Figur 9. Antall erstattede sau drept av gaupe per familieguppe i Norge og Sverige i 2009 til 2012.

Gaupa i Sør-Norge beveger seg sjeldent over skoggrensa, og flytting av sau bort fra skogsbeite vil kunne ha en god effekt og langsiktig tapsreducerende effekt, forutsatt at det ikke er jerv i området [64]. Tilgang til innmarksbeite og beiteareal i fjellet vil selvfølgelig være en begrensende faktor for i hvilket omfang disse tiltakene kan benyttes.

Gaupa i Sør-Norge beveger seg sjeldent over skoggrensa, og flytting av sau bort fra skogsbeite vil kunne ha en langsiktig tapsreducerende effekt i mange områder.

Foto: John Linnell.



Effekten av kvotejakt og skadefelling av gaupe på tap av sau

Gitt at dagens praksis med å sende sau ubeskyttet på beite opprettholdes er det størrelsen på gaupebestanden som vil være bestemmende for nivået på lammetapene. I områder med en sammenhengende bestand av gauper ser vi at den lokale effekten av å skyte gauper på tap av sau er kortvarig. Utenfor områder med sammenhengende bestander av rovdyr vil den tapsreducerende effekten av et uttak være mer langvarig.

I Norge er det i dag to prinsipielle regimer for uttak av gaupe: skadefelling eller kvotejakt. Kvotejakta skal i prinsippet virke skadereducerende på stor skala ettersom størrelsen på rovviltbestandene reguleres [65]. Effekten av et uttak av spesifikke skadegjørere forutsetter at det finnes individer som forårsaker flere problemer enn andre dyr i bestanden (se over). For det andre forutsetter et effektivt uttak av spesifikke skadegjørere at uttaket er selektivt, dvs. at det er den faktiske skadegjøreren som blir felt.

Muligheten til å gjennomføre en selektiv skadefelling vil først og fremst være avhengig av hvor lenge rovdyrene oppholder seg i nærheten av en drept sau. På oppdrag for Miljødirektoratet analyserte vi i 2010 data på håndteringstid og forflytninger til radio- eller GPS-merkede gauper i tilknytning til predasjon på sau og tamrein [66]. Vi observerte store forskjeller i håndteringstid, dvs. hvor lenge gaupene utnytter byttet, mellom gauper av ulik status. I gjennomsnitt benyttet ei hunngaue med unge(r) mer enn tre døgn på en sau, mens en hanngaue i gjennomsnitt kun benyttet halve tiden. **Figur 10** viser andelen sauekadavre som blir gjenbesøkt av gauper av ulike kjønn og status fra 1 til 13 døgn etter at byttedyret ble drept. Etter ett døgn returnerte hanngaupene til sauekadavrene i 49 % av tilfellene. Etter 3 døgn returnerte hanngaupene til sauekadavrene i 27 % av tilfellene. Etter 5 døgn returnerte hanngaupene til sauekadavrene i kun 2 % av tilfellene. Hunngauper med unger returnerte til sauekadavre i flere døgn sammenliknet med enslige hunngauper og hanner.

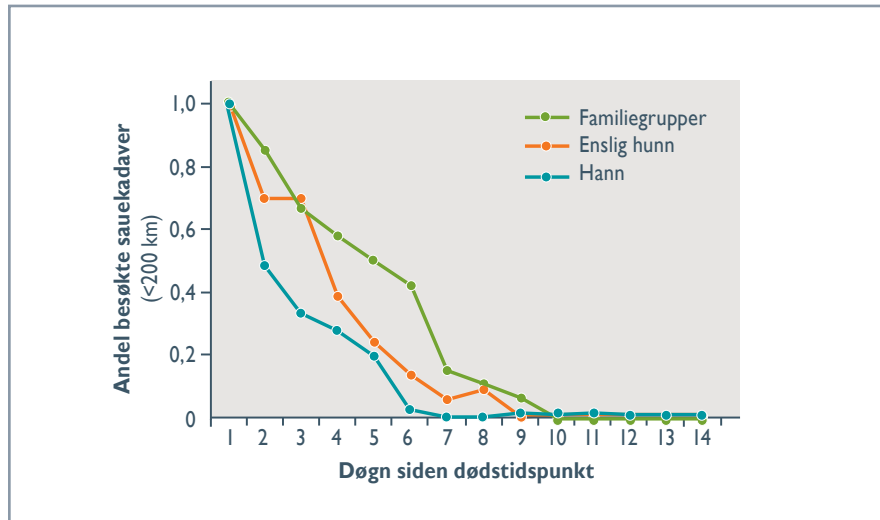
Størrelsen på gaupebestanden vil være bestemmende for nivået på lammetapene. I områder med en sammenhengende bestand av gauper ser vi at den lokale effekten av å skyte gauper på tap av sau er kortvarig. Utenfor områder med sammenhengende bestander av rovdyr vil den tapsreducerende effekten av et uttak være mer langvarig. Foto: Lars Krempig.



Analysene viser at et uttak av "skadegjørere" må skje kort tid etter at sau blir drept av gaupe for at et uttak skal være selektivt, dvs. at det er den faktiske skadegjøreren som blir felt. I snitt benyttet gaupene rundt to døgn fra de drepte en sau til de forlot byttedyret for godt. Etter tre døgn var to av tre gauper ferdig med kadaveret. I beitesesongen vil dermed sjansen for å felle ei hunngaue med avhengige unger i en nødvergesituasjon faktisk være større enn å felle en hanngaue på grunn av de observerte atferdsforskjellene mellom kjønnene.

Effekten av uttaket vil avhenge av hvor uttaket skjer i forhold til hovedutbredelsen av rovviltbestanden. I områder med en sammenhengende bestand av gauper ser vi at den lokale effekten av å skyte gauper på tap av sau er kortvarig da ledige revir raskt blir fylt opp av nye gauper som også tar sau. Det samme er vist for jerv og bjørn [67–70], og for andre rovviltbestander internasjonalt [71]. I utkanten av eller utenfor områder med sammenhengende bestander av rovdyr vil den tapsreducerende effekten av et uttak være betydelig større og mer langvarig.

Figur 10. Andel sauekadavre som ble gjenbesøkt av gaupe fra dag 1 (sau blir drept) opp til dag 14 etter at sauen ble drept. Oppdelt på gaupas kjønn og status, familiegrupper (N=34), enslige hunner (N=40) og hanner (N=118) [66].



Vi viste tidligere at de fleste gaupene i en bestand vil kunne drepe sau, og at det dermed er størrelsen på gaupebestanden som vil være bestemmende for nivået på tapene. I en analyse av antall gauper skutt og tap av sau fra Nord-Trøndelag, Hedmark og Telemark så vi nettopp dette [72]. På fylkesnivå ble lammetap relatert til størrelsen på gaupebestanden. Den totale effekten av å fjerne ei gaupe på neste sesongs tap var i snitt 13 lam per hanngaupe og 2 lam per hunngaupe per beitesesong. Effekten varte kun en beitesesong.

Hanngauper bruker ofte kortere tid ved et byttedyr enn ei hunngaupe med unger. Her er hanngaupe M251 i Vestfold.

Foto: viltkamera.nina.no.



Arealbruk og størrelsen på forvaltningssoner

Regional soneforvaltning er krevende. I noen regioner bryter dagens gaupesoner med forutsetningene for at sonering skal fungere tapsreduerende, enten ved at rovdyrsonene ikke er store nok til at gaupebestanden oppholder seg her gjennom hele året, eller ved manglende forebyggende tiltak i sonene.

Sonering har i Norge blitt et viktig forvaltningsverktøy for å redusere konflikten mellom rovdyr og husdyr. I et soneringssystem skilles områder med husdyrproduksjon geografisk fra områder hvor rovdyra sikres vern [73, 74]. En effektiv soneforvaltning er avhengig av at man er i stand til å etablere en "rovdyrsoner" med lavt konfliktpotensiale. Det er en forutsetning at rovdyrsonene er store nok til at rovdyrbestanden oppholder seg i sonen gjennom hele året, og at det gjøres effektive forebyggende tiltak i disse områdene. Videre er det en forutsetning at rovdyrene effektivt blir fjernet fra de prioriterte beiteområdene [3, 52, 73, 74]. Systemet fungerer best med en buffersone mellom de to områdene, der rovdyr ikke får etablere seg.

Stortinget har fastsatt nasjonale mål for antall årlige ynglinger av gaupe, jerv, bjørn og ulv, og bestandsmålene for hver rovviltart er fordelt på de 8 forvaltningsregionene for rovvilt (Figur 2). De ulike rovviltnemndene har så utarbeidet en egen regional forvaltningsplan for rovvilt med en arealdifferensiering av soner i regionen der målsetningene om antall ynglinger skal oppnås, og andre områder der beitedyr er prioritert. I mange regioner har det vært mye diskusjon om størrelsen og plassering av sonene. Kunnskap om størrelsen på leveområdene til rovviltartene i fra ulike deler av Skandinavia er helt vesentlig bakgrunnskunnskap når forvaltningen skal vurdere størrelsen på dagens forvaltningssoner.

Gaupe vandrer over store områder på søk etter mat og maker. Størrelsen på revirene gaupene bruke varierer med hvor du er i Skandinavia, fra i underkant av 200 km² for enkelte gauper i sør i Norge til mer enn 4 000 km² for enkelte gauper i nord.
Foto: Torbjørn Martinsen.

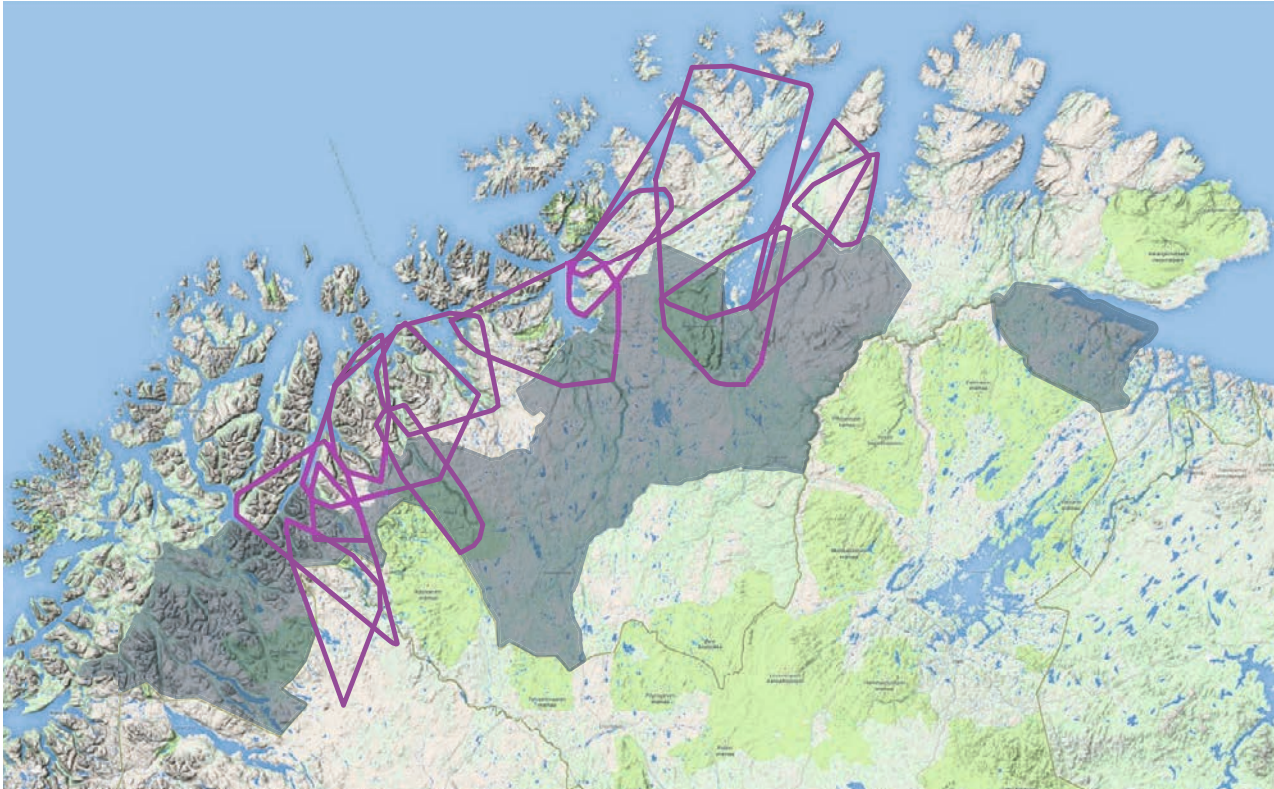


Gaupa befinner seg på toppen av næringskjeden, og de vandrer over store områder på søk etter mat og maker. De mest oppsiktsvekkende resultatene fra våre studier av radio-merkede gauper er relatert til størrelsen på revirene gaupene bruker, og ikke minst hvordan størrelsen på revirene varierer med hvor du er i Skandinavia [3, 47]. Arealene gaupene benytter varierer fra i underkant av 200 km² for enkelte hunngauper i Sør-Norge til mer enn 4000 km² for enkelte gauper i Finnmark og Troms. Dette gir store utfordringer når de regionale forvaltningssonene skal planlegges. Et eksempel er Rovviltregion 8 hvor vi har fulgt 24 voksne gauper siden 2007. Hunngaupene i regionen har benyttet seg av leveområder som i gjennomsnitt er ca. 800 km² store, mens hanngauper har benyttet 1900 km² (areal benyttet i løpet av et år beregnet med 95 % av posisjonene og uten areal av vann). Samtlige 24 gauper vi fulgte hadde leveområder som strakk seg på tvers av den nåværende forvaltningssonen, og det er åpenbart at dagens forvaltningssone er så liten at det er biologisk umulig å opprettholde det pålagte antall gaupeynglinger innenfor sonen (**Figur 11**). Dagens gaupesone bryter dermed en av forutsetningene for at sone-ring skal fungere tapsreduerende, nemlig at rovdyrsonene er store nok til at rovdyrbestanden oppholder seg i sonen gjennom hele året.

I rovviltregionene 2, 3, 4 og 5 i Sør-Norge er gaupene betydelig mindre arealkrevende, og rovviltsonene synes å være store nok i areal til å kunne inneha de fastsatte antall ynglinger.

Som nevnt er det også en forutsetning at det gjøres effektive forebyggende tiltak i gaupesonene. Med unntak av Rovviltregion 5 kan vi ikke se at det har blitt gjort store strukturelle endringer i saueholdet innenfor rovviltsonene i noen av de rovviltregionene vi har jobbet i.

Figur 11. Et utvalg av årlige leveområder (lilla polygon) for voksne hunngauper fulgt med GPS-sendere i Troms og Finnmark fra 2007–2013 i forhold til forvaltningssone (markert grått).



Evaluering av erstatningsordningen for sau drept av gaupe

Dagens erstatningsordning er i stor grad basert på skjønn fra forvaltere og egenmelding fra brukere. Vi gjør her en objektiv beregning av gaupas årlige predasjon på sau basert på kunnskapen om hvor ofte gaupene dreper sau og antall gauper i regionene. Vi viser her at det er store svakheter ved beregningen av tap til gaupe. Vi fant et til dels betydelig sprik når vi sammenliknet vårt beregnede tap av sau til gaupe med det erstattede tap til gaupe for flere av rovviltregionene, men dette spriket varierte i tid og rom. Årsakene til spriket er trolig sammensatt. Det kan eksempelvis skyldes at noe av tapet som blir tilskrevet gaupe faktisk skyldes andre store rovviltarter. Det er også sannsynlig at noe av forklaringen på differansen mellom beregnet og erstattet tap kan ligge i andre tapsårsaker enn de store rovdirene, herunder ulike sykdommer og mindre rovvilt, for eksempel rødrev. Vi anbefaler at et framtidig erstatningssystem baserer seg på en objektiv kartlegging av rovviltisiko og kunnskap om hvor ofte rovdyr dreper sau i ulike landskap.

I tilfeller hvor gaupe, jerv, bjørn, ulv eller kongeørn er årsak til tap av husdyr eller tamrein har dyreeieren en lovfestet rett til full erstatning. Erstatningsutbetalingene for rovvilt-skade er basert på en stor grad av skjønn knyttet til dyrene som ikke er en dokumentert drept av rovvilt. Mer enn 90 % av de samlede erstatningene er basert på en skjønnsmessig vurdering fra Fylkesmannen, og det er til dels stor forskjell mellom rovviltregionene når det gjelder forholdet mellom omsøkt og innvilget erstatning [5].

Et av målene med studiet har vært å evaluere dagens system for erstatning av rovvilt-drept sau. Vi gjør nedenfor beregninger på regionsnivå av gaupas årlige predasjon basert på kunnskap om hvor ofte gaupene dreper sau og antall gauper i regionen. Vi kan så sammenligne et beregnet tap til gaupe med det erstattede tap til gaupe. Beregningen avhenger av gode tall på antall gauper, så først ser vi på overvåkingen av gaupe.

Hvor gode er bestandstallene?

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt ble etablert i 2000 for å sikre at kartlegging og overvåking av rovvilt blir utført på best mulig måte og likt over hele landet. Miljødirektoratet er ansvarlig for programmet, og Rovdata (www.rovdata.no) har siden

I tilfeller hvor gaupe, jerv, bjørn, ulv eller kongeørn er årsak til tap av husdyr eller tamrein har dyreeieren en lovfestet rett til full erstatning. Et av målene med studiet har vært å evaluere dagens system for erstatning av rovvilt-drept sau. Vi gjør en beregning av gaupas årlige predasjon basert på kunnskap om hvor ofte gaupene dreper sau og antall gauper.

Foto: John Linnell.



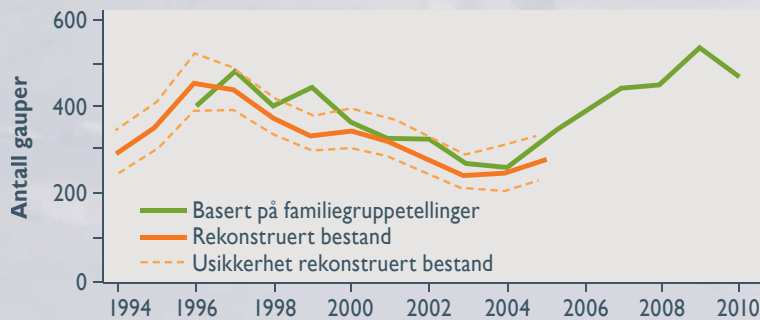
2010 hatt ansvaret for drift og utvikling av programmet. Gaupebestanden i Norge blir hovedsakelig overvåket ved å registrere antall familiegupper (hunndyr i følge med årsonger) hver vinter fra oktober til februar [2, 10, 75]. Observasjoner av familiegupper gjort av publikum akkumuleres gjennom sesongen, og rapporteres inn til Statens naturoppsyn (SNO). Overvåkingen av familiegupper av gaupe er basert på lokal medvirkning, og består i stor grad av innmeldinger til SNO av spor-, bilde- og synsobservasjoner av flere gauper i lag fra oktober til februar. Rovdata beregner antall familiegupper av gaupe før jakt ut fra alle observasjoner (innmeldinger og kvotejakt) ved bruk av såkalte avstandskriterier (AK). AK gir en objektiv tilnærming til klassifisering av antall familiegupper med gaupe basert på gjennomsnittlig maksimale forflytningsavstander hos radiomerkede hunngauper i Skandinavia [75].

Et av målene med forskningen til Scandlynx har vært å evaluere overvåkingsmetodikken. Ved å følge hunngauper med unger der hunngaupa eller en av ungene er merket så kan vi få et mål på andelen av familiegupper som blir meldt inn til SNO i løpet av vinteren. Alt tyder på at de fleste familieguppene blir registrert. Vi har fulgt 41 forskjellige hunngauper med unger i Norge i til sammen hele eller deler av 79 vintre. Kun to (2,5 %) av disse har ikke blitt registrert gjennom overvåkingen. Dette betyr at 97,5 % var registrert, enten ved at de ble meldt inn til SNO (på 1990-tallet til Fylkesmannens rovdyrkontakter) minst en gang i løpet av vinteren og/eller ved at en eller flere av ungene i familieguppen ble skutt i kvotejakta. I tillegg ble to familiegupper som holdt til i grensetraktene kun registrert på svensk side av grensen.

Alle jegere som skyter gaupe er pålagt å levere inn skrotten av dyret til NINA. Her bestemmes alder på alle dyrene ved tannsnitting. Sammen med kunnskap om hvor stor den naturlige dødeligheten er hos gaupe har vi benyttet dette til å beregne størrelsen på gaupebestanden bakover i tid. Disse beregningene lar seg bare gjennomføre på årsklasser hvor vi forventer at så godt som alle dyrene er døde. Dette gjør at vi ikke kan si noe om bestandsstørrelsen de seneste årene, men hvis man går fem år bakover i tid gir rekonstruksjonen en uavhengig beregning av antall gauper i Norge. Vi gjorde beregningene basert på 1019 gauper skutt i Norge i perioden 1994 til 2009, og rekonstruerte den norske gaupebestanden i perioden 1994 til 2005. Bestanden viser en vekst fram mot

en bestandstopp i 1996–1997. Deretter sank bestanden gradvis mot et bunnivå i 2003–2004. Sammenligner vi disse tallene opp mot de offisielle bestandstallene fra Rovdata, ser vi et veldig bra sammenfall mellom de to uavhengige metodene på nasjonal skala (Figur 12). Det er neppe noe land i verden som relativt sett bruker større ressurser enn Norge på å overvåke rovdyra, men det er viktig å huske på at uansett innsats vil tilfeldighetene spille en større rolle på lokal skala sammenliknet med nasjonal skala.

Alt tyder på at de fleste familiegruppene i Norge blir meldt inn til SNO. Vi har fulgt 41 forskjellige hunngauper med unger i Norge i til sammen hele eller deler av 79 vintre. Kun to (2,5%) av disse familiegruppene har ikke blitt registrert. Foto: Thomas Strømseth.



Figur 12. Antall gauper i Norge basert på rekonstruert bestand ut fra aldersbestemte skutte dyr (oransje) og telling av familiegrupper (grønn). De oransje stiplede linjene angir usikkerheten i den rekonstruerte bestanden.



Beregnet tap til gaupe på regionsnivå

Et av målene med dette studiet har vært å gjøre en beregning av antall sau drept av gaupe på regionsnivå basert på objektive kriterier. Vi baserte vår beregning av et årlig antall gaupedrepte sauer på regionsnivå ved å multiplisere antall gauper med individuelle drapstakter på sau etter gitte kriterier (Se **Boks 4** for en beskrivelse av metoden).

Boks 4. Beregning av tap

Vi gjorde en beregning av tap av sau til gaupe ved å multiplisere antall gauper med individuelle drapstakter til gaupe, dvs. antall sau som blir drept pr gaupe per sommer. En utfordring er at overvåkingsprogrammet kun registrerer familiegupper, og at det alltid vil være en del av bestanden som ikke yngler. Det vil alltid være voksne hunner uten avkom, voksne hanner, og ungdyr av begge kjønn på vandring i en bestand. Vi har justert for dette ved å lage en vektning av dataene basert på tilgjengelig kunnskap om bestandssammensetning basert på Andrén mfl. 2002 [50]. Vi benyttet ekstrapoleringsfaktor på 6,24 i omregningen fra antall familiegupper til total bestand i områder med "lav rådyrbestand" i Rovviltregion 2, 3 og 4, og i hele Rovviltregion 8. Vi benyttet ekstrapoleringsfaktor lik 5,48 i omregningen fra antall familiegupper til total bestand i områder med "høy rådyrbestand" i Rovviltregion 2, 3 og 4. Skillet mellom "lav" tetthet av rådyr og "høy" tetthet av rådyr ble gjort basert på avskytingsstatistikk og følger Brøseth mfl. 2003 [9]. Ekstrapoleringsfaktorene er ment å fungere på stor skala, så vi har valgt å gjøre våre analyser på roviltregionsnivå.

Neste utfordringer er at bestandstallene som rapporteres fra Rovdata er antall familiegupper før jakt. Før neste beitesesong har det dermed blitt skutt et varierende antall gauper, og unge gauper har vandret inn og ut av regionen [51, 52]. I tillegg vet vi at antall hunngauper som får fram unger vil variere mellom år [53].

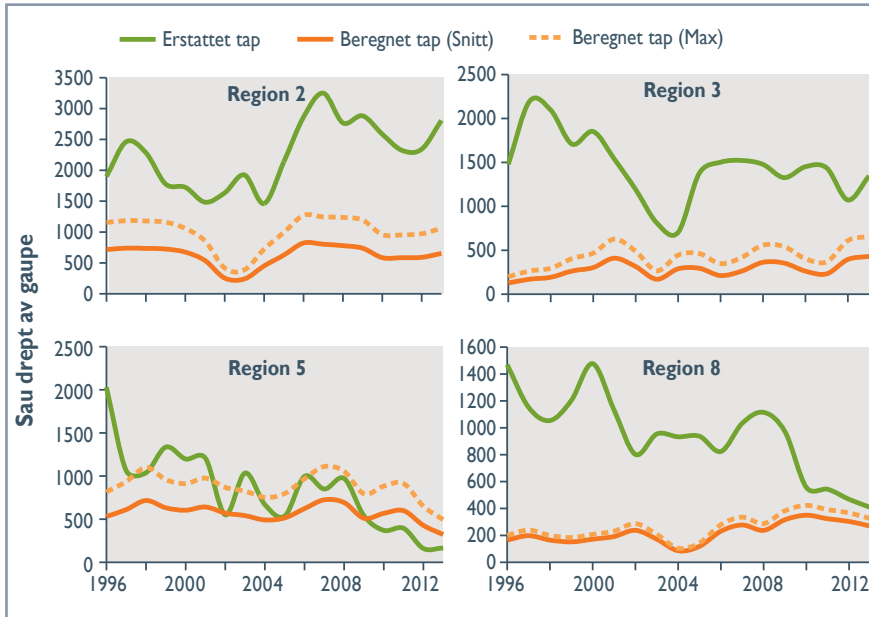
I beregningen av antall gauper i en gitt beitesesong har vi derfor benyttet et flytende toårgjennomsnitt av antall familiegupper vinteren før beitesesongen og vinteren etter beitesesongen for hver region/byttedyrkategori. Vi har videre antatt en lik kjønnsfordeling i bestanden.

Som vi har vist i kapitlene over så varierer de individuelle drapstaktene på sau med kjønn og rådyrtetthet i sør. Vi har derfor benyttet fire drapstakter i Sør-Norge i beregningen, en for hvert kjønn og en for høy/lav rådyrtetthet. I Nord-Norge har vi benyttet 2 drapstakter, en for hvert kjønn. For alle kategorier har vi videre benyttet en gjennomsnittlig drapstakt (sau drept per 100 døgn) for de fire kategoriene, og en høy drapstakt som tilsvarer øvre 95 % konfidensintervall:

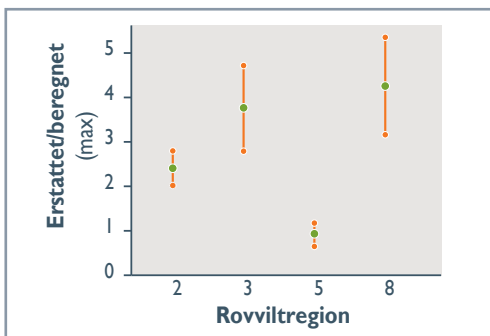
Kategori	Hanner		Hunner	
	Snitt	Maks	Snitt	Maks
Lav rådyrtetthet	26,2	38,3	4,2	7
Høy rådyrtetthet	5,1	8,9	1,7	3,9
Tamrein	4,3	5,2	4,3	5,2

For hver region, og hvert år i perioden 1996–2013, multipliserer vi så drapstakt med antall hanngauper og hunngauper i de ulike byttedyrkategoriene.

Vi fant et til dels betydelig sprik mellom vårt beregnede tap av sau til gaupe mot det erstattede tap til gaupe for Rovviltregion 2, 3 og 8 (Figur 13 og 14) i perioden 1996–2013. Med bruk av "høy drapstakt" (øvre 95 % konfidensintervall av gjennomsnittlig drapstakt), så lå det erstattede antall sau i Rovviltregion 2 fra 1,5 ganger til 5 ganger



Figur 13. Erstattet (tall fra Rovbasen) og beregnet tap av sau til gaupe i 4 roviltregioner. Beregning av tap er basert på antall gauper (data på familiegrupper fra Rovdata) og drapstakt på sau i områder med høy og lav rådyrtetthet innenfor hver region. I Region 8 benyttes samme drapstakt i hele regionen. Både gjennomsnittlig drapstakt og maksimal drapstakt (øvre 95 % konfidensintervall) er vist. Se **Boks 4** for forklaring.



Figur 14. Gjennomsnittlig (95 % konfidensintervall) erstattet / maksimalt beregnet tap av sau i perioden 1996–2013 i fire roviltregioner i Norge. Ved verdien 1 er det erstattede tapet lik det beregnede maksimumstapet.

over det antall vi har beregnet (snitt 2,4, SD $\pm 0,8$) fra 1996 til 2013, og gapet mellom beregnet og erstattet tap økte over tid. I Rovviltregion 3 lå det erstattede antall sau fra 1,5 ganger til 8,3 ganger over det antall vi har beregnet (snitt 3,8, SD $\pm 2,0$) fra 1996 til 2013. I Rovviltregion 8 lå det erstattede antall sau fra 1,3 ganger til 9,0 ganger over det antall vi har beregnet (snitt 4,3, SD $\pm 2,4$) fra 1996 til 2013, og de siste årene har det vært liten forskjell på beregnet og erstattet tap. I Rovviltregion 5 ble det i snitt erstattet noe mindre enn vårt beregnede maksimumstap til gaupe (snitt 0,9, SD $\pm 0,5$). Det har skjedd store endringer i geografisk fordeling av sauebruk i denne regionen i perioden.

Er beregningene våre unøyaktige?

Hva skyldes så dette avviket mellom estimert og erstattet tap, og hvorfor varierer det i tid og rom? Er våre beregninger av drapstakten på sau unøyaktige? Kan avviket skyldes at det finnes mange flere familiegrupper av gauper enn det som blir registrert?

I kapitlet over har vi vist at de aller fleste merkede familiegrupper av gauper blir registrerte minst en gang i løpet av en vinter. Vi har også vist at størrelsen på rekonstruert bestanden samstemte godt med de offisielle bestandstallene på stor skala. Uansett søkeinnsats vil imidlertid tilfældighetene spille en større rolle på regional skala sammenliknet med nasjonal skala, og man kan aldri utelukke at man i enkelte år og enkelte regioner har underestimert (eller overestimert) bestanden med noen få familiegrupper. Det er imidlertid usannsynlig at det eksempelvis i Rovviltregion 2 har vandret opp til 7 ganger flere familiegrupper enn det som er registrert. I 2013 må det ha vært en gaupebestand som tilsvarer ca. 58 familiegrupper i Rovviltregion 2 og 3 til sammen for at erstattet og estimert tap skal være på samme nivå, gitt at våre drapstakter er korrekte. Dette tilsvarer det som ble registrert på landsbasis dette året.

Hva med våre beregninger av hvor ofte gaupene dreper sau? Tilsvarende metodikk som vi har benyttet her for å beregne antall byttedyr drept av de merkede gaupene er benyttet i utallige studier av ulike rovdyrarters predasjon på byttedyr over hele verden [76–87]. Vi kan ikke utelukke at vi for enkelte gauper kan ha underestimert drapstakten på sau. I analysene har vi forsøkt å kompensere for en eventuell underestimering ved også å benytte en "høy drapstakt" i våre beregninger, som tilsvarer øvre 95 % konfidensintervall

av gjennomsnittlig drapstakt. Det er flere ting som taler for at estimatene våre på drapstakt er tilfredsstillende. For det første har det kun skjedd et fåtall ganger på 18 år at det har blitt funnet gaupedrepte sauer av andre folk som kan være etter de radiomerkede gaupene som vi ikke har funnet i de studerte intensivperiodene. Vi finner svært mange mindre byttedyr med vår metodikk, til sammen nesten 600 mindre byttedyr fordelt på 31 arter ned mot smågnagere og spurvefugl i størrelse. Det samme gjelder små reinkalver og rådyrkalver drept av gaupene [17, 24, 88–90]. Det beregnede kjøttinntaket per døgn basert på våre intensivperioder ligger likt eller over tilsvarende estimat fra andre deler av Europa [14, 23, 33]. Det er med andre ord lite sannsynlig at det store avviket mellom beregnet og erstattet tap kan forklares av svakheter med vår metodikk. La oss eksempelvis se på Rovviltregion 2. Hvis vi antar at antall gauper er korrekt, så må vi multiplisere våre drapstakter med 4 for å få beregnet tap i gjennomsnitt likt erstattet tap

Det er lite sannsynlig at avviket mellom beregnet og erstattet tap kun kan forklares av svakheter med vår metodikk. Tilsvarende metodikk er benyttet i utallige studier av ulike rovdyrarters predasjon på byttedyr over hele verden, og vi har funnet nesten 600 mindre byttedyr fordelt på 31 arter ned mot smågnagere og spurvefugl i størrelse. Her har F119 drept en hare i Østerdalen.
Foto: John Linnell.



i regionen. Hanngauper i områdene med lav tetthet av rådyr må dermed i gjennomsnitt drepe 105 sau per beitesesong, noe som er nesten 3 ganger så høyt som den høyeste drapstakten vi har registrert for noe individ i denne regionen. Tilsvarende hypotetisk drapstakt for Rovviltregion 3 er 170 sau drept per hanngaue per sesong. En eventuell underestimering av drapstakten kan heller ikke forklare at avviket mellom beregnet og erstattet tap varierer så voldsomt mellom år, opptil 8 ganger i enkelte regioner.

En test på liten skala – Hallingdal som eksempel

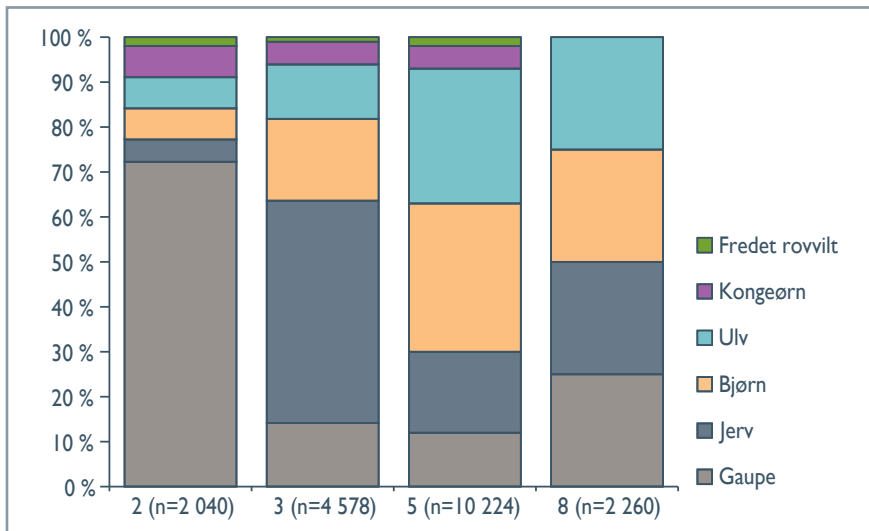
Sommeren (juni–september) 2011 satte vi viltkamera på 30 lokaliteter i kommunene Hol, Ål, Gol, Hemsedal, Nes og Flå. Lokalitetene ble funnet på bakgrunn av erfaringene til lokale folk, samt forflytninger til tidligere GPS-merkede gauper i området. Baserte på flekkmønsteret i pelsen til gaupene kunne vi identifisere et minimumantall gauper. Arealet som ble overvåket var for lite til å lage et fangst–gjenfangst-estimat [13, 91–94]. Vi fikk 20 bilder av gauper i Hallingdal og kunne identifisere 5 ulike individ, 2 hanngauper, 2 hunngauper og en unge. Det er nesten umulig å fange opp alle familiegupper i området sommerstid, da hunngaupene ligger rolig i et lite område i juni og juli. Sporing på snøen i ettertid viste at en hunngaue med unger i Gol/Nes ikke ble registrert av viltkamera. Det var med andre ord minimum 5 voksne gauper og 2 unger i Hallingdal sommeren 2011.

En beregning av tap til gaue med maksimal drapstakt gir et tap på 98 sauer sommeren 2011 i de aktuelle kommunene i Hallingdal. Erstattet tap av sau til gaue i disse kommunene dette året var 360 sauer [6].

Andre forklaringer?

En forklaring på noe av differansen mellom beregnet og erstattet tap kan være at noe av tapet som blir tilskrevet gaue faktisk skyldes andre store roviltarter som jerv, bjørn, ulv eller kongeørn. Rovviltregion 2 er interessant i så måte, da de kun har mål om faste bestander av kongeørn og gaue, og kongeørn utgjør kun en brøkdel av de dokumenterte skadene siden 2000. **Figur 15** viser fordelingen av ulike rovdyr som skadegjørere (dokumentert eller antatt av SNO) for 19 102 sauekadaver i fire regioner siden 2000 [95].

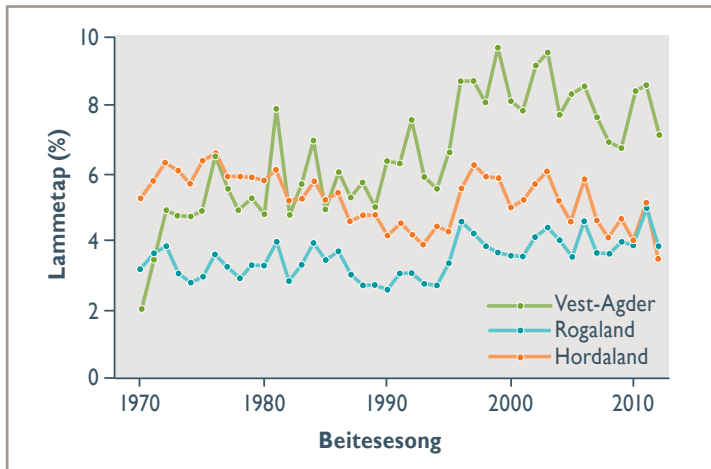
Det er imidlertid også sannsynlig at noe av forklaringen på differansen mellom beregnet og erstattet tap kan ligge i andre tapsårsaker enn de store rovdyrene. En rekke tapsundersøkelser med dødsvarslere har vist at tap kan tilskrives en serie mulige årsaker, herunder ulike sjukdommer/ snyltere, ulykker og mindre rovvilt (**Tabell 4**). Det såkalte "normaltapet" er i dagens erstatningsordning definert som det tap som erfaringsmessig inntreffer i en besetning på utmarksbeite uten forekomst av rovvilt [5]. Normaltapssatsene som brukes av fylkesmennene i erstatningsvurderingen er basert på tall fra organisert beitebruk tilbake til 1970- og 1980-tallet, en periode en antar at rovvilttrykket var lavt eller fraværende. Det er ikke gitt at de normaltapstall som skrives seg fra denne perioden har full gyldighet i dag, og det er ikke å forvente at normaltapet er konstant mellom år og mellom områder. Tall fra organisert beitebruk viser eksempelvis at det fylkesvise lammetapet i flere fylker på Vestlandet med svært liten forekomst av store rovdyr har variert fra 2 til 10 % (**Figur 16**). Bestanden av rødvrev kan ha endret seg i antall og utbredelse siden 1970-tallet (når skabb hadde desimert bestanden). Endringer i klima vil kunne hatt effekter på beiteressurser og forekomst av sykdommer som sjudogg, alveld, fluelarver mv. [96–104]. I en ny studie basert på rapporterte tap blant sau i organisert beitebruk i Norge i 11 år fant Mabilie mfl. [105] at variasjon i lammetap på sommerbeite ble delvis forklart av tetthet av de store



Figur 15. Fordelingen av ulike rovdyr som skadegjørere (dokumentert eller antatt etter at SNO har undersøkt kadaver og funnområde) for 19 102 sau og lam i fire rovviltregioner siden 2000 [95].

Tabell 4. Oversikt over telemetribaserte studier av dødelighet på sau i Norge. Antall lam med dødsvarsler, og andel (%) av lam drept av store rovdyr (gaupe, jerv, bjørn, ulv, kongeørn) og andre dødsårsaker (rødrev, sykdom, ulykker, hunder (Studiene ble sammenstilt av Nina Eide, Norsk institutt for naturforskning).

Fylke	År	Antall lam med dødsvarsler	Tap (%) forårsaket av store rovdyr og kongeørn	Tap (%) ikke forårsaket av store rovdyr og kongeørn ("normaltap")	Ukjent tapsårsak (%)	Referanse
Aust-Agder	1996	268	4,5	6,3	1,1	[109]
Buskerud	2007	182	14,8	1,1	2,7	[110]
Buskerud	2008	177	12,4	0,6	1,1	[111]
Buskerud og Akershus	2002	317	13,2	5	3,2	[112]
Buskerud og Akershus	2003	299	3	6,4	2,3	[113]
Hedmark	1988	315	3,8	1,9	0	[114–116]
Hedmark	1989	291	5,2	3,8	0	[114, 116, 117]
Hedmark	1990	325	0,9	1,2	0,3	[114, 116]
Hordaland	1991	362	0,8	3,9	0,3	[114, 118]
Møre og Romsdal	1999	250	0,4	9,6	2,8	[100, 119]
Møre og Romsdal	2000	301	3	5,3	0,7	[100, 119]
Møre og Romsdal	2001	362	1,7	7,5	0,6	[120]
Nordland	2001	284	1,4	3,9	2,1	[121, 122]
Nordland	2002	300	13	3	1,7	[123]
Nordland	2006	272	0	9,2	10,3	[124]
Nordland	2007	340	1,2	2,1	0,9	[125]
Nord-Trøndelag	1992	346	0,6	0,6	1,2	[114, 126]
Nord-Trøndelag	1994	339	5,3	4,4	1,2	[127]
Nord-Trøndelag	1997	295	1,4	5,4	0	[128, 129]
Nord-Trøndelag	1998	295	1,7	4,4	0	[128]
Nord-Trøndelag	1998	97	1	5,2	0	[128]
Nord-Trøndelag	2001	350	8,3	2,6	0	[130]
Nord-Trøndelag	2005	331	21,1	1,8	6,6	[131]
Oppland	1997	267	6,4	3,7	0,7	[132]
Rogaland	1998	271	1,1	4,8	0,4	[133]
Rogaland og Vest-Agder	2006	314	0,3	3,5	0,6	[134]
Sør-Trøndelag	2004	246	1,2	2,4	2	[135]
Sør-Trøndelag	2005	296	0	0	0	[135]
Telemark	2009	528	1,1	0,8	2,1	[136]
Troms	1999	253	9,9	4	0,4	[101]
Troms	2005	283	1,1	1,1	1,1	[137]
Troms	2006	448	0,2	1,6	2,2	[138]
Troms	2009	217	0,5	0,9	0	[139]



Figur 16. Det fylkesvise rapporterte lammetapet (%) i tre vestlandsfylker fra 1970–2012. Data fra organisert beitebruk [63]

rovdirene, men i tillegg var lammetapet sterkt knyttet til tilgjengelighet av beiteressurser og klimatiske forhold. Tilsvarende forhold er godt dokumentert fra reindriftnæringen i både Norge og Sverige [106, 107]. Det er et behov for en bred kartlegging av årsaker til sauetap utover store rovdyr i Norge, og hvordan dette tapet varierer.

Dagens erstatningssystem er i stor grad basert på egenmeldinger og tillit. Det er brukerne selv som leverer tallmateriale på antall dyr sluppet og tap av sau og lam til erstatningsordningene, og det finnes ingen helhetlig offentlig kontroll med grunnlagsdata [5]. Dette er også påpekt av Riksrevisjonen [108]. Noe av forklaringen på differansen mellom beregnet og erstattet tap kan være knyttet til at dagens erstatningssystem er basert på selvrapportering. Det eksisterer ikke data på hvor utbredt eventuell feilrapportering er.

Et nytt erstatningssystem?

Dagens erstatningsordning er i stor grad basert på skjønn fra forvaltere og egenmelding fra brukere, og vi viser her at erstattet tap av sau til gaupe generelt er betydelig høyere enn det beregnede tapet til gaupe basert på antallet dyr og drapstakter. Ordningen fremmer ikke målet om lave tapstall, da satsene som ytes per erstattet dyr ligger godt over slaktepris. Ordningen gir dermed ikke de nødvendige insentiv til å gjennomføre effektive tapsreducerende tiltak.

Predasjon på husdyr er et problem også i andre land (se oversikter i [50–52, 140, 141]), men det relative nivået på konflikten i Norge er svært høy i forhold til våre relativt små rovdyrbestander (se avsnittet over om tap av sau i Sverige). Mye arbeid er gjort internasjonalt gjennom erfaring fra praktisk forvaltning og forskning for å utvikle måter å kompensere tap av husdyr til rovdyr [142–150]. Det ideelle erstatningssystemet har blitt beskrevet som rettferdig, gjennomiktig, effektivt, og et system som stimulerer til ønskede utfall.

Dagens norske erstatningssystem kan anses som rettferdig for de berørte saueprodusentene ved at de får økonomisk kompensasjon for mer enn den direkte kjøttverdien av tapte dyr, og ved at flere dyr blir erstattet enn det som kan dokumenteres. Dagens system er ikke gjennomiktig, da det i stor grad er basert på en kombinasjon av egenrapportering og byråkratisk skjønn. Systemet må anses å være ineffektivt på grunn av de store kostnadene knyttet til bl.a. kadaverundersøkelse av rovvilt drepte sau og behandling av erstatningssøknader. Dagens system stimulerer heller ikke til endringer i husdyrholdet som er nødvendige for å få ned tapene.

Mange land gjør som Norge, og betaler for tapte husdyr, men systemene varierer på en rekke måter. Eksempelvis kan de (1) kreve en høyere grad av dokumentasjon, og kun erstatte dyr som er bekreftet drept av rovdyr. Videre kan enkelte (2) kreve at produsentene betaler en egenandel, (3) kreve at produsentene forsikrer husdyrene, eller (4) kreve at det er benyttet tapsreducerende tiltak. Disse elementene, som mangler i Norge, er ment å fremme rettferdighet, gjennomsiktighet og stimulere til driftsformer som er forenlig med forekomst av store rovdyr.

Enkelte andre land utforsker måter for en mer risikobasert kompensasjon basert på rovviltforekomst. Dette kan være systemer som betaler en sum for antall rovdyr i et område, snarere enn å forsøke å erstatte døde husdyr (for eksempel Sverige). Et nytt risikobasert erstatningssystem basert på kunnskap om hvor ofte rovdirene dreper tamrein i ulike landskapstyper og reindriftsfaglige vurderinger er foreslått for tamrein i Norge [151–153]. Herfindal mfl. (2011) vurderte om tilgjengelige forskningsdata kunne brukes til modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt i Skandinavia [152]. Rapporten konkluderte med at det var mulig å modellere tap av rein til rovvilt med bakgrunn i

forskningsdata, men at datagrunnlaget for enkelte regioner og arter var utilstrekkelig slik at modellen på det tidspunktet ikke ville gi sikre estimater. Blant annet ble det pekt på at gode data på drapsrater på rein kun var tilgjengelig for gaupe og jerv. Vi har nå kunnskapen som skal til for å designe et risikobasert erstatningssystem for erstatning av gaupepredasjon på sau. Systemet vil ha fordelen av lavere transaksjonskostnader (ingen undersøkelse av kadavre m.m.), en høyere grad av rettferdighet og en stor grad av gjennomsiktighet (fordi man er avhengig av data fra rovdryvervåking som kan evalueres). I tillegg vil systemet kunne stimulere til bedre dyrehold da den beste måten å maksimere profitt på er å beskytte både husdyr og rovdyr. Før et risikobasert erstatningssystem eventuell kan implementeres for andre rovviltarter (jerv, kongeørn, bjørn og ulv) er man avhengig av tilsvarende kunnskap om forflytningsmønstre og drapsrater på sau for disse rovviltartene.

Vi har nå kunnskapen som skal til for å designe risikobasert erstatningssystem for erstatning av gaupepredasjon på sau basert på kunnskap om hvor ofte gaupe dreper sau i ulike landskapstyper og antall gauper. Foto John Linnell.





Veien videre

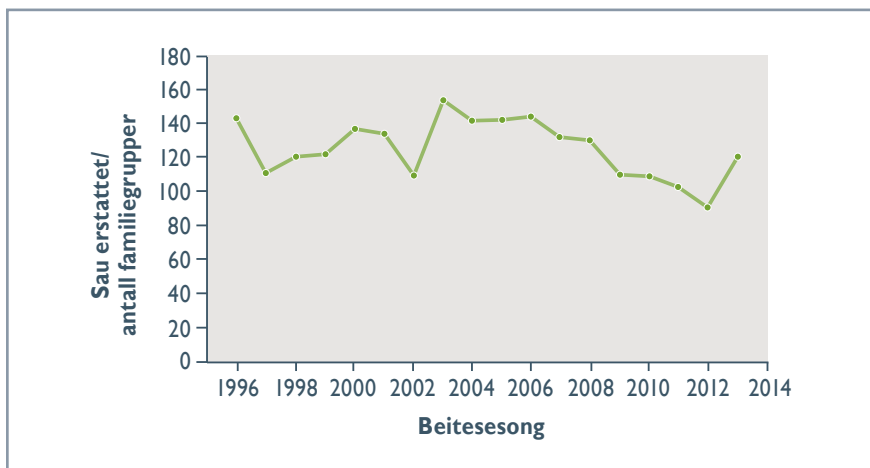
Saueproduksjon i Norge har, og vil fortsatt ha, en viktig rolle i matproduksjonen, vedlikehold av kulturlandskap og som næring i utkantstrøk. Vi har nå kunnskapen som skal til for å redusere denne pågående konflikten mellom gaupe og saueproduksjon. Vi har vist at uten endringer i saueholdet vil de regionale bestandsmålene for gaupe være bestemmende for nivået på tapene av sau. Dette kan også illustreres ved å se på de små endringene som har skjedd i antall erstattede sauer per familiegruppe av gaupe de siste 19 årene (Figur 17).

En forutsetning for reduserte tap er at det gjøres endringer i saueholdet som reduserer antall møter mellom gauper og sau i de forvaltningssonene der bestander av gaupe (og de andre store rovdyrene) skal prioriteres. Dette kan enten skje ved at sau beiter bak gjerder i gaupeprioriterte områder, ved flytting av sau bort fra skogsbeite eller ved omlegging til andre former for husdyrhold. En annen viktig forutsetning er at de gaupeprioriterte forvaltningssonene er store nok til at det vedtatte antall gauper oppholder seg i sonene gjennom hele året, og at de ulike rovviltregionene koordinerer plasseringen av sonene seg i mellom. Det vil selvfølgelig være utfordrende å gjennomføre disse endringene i driftsform. De vil vanskelig la seg gjennomføre uten et erstatningssystem som stimulerer til lavere tap, og det krever statlige tilskudd til omstilling. Dagens situasjon er ikke holdbar verken fra et dyreetisk, økonomisk eller økologisk perspektiv.

En forutsetning for reduserte tap av sau er at det gjøres endringer i saueholdet som reduserer antall møter mellom gauper og sau i de områdene der bestander av gaupe (og de andre store rovdyrene) skal prioriteres. Foto: John Linnell.



Til slutt er det viktig å understreke at de største tapene av sau i utmarka har andre årsaker enn store rovdyr. I Norge tapes anslagsvis 80000–100000 sau og lam av andre årsaker enn store rovdyr. Det er behov for en kartlegging av alle årsaker til sauetap på utmarksbeite.



Figur 17. Sau erstattet som drept av gaupe per familiegruppe i perioden 1996–2013 ([6–8]).

Referanser

1. Anonymous, Rovvilt i norsk natur, in St.meld. nr. 15 (2003-2004) 2003.
2. Linnell, J.D.C., et al., Sustainably Harvesting a Large Carnivore? Development of Eurasian Lynx Populations in Norway During 160 Years of Shifting Policy. *Environmental Management*, 2010. 45(5): p. 1142-1154.
3. Linnell, J.D.C., et al., Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management*, 2001. 27(6): p. 869-879.
4. Bye, A.S., et al., Jordbruk og miljø - Tilstand og utvikling 2013, 2014, Statistics Norway.
5. Anonym, Innstilling fra ekspertutvalg vedrørende endringer i erstatningsordningen for rovviltskade på husdyr. Rapport fra Direktoratet for naturforvaltning, 2011.
6. Anonym. <http://rovbase.no/>. 2014 [cited 2014 1.5.2014].
7. Brøseth, H. and M. Tovmo, Antall familiegrupper, bestands-estimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2014. NINA Rapport, 2014. 1049: p. 19 s.
8. Brøseth, H. and M. Tovmo, Antall familiegrupper, bestands-estimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2013. NINA Rapport, 2013. 960: p. 67s.
9. Brøseth, H., J. Odden, and J.D.C. Linnell, Minimum antall familiegrupper, bestands-estimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2003, in NINA Minirapport2003. p. 1-9.
10. Brøseth, H. and M. Tovmo, Antall familiegrupper, bestands-estimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2012. NINA rapport 2012. 859: p. 23.
11. Linnell, J.D.C., et al., Scandlynx: a vision for coordinated lynx research in Scandinavia. NINA Rapport, 2005. 86: p. 1-26.
12. Odden, J., et al., Framdriftsrapport for det skandinaviske forskningsprosjektet på gaupe 2008 – 2009. NINA Rapport, 2009. 513: p. 1-50.
13. Odden, J., et al., Framdriftsrapport for Scandlynx Norge 2011. NINA Rapport, 2012. 842: p. 1-84.
14. Gervasi, V., et al., The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. *Journal of Zoology*, 2014. 292(3): p. 175-183.
15. Odden, J., E.B. Nilsen, and J.D.C. Linnell, Density of main prey modulates lynx kill rates on free-ranging domestic sheep. *PlosOne*, 2013. 8(11): p. e79261.
16. Bevanger, K., et al., Rovvilt og villrein. En kunnskapsstatus med utgangspunkt i Blefjellområdet. NINA Rapport, 2013. 978: p. 1-57.
17. Mattisson, J., J. Odden, and J.D.C. Linnell, Depredation mechanisms in an ecosystem with no wild ungulate prey: Prey selection by Eurasian lynx on livestock. *Biological conservation*, In revision.
18. Arnemo, J.M., et al., Biomedical protocol for free-ranging brown bears, gray wolves, wolverines and lynx. Report Hedmark University College, 2006.
19. Arnemo, J.M., et al., Risk of capture-related mortality in large free-ranging mammals: experiences from Scandinavia. *Wildlife Biology*, 2006. 12(1): p. 109-113.
20. Arnemo, J.M., et al., Use of intraperitoneal radio-transmitters in lynx *Lynx lynx* kittens: anaesthesia, surgery and behaviour. *Wildlife Biology*, 1999. 5(4): p. 245-250.
21. von Arx, M., et al., Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. KORA Bericht, 2004. 19e: p. 1-330.
22. Jedrzejewski, W., et al., Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Bialowieza Forest) and the Palaearctic viewpoint. *Acta Theriologica*, 1993. 38(4): p. 385-403.
23. Odden, J., J.D.C. Linnell, and R. Andersen, Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research*, 2006. 52(4): p. 237-244.
24. Nilsen, E.B., et al., Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology*, 2009. 78(4): p. 741-751.

25. Melis, C., et al., Roe deer face competing risks between predators along a gradient in abundance. *Ecosphere*, 2013. 4: p. 111.
26. Odden, J., et al., Vulnerability of domestic sheep to lynx depredation in relation to roe deer density. *Journal of Wildlife Management*, 2008. 72(1): p. 276-282.
27. Gervasi, V., et al., Re-evaluation of distance criteria for classification of lynx family groups in Scandinavia. *NINA Report*, 2013. 965: p. 32s.
28. MacArthur, R.H. and E.R. Pianka, On Optimal Use of a Patchy Environment. *The American Naturalist*, 1966. 100(916): p. 603-609.
29. Sunde, P., et al., Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. *Ecography*, 2000. 23: p. 291-298.
30. Stahl, P., et al., Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*, 2001. 38: p. 674-687.
31. Stahl, P., et al., Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology*, 2002. 39: p. 204-216.
32. Weber, J.M. and M. Weissbrodt, Feeding habits of the Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains determined by faecal analysis. *Acta Theriologica*, 1999. 44(3): p. 333-336.
33. Jobin, A., P. Molinari, and U. Breitenmoser, Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica*, 2000. 45(2): p. 243-252.
34. Molinari-Jobin, A., et al., Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 2002. 8(2): p. 109-116.
35. Molinari-Jobin, A., et al., Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology*, 2007. 13(4): p. 393-405.
36. Linnell, J.D.C., et al., Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist? *Wildlife Society Bulletin*, 1999. 27(3): p. 698-705.
37. Odden, J., et al., Lynx depredation on domestic sheep in Norway. *Journal of Wildlife Management*, 2002. 66(1): p. 98-105.
38. Ross, P.I., M.G. Jalkotzy, and M. Festa-Bianchet, Cougar predation on bighorn sheep in southwestern Alberta during winter. *Canadian Journal of Zoology*, 1997. 74: p. 771-775.
39. Mizutani, F., Home range of leopards and their impact on livestock on Kenyan ranches. *Symposia of the Zoological Society of London*, 1993. 65: p. 425-439.
40. Stander, P.E., A suggested management strategy for stock raiding lions in Namibia. *South African Journal of Wildlife Management*, 1990. 20(2): p. 37-43.
41. Jorgensen, C.J., Bear-sheep interactions, Targhee National Forest. *International Conference on Bear Research and Management*, 1983. 5: p. 191-200.
42. Cunningham, S.C., et al., Evaluation of the interaction between mountain lions and cattle in the Aravaipa-Klondyke area of southeast Arizona. *Arizona Game and Fish Department Technical Report*, 1995. 17: p. 1-64.
43. Sacks, B.N. and J.C.C. Neale, Coyote abundance, sheep predation, and wild prey correlates illuminate Mediterranean trophic dynamics. *Journal of Wildlife Management*, 2007. 71(7): p. 2404-2411.
44. Sacks, B.N. and J.C.C. Neale, Foraging strategy of a generalist predator towards a special prey: coyote predation on sheep. *Ecological Applications*, 2002. 12(1): p. 299-306.
45. Sacks, B.N., et al., Territoriality and breeding status of coyotes relative to sheep predation. *Journal of Wildlife Management*, 1999. 63(2): p. 593-605.
46. Neale, J.C.C., et al., a comparison of bobcat and coyote predation on lambs in north-coastal California. *Journal of Wildlife Management*, 1998. 62(2): p. 700-706.
47. Herfindal, I., et al., Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, 2005. 265: p. 63-71.
48. Bunnefeld, N., et al., Risk-taking by Eurasian lynx in a human-dominated landscape: effects of sex and reproductive status. *Journal of Zoology, London*, 2006. 270: p. 31-39.

49. Teichman, K.J., B. Cristescu, and S.E. Nielsen, Does Sex Matter? Temporal and Spatial Patterns of Cougar-Human Conflict in British Columbia. *Plos One*, 2013. 8(9).
50. Baker, P.J., et al., Terrestrial carnivores and human food production: impact and management. *Mammal Review*, 2008. 38(2-3): p. 123-166.
51. Inskip, C. and A. Zimmermann, Review Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx*, 2009. 43(1): p. 18-34.
52. Zimmermann, A., et al., Contemporary views of human-carnivore conflicts on wild rangelands, in *Wild rangelands - conserving wildlife while maintaining livestock in semi-arid ecosystems*, J.T. Du Toit, R. Kock, and J. Deutsch, Editors. 2010, Blackwells: UK. p. 129-151.
53. Jordbruksverket, Husdyr i Sverige juni 2013, in Serie JO – Jordbruk, skogsbruk och fiske, S. Jordbruksverk, Editor 2013.
54. Karlsson, J., et al., Viltskadestatistik 2013. Skador av fredat vilt på tamdjur, hundar och gröda. RAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, SLU, 2014. 2014-I: p. 26.
55. Anonym, Viltskadestatistik 2010. Skador av fredat vilt på tamdjur, hundar och gröda. RAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, 2011. 2011-I: p. 27 s.
56. Anonym, Viltskadestatistik 2009. Skador av fredat vilt på tamdjur, hundar och gröda. RAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, 2010. 2010-I: p. 26 s.
57. Anonym, Viltskadestatistik 2012. Skador av fredat vilt på tamdjur, hundar och gröda. RAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, SLU, 2013. 2013-I: p. 23.
58. Zetterberg, A., Resultat från inventering av lodjur i Sverige vintern 2012/2013. INVENTERINGSRAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, SLU, 2013. 2013-05: p. 17.
59. Zetterberg, A. and L. Svensson, Resultat från inventering av lodjur i Sverige vintern 2011/2012. INVENTERINGSRAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, 2012. 2012-05: p. 18 s.
60. Zetterberg, A. and L. Svensson, Resultat från inventering av lodjur i Sverige vintern 2010/2011. INVENTERINGSRAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, 2011. 2011-II: p. 17.
61. Svensson, L. and E. Hedmark, Resultat från inventering av lodjur i Sverige vintern 2009/2010. INVENTERINGSRAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, 2010. 2010-3: p. 16.
62. Svensson, L., Resultat från inventering av lodjur i Sverige vintern 2008/2009. INVENTERINGSRAPPORT FRÅN VILTSKADECENTER, 2009. 2009-2: p. 16.
63. landskap, S.o. Statistikk for beitelag for heile Noreg og for kvart fylke frå 2004 - 2012, og fylkesstatistikk for organisert beitebruk frå 1970 - 2012. 2014 [cited 2014 20.06.2014].
64. May, R., et al., Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 2008. 45(5): p. 1382-1391.
65. Brainerd, S., Conflict reducing strategies in large carnivore management [Konfliktdepende tiltak i rovviltforvaltningen]. Norwegian Institute for Nature Research Fagrappport, 2003. 66: p. 1-103.
66. Odden, J., et al., Er skadefelling av gaupe og jerv selektiv? NINA Rapport, 2010. 601: p. 1-20.
67. Dijk, J.V., Wolverine foraging strategies in a multiple-use landscape. , in Faculty of Natural Sciences and Technology, Department of Biology 2008, Norwegian University of Science and Technology: Trondheim. p. 37 s.
68. Aronsson, M., Territorial dynamics of female wolverines, in Institutionen för ekologi 2009, SLU.: Grimsö.
69. Sagør, J.T., J.E. Swenson, and E. Røskaft, Compatibility of brown bear *Ursus arctos* and free-ranging sheep in Norway. *Biological Conservation*, 1997. 81: p. 91-95.
70. Nerheim, E., Futility of shooting brown bears *Ursus arctos* to stop sheep loss in Norway is confirmed, 2004, Agricultural University of Norway: Ås.
71. Hurley, M.A., et al., Demographic Response of Mule Deer to Experimental Reduction of Coyotes and Mountain Lions in Southeastern Idaho. *Wildlife Monographs*, 2011(178): p. 1-33.
72. Herfindal, I., et al., Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep? *Journal of Wildlife Management*, 2005. 69(3): p. 1034-1042.

73. Linnell, J.D.C., et al., Strategies for the reduction of carnivore - livestock conflicts: a review. NINA Oppdragsmelding, 1996. 443: p. 1-118.
74. Linnell, J.D.C., et al., Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality, in *People & Wildlife: conflict or co-existence*, R. Woodroffe, S. Thirgood, and a. Rabinowitz, Editors. 2005, Cambridge University Press: Cambridge.
75. Linnell, J.D.C., et al., Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different ecological conditions. *Wildlife Biology*, 2007. 13(4): p. 447-455.
76. Mattisson, J., et al., Effects of Species Behavior on Global Positioning System Collar Fix Rates. *Journal of Wildlife Management*, 2010. 74(3): p. 557-563.
77. Zimmermann, B., et al., Wolf movement patterns: a key to estimation of kill rate? *Journal of Wildlife Management*, 2007. 71(4): p. 1177-1182.
78. Svoboda, N.J., et al., Identifying bobcat *Lynx rufus* kill sites using a global positioning system. *Wildlife Biology*, 2013. 19(1): p. 78-86.
79. Anderson, C.R. and F.G. Lindzey, Estimating cougar predation rates from GPS location clusters. *Journal of Wildlife Management*, 2003. 67(2): p. 307-316.
80. Krofel, M., T. Skrbinek, and I. Kos, Use of GPS location clusters analysis to study predation, feeding, and maternal behavior of the Eurasian lynx. *Ecological Research*, 2013. 28(1): p. 103-116.
81. Demma, D.J., S.M. Barber-Meyer, and L.D. Mech, Testing global positioning system telemetry to study wolf predation on deer fawns. *Journal of Wildlife Management*, 2007. 71(8): p. 2767-2775.
82. Knopff, K.H., et al., Evaluating Global Positioning System Telemetry Techniques for Estimating Cougar Predation Parameters. *Journal of Wildlife Management*, 2009. 73(4): p. 586-597.
83. Merrill, E., et al., Building a mechanistic understanding of predation with GPS-based movement data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 2010. 365(1550): p. 2279-2288.
84. Ruth, T.K., P.C. Buotte, and H.B. Quigley, Comparing Ground Telemetry and Global Positioning System Methods to Determine Cougar Kill Rates. *Journal of Wildlife Management*, 2010. 74(5): p. 1122-1133.
85. Sand, H., et al., Using GPS technology and GIS cluster analyses to estimate kill rates in wolf-ungulate ecosystems. *Wildlife Society Bulletin*, 2005. 33(3): p. 914-925.
86. Tambling, C.J., et al., Methods for Locating African Lion Kills Using Global Positioning System Movement Data. *Journal of Wildlife Management*, 2010. 74(3): p. 549-556.
87. Nilsen, E.B., et al., Describing food habits and predation: field methods and statistical considerations, in *Carnivore ecology and conservation. A handbook of techniques* 2012, Oxford University Press. p. 256-272.
88. Mattisson, J., et al., Lynx predation on semi-domestic reindeer: do age and sex matter? *Journal of Zoology*, 2014. 292(1): p. 53-63.
89. Mattisson, J., et al., Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? *Biological Conservation*, 2011. 144(12): p. 3009-3017.
90. Mejlgaard, T., et al., Lynx prey selection for age and sex classes of roe deer varies with season. *Journal of Zoology*, 2013. 289(3): p. 222-228.
91. Zimmermann, F., et al., Optimizing the size of the area surveyed for monitoring a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in the Swiss Alps by means of photographic capture-recapture. *Integrative Zoology*, 2013. 8(3): p. 232-243.
92. Pesenti, E. and F. Zimmermann, Density estimations of the Eurasian lynx in the Swiss Alps (vol 94, pg 73, 2013). *Journal of Mammalogy*, 2013. 94(2): p. 522-522.
93. Weingarth, K., et al., First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture-recapture techniques in a German national park. *Animal Biodiversity and Conservation*, 2012. 35(2): p. 197-207.

94. Blanc, L., et al., Abundance of rare and elusive species: Empirical investigation of closed versus spatially explicit capture-recapture models with lynx as a case study. *Journal of Wildlife Management*, 2013. 77(2): p. 372-378.
95. Rovbase.no. 2014 [16.06.2014].
96. Stuen, S., The distribution of tick-borne fever (TBF) in Norway. *Norsk Veterinaertidsskrift*, 1997. 109(2): p. 83-87.
97. Grøva, L., Tick-borne fever in sheep – production loss and preventive measures, in Dept. of aquaculture and animal science 2011, Norwegian University of Life Sciences: Ås, Norway. p. 64.
98. Grova, L., et al., The effect of lamb age to a natural *Anaplasma phagocytophilum* infection. *Small Ruminant Research*, 2013. 112(1-3): p. 208-215.
99. Ulvund, M.J., Important sheep flock health issues in Scandinavia/northern Europe. *Small Ruminant Research*, 2012. 106(1): p. 6-10.
100. Mysterud, I., Lammedødeligheten i et alveld-område i Halså/Surnadal, Møre og Romsdal 2000. *Utmarksnæring i Norge*, 2001. 3-01: p. 1-65.
101. Warren, J.J. and I. Mysterud, Mortality of lambs in free-ranging domestic sheep (*Ovis aries*) in northern Norway. *Journal of Zoology*, London, 2001. 254: p. 195-202.
102. Qviller, L., et al., Temporal pattern of questing tick *Ixodes ricinus* density at differing elevations in the coastal region of western Norway. *Parasites & Vectors*, 2014. 7.
103. Mysterud, A. and G. Austrheim, Lasting effects of snow accumulation on summer performance of large herbivores in alpine ecosystems may not last. *Journal of Animal Ecology*, 2014. 83(3): p. 712-719.
104. Mysterud, A., et al., Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. *Nature*, 2001. 410(6832): p. 1096-1099.
105. Mabile, G., et al., Mortality and body growth in free-ranging domestic sheep - impacts of predators, alternative prey, weather and vegetation. *Oikos*, In revision.
106. Hobbs, N.T., et al., Native predators reduce harvest of reindeer by Sami pastoralists. *Ecological Applications*, 2012. 22(5): p. 1640-1654.
107. Tveraa, T., et al., The role of predation and food limitation on claims for compensation, reindeer demography and population dynamics. *Journal of Applied Ecology*, I trykk.
108. Riksrevisjonen, Sammenstilling av Riksrevisjonens uttalelser i Dokument 1 (2010–2011), Riksrevisjonen, Editor 2010.
109. Samuelsen, J.-R., Tap og tapsfaktorer hos lam (*Ovis aries*) på utmarksbeite i nedre Setesdal 1996, 1998, J.-R. Samuelsen: Oslo. p. 60 bl.
110. Hansen, I., Tapsårsaker hos lam i Ørpen-Redalen beiteområde, Krødsherad 2007. *Bioforsk Rapport*, 2007. 2(Nr. 165 2007).
111. Hansen, I., Tapsårsaker hos lam på beite i Ørpen-Redalen, 2007 og 2008. *Bioforsk Rapport*, 2009. 4(Nr. 19 2009).
112. Kvam, T., et al., Tap av sau i et bynært område-Vestmarka ved Oslo. *HiNT Utredning*, 2003. 47: p. 1-32.
113. Kvam, T., et al., Tap av sau i et bynært område-Vestmarka ved Oslo, 2002 og 2003. *HiNT Utredning*, 2004. 55: p. 1-59.
114. Mysterud, I. and J.T. Warren, Mørketap i 6 norske beiteområder. *Sau og Geit*, 1994. 47: p. 130-132.
115. Mysterud, I. and J.T. Warren, Mortality transmitters: a new tool for studying sheep mortality in Norwegian wildlands [Dødelighetssendere - nytt verktøy for tapsundersøkelser av sau på utmarksbeite i Norge. *Fauna (Oslo)*, 1989. 42: p. 49-63.
116. Warren, J.T. and I. Mysterud, Summer habitat use and activity patterns of domestic sheep on coniferous range in southern Norway. *Journal of Range Management*, 1991. 44: p. 2-6.
117. Warren, J.T. and I. Mysterud, Domestic sheep mortality on a forested Norwegian range. *Transactions of the International Union of Game Biologists Congress*, 1990. 19: p. 605-612.
118. Malmberg, L., Mørketap av lam (*Ovis aries*) og modellering av risikofaktorer på utmarksbeite i Eksingedalen, Hordaland, 1994, [L. Malmberg]: Oslo. p. 1 b. (flere pag.).

119. Mysterud, I., Dødsvarslerforskning intensiveres på "alveldbeiter" vestpå. Sau og Geit, 2001. 54(1): p. 5-7.
120. Mysterud, I., M. Vang, and S. Nortveit, Lammedødelighet 2001 og tapssituasjon 1999-2001 i et alveld-område i Halså/Surnadal, Møre og Romsdal. Med oversikt over hypoteser i alveldforskningen. Utmarksnæring i Norge, 2003. 1-03: p. 1-127.
121. Hansen, I. and R. Bjøru, Tapsundersøkelse på lam i beiteområdet "Klubben og Kjeipen", Hemnes kommune, 2001. Planteforsk Rapport, 2001. 22/2001.
122. M., R. and S. K, Undersøkelse av lammetap i beiteområdet "Klubben og Kjeipen", Hemnes kommune, ved bruk av dødsvarslere, 2002, Høgskolen i Nord-Trøndelag: Steinkjer.
123. Nilsen, P.A., I. Hansen, and R. Bjøru, Tapsundersøkelse for lam på utmarksbeite i rode 5 i Beiarn kommune, Nordland 2002. Planteforsk Grønn forskning, 2002. 43/2002.
124. Hansen, I., Tapsårsaker hos lam på Tjongsfjordhalvøya 2006. Bioforsk Rapport, 2006. 1(Nr. 162 2006).
125. Hansen, I. and T.H. Carlsen, Tapsårsaker hos lam på beite i Rode 1, Saltdal kommune 2007. Bioforsk Rapport, 2007. 2(Nr 164 2007).
126. Lobben, K., Tap av sau (*Ovis aries*) i utmark på Fosshalvøya, Trøndelag 1992, 1994, K. Lobben: Oslo. p. 1 b. (flere pag.).
127. Knarrum, V.A., Bjørnens (*Ursus arctos*) predasjon på sau (*Ovis aries*) in Zoologisk Institutt 1996, NTNU Trondheim. p. 54 s.
128. Kvam, T., et al., Sluttrapport fra prosjektet "telemetribasert undersøkelse av tap av sau på beite". – Nordfjellet i Overhalla og Kongsmoen på Høylandet, 1997-1998. NINA Oppdragsmelding, 1999. 597: p. 1-28.
129. Hasselvold, A., et al., Årsrapport 1997 fra undersøkelse av lammetap i Nordfjellet, Overhalla. NINA Oppdragsmelding, 1998. 517: p. 1-20.
130. Kvam, T., et al., Sluttrapport fra prosjektet "Telemetribasert undersøkelse av sauetap i Meråker 2001. HiNT Rapport, 2002. 39: p. 1-37.
131. Kvam, T., Nytt fra sauetapsundersøkelser i Trøndelag 2005. Foreløpig oppsummering fra forskningsprosjekt "Tap av sau i Indre Namdal 2005", 2005, The Nord-Trøndelag University College
132. Warren, J.T., I. Mysterud, and S. Hasvold, Lamb mortality in Lesja, Oppland 1997 with management comments [Lammedødeligheten i Lesja, Oppland 1997 med forvaltningsrelevante kommentarer]. Utmarksnæring i Norge / Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, 1998: p. 1-98.
133. Warren, J.T., I. Mysterud, and H.G. Skatter, Lammedødeligheten i Suldal, Rogaland 1998 med forvaltningsrelevante kommentarer: Utmarksnæring i Norge, 1999. 2-99: p. 1-34.
134. Sørby, J.G., C. S.G., and E.B. Nilsen, Dødspeilesenderprosjektet 2006. En undersøkelse av tapsomfang og tapsårsaker hos lam på utmarksbeite i Flekkefjord, Lund østre og Falkemannen beitelag. . Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport, 2007. 8.
135. Kvam, T. and M.Ø. Nilsen, Tap av sau i Tydal 2004 og 2005. HiNT Utredning, 2006. 72: p. 1-35.
136. Sørby, J.G. and I. Hansen, Tapsårsaker hos lam på beite i Vingeråsheii 2009. Bioforsk Rapport, 2010. 5(31/2010).
137. Hansen, I., Tapsårsaker hos lam på østre Malangshalvøya 2005. Bioforsk Rapport, 2006. 1(9-2009).
138. Hansen, I., Tapsårsaker hos lam på østre Malangshalvøya 2006. Bioforsk Rapport, 2007. 2(Nr. 22 2007).
139. Sørby, J.G. and I. Hansen, Tapskartlegging og bruk av gaupeklaver på lam i Nordreisa kommune 2009. Bioforsk Rapport, 2009. 4(180/2009).
140. Linnell, J.D.C., et al., Rovvilt og sauenæring i Norge. 5 Strategier for å redusere rovdyr - husdyr konflikter: en litteraturoversikt. NINA Oppdragsmelding, 1996. 444: p. 1-30.
141. Kaczensky, P., Livestock-carnivore conflicts in Europe. Munich Wildlife Society, 1996.
142. Ferraro, P.J. and A. Kiss, Ecology - Direct payments to conserve biodiversity. Science, 2002. 298(5599): p. 1718-1719.
143. Nelson, F., Developing payments for ecosystem services approaches to carnivore conservation. Human Dimensions of Wildlife, 2009. 14(6): p. 381-392.

144. Zabel, A. and K. Holm-Muller, Conservation performance payments for carnivore conservation in Sweden. *Conservation Biology*, 2008. 22(2): p. 247-251.
145. Schwerdtner, K. and B. Gruber, A conceptual framework for damage compensation schemes. *Biological Conservation*, 2007. 134(3): p. 354-360.
146. Steele, J.R., et al., Wolf (*Canis lupus*) Predation Impacts on Livestock Production: Direct Effects, Indirect Effects, and Implications for Compensation Ratios. *Rangeland Ecology & Management*, 2013. 66(5): p. 539-544.
147. Pettigrew, M., et al., Human-carnivore conflict in China: a review of current approaches with recommendations for improved management. *Integrative Zoology*, 2012. 7(2): p. 210-226.
148. Ramler, J.P., et al., Crying Wolf? A Spatial Analysis of Wolf Location and Depredations on Calf Weight. *American Journal of Agricultural Economics*, 2014. 96(3): p. 631-656.
149. Soh, Y.H., et al., Spatial correlates of livestock depredation by Amur tigers in Hunchun, China: Relevance of prey density and implications for protected area management. *Biological Conservation*, 2014. 169: p. 117-127.
150. Dalmaso, S., et al., An integrated program to prevent, mitigate and compensate Wolf (*Canis lupus*) damage in the Piedmont region (northern Italy). *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy*, 2012. 23(1): p. 54-61.
151. Anonym, UTREDNING – ERSTATNINGSORDNING FOR TAMREIN. Prosjektgruppen som utredet erstatningsordning for tap av tamrein til rovvilt., in Rapport levert Miljøverndepartement 15.4.2011. <http://www.rovviltportalen.no/multimedia/48468/Utredning---erstatningsordning-for-tamrein.pdf> 2011.
152. Herfindal, I., et al., Modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt - En vurdering av ulike datasetts egnethet. NINA Minirapport 2011. 329: p. 1-24.
153. Herfindal, I., et al., Modellering av tap av tamrein til rovvilt - en risikomodell. NINA Rapport, 2012. 819: p. 33 s.

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

ISSN 0804-421X
ISBN 978-82-426-2684-4

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger