

819 Modellering av tap av tamrein til rovvilt – en risikomodell

NINA Rapport

Ivar Herfindal, Henrik Brøseth, Morten Kjørstad, John D. C. Linnell, John Odden, Jens Persson, Audun Stien, Torkild Tveraa og Linda Ersson



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.

Modellering av tap av tamrein til rovvilt – en risikomodell

Ivar Herfindal, Henrik Brøseth, Morten Kjørstad, John D. C. Linnell,
John Odden, Jens Persson, Audun Stien, Torkild Tveraa og Linda Ersson

Herfindal, I., Brøseth, H., Kjørstad, M., Linnell, J. D. C., Odden, J., Persson, J., Stien, A., Tveraa, T. & Ersson, L. 2012. Modellering av tap av tamrein til rovvilt – en risikomodell. – NINA Rapport 819. 33 s.

Trondheim, mars 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2414-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Kari Sivertsen

KVALITETSSIKRET AV

Erlend B. Nilsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Morten Kjørstad, Leder Rovdata

OPPDRAKSGIVER(E)

Naturvårdsverket (NV)

Sametinget

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Magnus Kristoffersson (NV)

Mirja Lindberget (Sametinget)

FORSIDEBILDE

Madeleine Lagergren

NØKKEWORD

Rovdyr-byttedyr-interaksjoner, Rovvilttap, Risikomodell for rovvilttap, Reindrift, Sverige, gaupe, jerv

KEY WORDS

Predator-prey interactions, A model for predation risk, Reindeer husbandry, Sweden, lynx, wolverine

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Herfindal, I., Brøseth, H., Kjørstad, M., Linnell, J. D., Odden, J., Persson, J., Stien, A., Tveraa, T. & Ersson, L. 2012. Modellering av tap av tamrein til rovvilt – en risikomodell. – NINA Rapport 819. 33 s.

I januar 2011 fikk NINA i oppdrag av Direktoratet for naturforvaltning (DN) å vurdere om tilgjengelige forskningsdata kunne brukes til modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt. Oppdraget ble gitt med grunnlag i at prosjektgruppa for utredning av erstatningsordning for tamrein ønsket en vurdering fra NINA om det var mulig å lage en modell for erstatning for tap av tamrein til rovvilt som en funksjon av reintall, rovviltfaglige vurderinger og reindriftsfaglige vurderinger.

NINA 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 nåværende tidspunkt ikke ville gi sikre estimater. Tre hovedområder for ny kunnskap ble pekt på: (1) Gode data på bestandsstørrelser og drapsrater var kun tilgjengelig for gaupe og jerv. (2) Det manglet kunnskap om hvordan rovviltets drapstakter på tamrein varierte med tilgangen til alternative byttedyr. (3) Det manglet kunnskap om hvordan rovviltets drapstakter varierte med reinens kroppskondisjon. Det ble også pekt på at forvaltningen burde ta stilling til om tap til rovvilt som utløses som en følge av sult i reinflokkene skulle kompenseres for, da det har blitt pekt på at kompensasjon for slikt tap i Norge er en viktig årsak til at reindriften i enkelte områder ikke er økologisk bærekraftig.

Sommeren 2011 ble NINA bedt av Naturvårdsverket (NV) å vise hvordan tilnærmingen som ble brukt i Norge ville fungere basert på svenske data om reindrift og rovvilt. Risikomodellen som ble utviklet i Norge forutsetter at reinens områdebruk gjennom året er kjent. Digitalt kartgrunnlag som beskriver områdebruken gjennom året, og da særlig bruken av områder som deles mellom flere samebyer var ikke tilgjengelig. Derfor ble fire samebyer med kjente beiteområder (Handölsdalen, Tåssåsen, Mitådalen og Tuorpon) valgt ut som eksempler i modelleringen av tapsrisiko.

Beregnet tap fra risikomodellen ble vurdert mot tap basert på data over reintall og slakteuttak levert av Sametinget i Sverige. Denne sammenligningen avklarte to forhold: (1) Modellen kan gi estimater for tap som samsvarer bra med det som kommer fram gjennom de offentlige reintallsstatistikkene. (2) For enkelte områder og år, er det imidlertid stort avvik mellom beregnet tap til rovvilt og tapet som reieneierne opplever. Våre analyser viste videre at enkelte samebyer har store tap (negativ bestandsvekst) som best forklares av tetthetsavhengige prosesser som reduserer mattilgangen og øker sårbarheten overfor ugunstige klimatiske forhold vinterstid. I Norge er det vist at slike forhold øker tapene av rein til rovvilt, og dette er trolig også tilfelle i Sverige.

Det er behov for studier som bedre avklarer hvordan risiko for tap av rein til forskjellige rovdyrarter varierer gjennom året og hvordan denne risikoen påvirkes av reinens kroppskondisjon og driftsmessige forhold. Dette gjøres best ved å gjennomføre større integrerte studier av rovvilt og tamrein i de samme områdene.

Ivar Herfindal, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, 7491 Trondheim. Henrik Brøseth, Morten Kjørstad, John D.C. Linnell & John Odden, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. Jens Persson, Grimsö forskningsstation, Inst. för ekologi, SLU, 730 91 Riddarhyttan. Audun Stien & Torkild Tveraa, Norsk institutt for naturforskning, Framsenteret, 9296 Tromsø. Linda Ersson, Naturvårdsverket, Forskarens väg 5, 106 48 Stockholm.

Abstract

Herfindal, I., Brøseth, H., Kjørstad, M., Linnell, J. D. C., Odden, J., Persson, J., Stien, A., Tveraa, T. & Ersson, L. 2012. Modelling losses of reindeer to predators - a risk model – NINA Report 819. 33 pp.

In January 2011 NINA were commissioned by the Norwegian Directorate for Nature Management to evaluate if existing knowledge was sufficient to develop a risk based model for compensating large carnivore depredation on semi-domestic reindeer. The request concerned the ability to integrate data on carnivore density, carnivore depredation rates, reindeer density and other factors known to impact reindeer production.

NINA concluded that it was possible to model the losses of reindeer to predators based on research data, but that the foundation for some species and some regions was currently too poor. (1) Current data on population size and kill rates were only available for lynx and wolverines. (2) There is a lack of knowledge about how predator kill rates on reindeer varied depending on access to alternative prey (i.e. roe deer). (3) There is a lack of data on how kill rates vary with body condition of reindeer. It was also pointed out that management needs to decide to what extent that predator losses that are triggered by poor condition in the reindeer herds should be compensated, a sit has been pointed out earlier that compensating for such loses in Norway is an important factor driving ecologically unsustainable husbandry in some areas.

In summer 2011 NINA received a request from the Swedish Environmental Protection Agency to see how the approach that was developed in Norway could be applied to the Swedish situation. The risk model being developed in Norway requires an understanding of where the reindeer herds are grazed at different times of the year. Four grazing districts with known seasonal movements were chosen as examples (Handölsdalen, Tåssåsen, Mitådalen og Tuorpon).

The estimated risk based losses were compared to data on reindeer numbers and harvest obtained from the Swedish Sami parliament. This comparison revealed two issues. (1) The model can provide estimates of loss that correspond with those from the official statistics. (2) In some areas and in some years there was a large disagreement between the different estimates. Our analyses also showed that some grazing districts are experiencing heavy losses (negative population growth) that can be bets explained as density dependent processes that reduce reindeer forage availability and increase vulnerability to unfavorable climatic conditions during winter. In Norway it has been shown that such conditions can increase the losses of reindeer to predators, and it is also likely to be the case in Sweden.

There is a need for further studies to clarify the relationship between the risks of reindeer being killed by predators varies during the year and how this risk is influenced by reindeer condition and other details concerning husbandry. This would be best achieved through large integrated studies that simultaneously focus on predators and reindeer.

Ivar Herfindal, Norwegian University for Science and Technology, N-7491 Trondheim, Norway. Henrik Brøseth, Morten Kjørstad, John D.C. Linnell & John Odden, Norwegian Institute for Nature Research, Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway. Jens Persson, Grimsö Wildlife Research Station, Department of Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, SE-730 91 Riddarhyttan, Sweden. Audun Stien & Torkild Tveraa, Norwegian Institute for Nature Research, Framsenderet, NO-9296 Tromsø, Norway. Linda Ersson, Swedish environmental protection agency, Forskarens väg 5, SE-106 48 Stockholm, Sweden.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Datagrunnlag	7
1.1 Rovviltdata	7
1.2 Reindriftdata	7
1.3 Klimadata	7
2 Dataenes egnethet	8
2.1 Rovviltdata	8
2.2 Reindriftdata	9
2.3 Klimadata	10
3 Modellering av rovviltrisiko	11
3.1 Risikomodellens oppbygning	11
3.1.1 Parametre i modellen	11
3.1.2 Beskrivelse av modellen	14
3.1.3 Mulig videreutvikling av modellen	15
3.2 Eksempel – risikomodell for tap til gaupe og jerv	16
3.3 Eksempel – tapsrisiko til gaupe og jerv på samebynivå	19
4 Andre forhold som påvirker tap	23
5 Kunnskapsmangler og forslag til hvordan nødvendig kunnskap kan innhentes	26
5.1 Rovviltdata	26
5.1.1 Drapsrater	26
5.1.2 Demografi	26
5.1.3 Leveområdestørrelser og arealbruk	27
5.1.4 Habitatkvalitet	27
5.1.5 Tidligtap av kalv	27
5.2 Reindata	27
5.3 Begrunnelse av studiedesign, tidsperspektiv og kostnader	28
6 Referanser	31

Forord

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har fått i oppdrag av Naturvårdsverket (NV) og Sametinget i Sverige å vise eksempler på hvordan risikoen for tap av tamrein til rovvilt kan modelleres med grunnlag i tilgjengelig kunnskap om tamrein og rovvilt i ulike områder. Samebyene Handölsdalen, Tåssåsen, Mittådalen og Tuorpon er benyttet som eksempel-områder.

Risikomodellen og hvilke data som inngår i modelleringen av tap i eksempelområdene skal beskrives detaljert. NINA er videre bedt om å påpeke eventuell kunnskapsmangel, og i så tilfelle foreslå hvordan manglende kunnskap kan innhentes, og å anslå kostnader og tidsperspektiv for kunnskapsinnhenting.

NINA minirapport 329 «Modellering av risikobasert erstatning for tap av tamrein til rovvilt - En vurdering av ulike datasetts egnethet og forslag til modell» ble produsert på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) i april 2011. Rapporten er benyttet som basis i dette arbeidet.

Morten Kjørstad, Trondheim, 6. mars 2012.

1 Datagrunnlag

1.1 Rovviltdata

En modellering av risiko for tap av tamrein til rovvilt skal gjenspeile hvordan risikoen for at tamrein blir tatt av rovvilt er fordelt i landskapet. Modellen skal også fange opp år-til-år-variasjon i dette risikolandskapet ut i fra lokale og regionale svingninger i bestandsstørrelser hos rovvilt. En risikomodell må derfor basere seg på observasjoner av rovvilt og kunnskap om individuelle drapsrater hos rovvilt, dvs. antall tamrein som blir drept pr rovdyr når tamrein er tilgjengelig.

Rovviltdata på gaupe og jerv er benyttet som eksempel for å illustrere hvordan risiko for tap av tamrein kan modelleres i landskapet. Data på verifiserte ynglinger/föryngringar av gaupe og jerv er levert av NV og Viltskadecenter, Grimsö Forskningsstation. Data på drapsrater og arealbruk hos gaupe og jerv er levert av forskningsprosjektene Scandlynx (<http://scandlynx.nina.no/>) og det svenske Jervprosjektet i regi av NINA og Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) (<http://www.wolverineproject.se/>).

1.2 Reindriftdata

Risiko for tap av rein til rovvilt kan påvirkes av andre forhold slik som reinens alder og kroppskondisjon og klimatiske forhold (se under). Disse tapene bør det korrigeres for når man skal beregne tapet som skyldes rovvilt. I første omgang er det imidlertid viktig å undersøke om tap knyttet til disse forholdene kan være relevante for den svenske reindriften. Vi har benyttet de offentlige statistikkene over reintall, slakteuttak og slaktekvantum (antall kilo slaktet) fordelt på kalv, simle og okse fra 1994 og fram til 2009. Dataene er levert av Sametinget. Dataene er offentlig tilgjengelig og kan fås ved henvendelse til Sametinget og länsstyrelsene. (<http://www.sametinget.se/slaktstatistik>). I disse dataene er det en del åpenbare feil knyttet til at slaktekvantum og slakteuttak (antall dyr slaktet) er havnet på feil dyrekategori. Dette gjør at det for enkelte år og samebyer rapporteres slaktevekter for voksne dyr som i gjennomsnitt er på over 100 kg. I tillegg har en del samebyer feil i reintallet. Disse feilene gir svært høye vekstrater i enkelte år som ikke er fornuftige i forhold til reinens biologi. Dette bør ideelt sett korrigeres i Sametingets databaser.

1.3 Klimadata

I den norske rapporten brukte vi data over grønning basert på fjernmålingsdata (fjærranalysdata) fra MODIS (<http://modis.gsfc.nasa.gov/>) fordi fenologimål basert på fjernmåling har vist seg å beskrive miljøforholdene bra (Pettorelli *et al.* 2011). I mangel av detaljerte beskrivelse av beiteområdene til de ulike samebyene har vi her valgt å bruke indeksen for den Arktiske Oscillasjonen (AO, http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/daily_ao_index/ao_index.html) som er et mer tradisjonelt mål for klimatiske forhold (Stenseth *et al.* 2003). Positive verdier av AO-indeksen gjennom vinteren er relatert til storskala værmønstre som gir et mildere vær og mer nedbør over Europa. I tidligere studier har det vært vist at milde, nedbørsrike vintre er negative for rein i Norge (Aanes *et al.* 2002; Tveraa *et al.* 2007) og Finland (Helle & Kojola 2008), og for andre klauvdyr i regionen (se for eksempel Myrseth *et al.* 2001; Hallett *et al.* 2004; Pettorelli *et al.* 2005).

2 Dataenes egnethet

2.1 Rovviltdata

Rovviltbestandene er utbredt på tvers av landegrensen mellom Sverige og Norge, og metodene for kartlegging og overvåking i Sverige og Norge er i stor grad de samme. For gaupe og jerv er resultatene mulig å sammenstille på tvers av riksgrensen, og landene utveksler i dag data på ynglinger av disse artene. Norge og Sverige samarbeider med å utarbeide identiske metoder, og det er også en målsetting å kunne utarbeide felles årlige statusrapporter.

En risikomodell for tap av tamrein til rovvilt bør basere seg på rovviltobservasjoner som oppdateres årlig. Ut fra dagens overvåkingsmetoder er vår vurdering at den best egnede observasjonstypen for **gaupe** og **jerv** er observasjoner av reproduserende enheter (hunngaupe i følge med årsunge(r) og ynglinger av jerv. (Sverige; http://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2007/nfs_2007_10.pdf., <http://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2012/nfs-2012-01.pdf>./Norge; www.rovdata.no) Vi tar derfor utgangspunkt i verifiserte ynglinger ved modellering av rovvilttrisiko for disse to artene.

Når det gjelder **bjørn** har det vist seg å være svært utfordrende å påvise binner med unger av året. En risikomodell for bjørnepredasjon på rein bør derfor etter vår vurdering baseres på data fra innsamling av DNA fra ekskrementer og hår, og det bør utredes en risikomodell basert på en beregning av tetthet av bjørneindivider.

Vi foreslår at risiko for predasjon på rein fra streifende **ulv** utelates fra modellen, og at slike skader erstattes med grunnlag i verifiserte skader. Områder med fast forekomst av ulv overlapper i liten grad med tamreindriftsområder, og det vil være vanskelig å lage en realistisk modell for risikoen knyttet til at streifende individer av ulv skal dukke opp i et gitt område.

De største utfordringene i datagrunnlaget på rovvilt er knyttet til **kongeørn**. Tilgjengelige overvåkingsdata på kongeørn er begrenset, og det er i dag kunnskapsmangel knyttet til variasjon i arealbruk og bestandssammensetning hos kongeørn.

En utfordring ved å lage en modell på variasjonen i rovvilttrisiko i landskapet med kun å bruke observasjoner av reproduserende enheter, er 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. En vekting av dataene basert på tilgjengelig kunnskap om bestandssammensetning vil kunne gjøre det mulig å justere for dette.

Kunnskap om arealbruk og drapsrater er avgjørende for å definere parametre i modellen. Vi har brukt de dataene som per dags dato er tilgjengelig, men etter hvert som kunnskapsgrunnlaget øker vil modellen kunne oppdateres slik at den representerer den samlede kunnskap om rovviltbiologi og predasjon på tamrein. Data som vil være viktig for denne oppdateringen er:

GPS- og VHF-data fra individuelle rovdyr og kongeørn vil gi verdifull informasjon om arealbruk, og kan brukes til å definere parametre som bestemmer utstrekningen av rovvilttrisiko for observasjoner av reproduserende enheter.

Bestandssammensetningen hos de ulike rovviltartene og eventuell variasjon av denne i ulike deler av tamreinområdene. Grunnlaget er reproduserende enheter, og modellen må ta hensyn til at det er flere individer i bestanden pr. yngling/hekking. For gaupe vet vi for eksempel at det er ca 2 voksne hunner og 2 voksne hanner pr. familiegruppe (Andren et al. 2002), men dette kan variere mellom områder.

Drapsrater for rovvilt, dvs. antall tamrein som blir drept pr rovdyr når tamrein er tilgjengelig. Dette er data som kan brukes til å tallfeste tapsrisikoen for et gitt område og en gitt rovdyrtetthet.

Data på arealbruk og bestandssammensetning hos **gaupe** er tilgjengelig fra Troms og Finnmark, Sarek i Sverige, foruten en rekke studieområder sør i Skandinavia. Data på arealbruk er også tilgjengelig fra Jämtland, Härjedalen, Västerbotten og Tornedalen. De beste tilgjengelige data på demografi og arealbruk hos **jerv** er innsamlet i Sarek i Sverige. Det er også samlet inn data i Indre-Troms og i Sør-Norge. I 2010 ble det startet en ny studie på jerv i Finnmark og Nord-Troms, og i 2011 ble det startet en studie i Midt-Norge. Data på **bjørn** er tilgjengelig gjennom DNA-analyser av innsamlet biologisk materiale i Sverige og Norge, og i tillegg finnes det store datamengder på arealbruk og bestandssammensetning fra Sverige innsamlet av det Skandinaviske bjørneprosjektet. Data på arealbruk hos **kongeørn** er pr i dag svært begrenset.

Tall på drapsrater hos ulike kategorier dyr av rovviltartene, dvs. antall tamrein som blir drept pr rovdyr, er mer begrenset. Slike data er under innsamling for **gaupe** i Nord-Troms, Finnmark, Midt-Norge og i Sarek. Data for **jerv** er under innsamling i Finnmark, Troms, Sarek og Midt-Norge. I 2010 ble det igangsatt et større prosjekt i to skogssamebyer i Norrbotten som har som mål å tallfeste **bjørnens** drapsrater på rein i deres områder. Data på **kongeørnas** drapsrater på rein er svært begrenset, og de data som foreligger pr i dag vurderes ikke for å være egnet til modellering av risiko for kongeørnpredasjon.

2.2 Reindriftdata

Data på reintall og slaktevekter kan brukes til å forstå hvordan reintallet i samebyene påvirkes av tetthetsavhengig ressursbegrensning, slaktestrategi og klimatiske forhold. Det finnes en rekke studier hvor dette er gjort (for en oversikt over metodikk og tilnærming se Royama 1992), og tilsvarende tilnærming har vært brukt på en rekke forskjellige klauvdyrpopulasjoner (Solberg *et al.* 1999; Aanes *et al.* 2002; Post 2005; Wilmers *et al.* 2006).

Forskning på rein (Tveraa *et al.* 2007; Bårdsen *et al.* 2010) og andre klauvdyr (Morellet *et al.* 2007) har vist at vekter på ungdyr (kalv) er en god indikator på ressurssituasjonen i bestanden. Innen reindriften er det slik at det stort sett slaktes flere kalver enn simler. Datagrunnlaget er derfor større for kalv enn for voksne dyr. Vi har derfor i våre analyser brukt slaktevekter for kalv og foreslår at disse også blir brukt i videre undersøkelser.

Etter det vi kjenner til finnes det ingen systematisk innsamling av data som kan benyttes til å verifisere kvaliteten på den offentlige reintallsstatistikken fra Sverige. I tillegg mangler det informasjon om antall kalver som merkes. Dette gjør at informasjonen som ligger i de svenske reindriftsstatistikkene kan være mer usikker og mindre informative enn i Norge. I den grad det på svensk side er ønskelig å bruke reintallsstatistikkene i forvaltningen av reindriften på en mest mulig effektiv måte, bør man ha en gjennomgang av hvilke data som skal rapporteres fra reindriftnæringen og hvordan disse kan kvalitetssikres. En mer detaljert oversikt over kalvetilgang og aldersstruktur vil gjøre det lettere å beregne produksjonen, og gjøre sammenligninger mellom de ulike samebyene.

Ett viktig poeng ved å ha en viss forståelse av reintalldynamikken i de ulike samebyene, er at denne kunnskapen kan være med på å forklare eventuelle avvik mellom modellert tap med grunnlag i rovdyrforekomster og det tapet som reindriftsutøverne opplever. Tap skyldes i hovedsak en kombinasjon av ressursbegrensning og predasjon, og det er gjerne slik at tapet til rovdyr går opp når ressurssituasjonen er vanskelig. Resultater fra Norge og Finland tyder på at tap av kalv til rovdyr i stor grad er et resultat av mangelfull ressurstilgang (Tveraa *et al.* 2003; Nieminen, Norberg & Majjala 2011). Dersom man ikke er i stand til å skille mellom

ressursavhengig tap og tap forårsaket av rovdyr, vil det beregnede rovdyrtapet overestimeres (Hebblewhite 2011).

2.3 Klimadata

Nyere forskning tyder på at fjernmålingsbaserte indekser av vær og planteutvikling i større grad fanger opp relevante klimatiske forhold enn storskala klimaindekser (Hallett *et al.* 2004; Pettorelli *et al.* 2011). Det bør derfor så snart som mulig utarbeides et kartgrunnlag som gjør det mulig å bruke slike mål også for den svenske reindriften.

3 Modellering av rovviltrisiko

Risikomodellen skal gjenspeile hvordan rovvilt er fordelt i landskapet (tetthet og geografisk) og skal fange opp variasjoner mellom år. På den måten skal modellen være dynamisk i tid og rom, og rovviltrisikoen vil kunne endre seg i et område hvis rovviltbestanden endrer seg. Dette forutsetter at fordelingen av rovvilt i overvåkingsperioden er representativ for resten av året. Rovviltrisikoen kan sees på som risiko for å treffe på en gitt rovviltart i et gitt område. Rovviltrisiko er således en artsspesifikk verdi.

Fordi drapsraten varierer mellom årstider, arter og kjønn vil tapsrisiko være forskjellig fra rovviltrisiko. Tapsrisiko må uttrykkes som en verdi som gjenspeiler den samlede risikoen for tap i et område i en gitt tidsperiode. Det mest naturlige er at denne verdien representerer antall tamrein tatt av rovvilt pr arealenhet pr tidsenhet. Eksempelvis så kan vi si at et område med en rovviltrisiko på 5 for gaupe betyr tilstedeværelse av 5 gauper i området. Denne verdien må så multipliseres med den spesifikke drapsraten for gaupe for å finne tapsrisikoen. Er for eksempel drapsraten 5 tamrein pr gaupe pr måned, så vil tapsrisikoen for dette området være 25 tamrein pr måned. Brukes dette beiteområdet over en periode på to måneder så vil det si at tapsrisikoen til gaupe er på 50 tamrein. Ved å summere opp områdevis tapsrisiko på de arealene som tamreinen bruker til ulike tider av året, for de ulike rovviltartene, vil man komme fram til den samlede tapsrisikoen til den enkelte sameby i form av et gitt antall tamrein tatt av rovvilt.

3.1 Risikomodellens oppbygning

Parametrene i modellen som blir foreslått er artsspesifikk. Dette er nødvendig fordi artene har forskjellig arealbruk og predasjonsrater. For å få et samlet bilde på tapsrisiko fra flere rovviltarter kan de artsspesifikke tapsrisikokartene summeres. Vi velger her å presentere modellene for jerv og gaupe.

Modellen blir stegvis bygget opp basert på observasjoner av reproduserende enheter. Det er viktig at observasjonene er gruppert pr reproduserende enhet, slik at om en familiegruppe av gaupe er registrert på flere steder så representerer dette en og samme familiegruppe.

3.1.1 Parametre i modellen

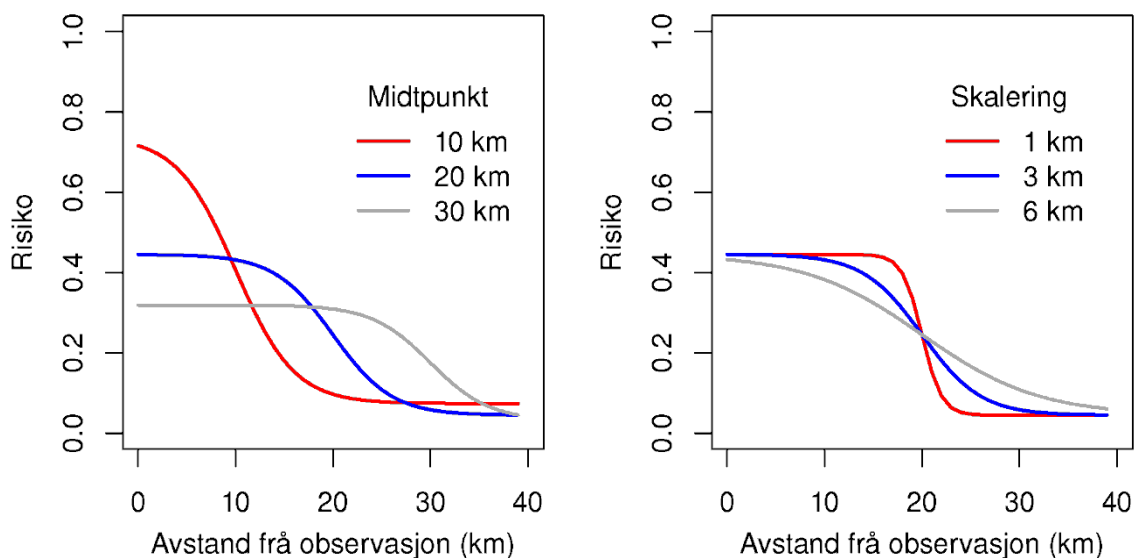
Verdiene på en del av parametrene i modellen er spesifikk for ulike rovviltarter og kan være forskjellig mellom kjønn. Disse parametrene kan justeres hvis ny kunnskap om rovvilt og predasjon på tamrein gjør det nødvendig (for eksempel nye estimat på drapsrater eller arealbruk). Disse parametrene er:

Fordeling av risiko i landskapet for et individ. Rovviltrisiko basert på observasjoner må spres utover i landskapet slik at den representerer mer enn punktet hvor ynglingen er observert. Rovviltrisiko kan sees på som sannsynligheten for å møte et rovdyr i et område, og for et rovviltindivid vil den samlede sannsynligheten over hele området den har brukt være 1. Om flere individer overlapper i arealbruk vil rovviltrisikoen være summen av sannsynligheten for alle disse individene. Sannsynlighetsfordelingen for et individ tar utgangspunkt i yngleobservasjonen som senterpunkt for arealbruken, og risikoen spres utover i landskapet ved hjelp av en funksjon. Ved å prøve flere funksjoner på data har vi kommet frem til at en funksjon av logistisk type er mest egnet. Risiko (R) som en funksjon av avstand fra senterpunkt (yngleobservasjon, X) kan da uttrykkes som:

$$R = 1 - \frac{Asym_0 + (Asym_x - Asym_0)}{1 + \exp\left(\frac{(Mid - \sqrt{X})}{Skale}\right)}$$

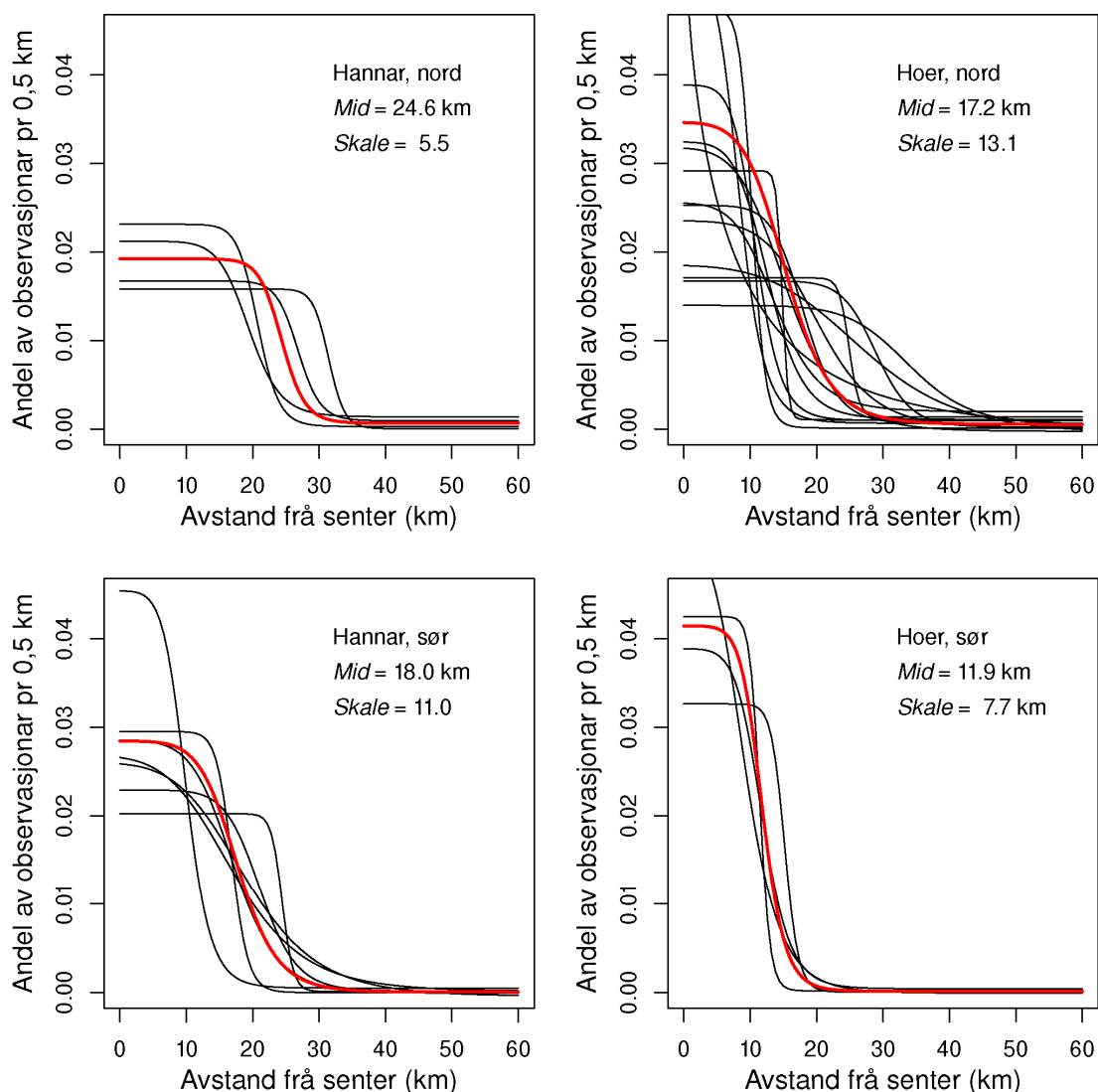
Denne funksjonen har et par parametre som gjør den godt egnet. *Mid* er avstand fra senterpunkt (lokaliteten for yngleobservasjon) til der sannsynligheten er halvparten av det den er ved senterpunktet, og kan brukes til å definere leveområdestørrelse (*Mid* er radiusen til en sirkel med areal = leveområdestørrelse til arten). *Skale* er en parameter som sier noe om hvor raskt sannsynligheten for rovvilt avtar med avstand fra senterpunktet. Territoriehevdende arter som gaupe og jerv kan forventes å ha en annen form på kurven enn arter med mer overlappende leveområder. Funksjonen definerer også et par andre parametre som er av mindre betydning ($Asym_{\infty}$ er sannsynligheten ved svært store avstander fra senterpunktet, og vil være tilnærmet 0. $Asym_0$ er sannsynligheten ved avstand 0 km fra senterpunktet, men siden fordelingen skaleres til en sannsynlighetsfordeling har denne parameteren ikke noen praktisk verdi).

For å få sannsynlighetsfordeling pr individ blir resultatet fra funksjonen skalert slik at summen av alle verdier er 1. På den måten vil alle individ ha like stor betydning i risikokartet (merk at når vi regner tapsrisiko tar vi også med drapsrater for ulike grupper, se nedenfor). Figur 1 viser risiko som en funksjon av avstand fra senterpunkt for ulike verdier av *Mid* og *Skale*.



Figur 1: Risiko for å påtreffe rovvilt som en funksjon av avstand fra yngleobservasjon. Figuren viser hvordan man ved å variere midtpunktet (*Mid*) og skaleringen (*Skale*) endrer formen på kurven.

Arealbruk til rovviltet. Arealbruk er både leveområdestørrelse og skaleringen av arealbruken (det vil si *Mid* og *Skale* fra formelen ovenfor). Disse parametrene kan estimeres basert på data fra VHF- eller GPS-merkede individer. Det kan gjøres ved å se på tettheten av observasjoner som en funksjon av avstand fra senterpunktet for alle observasjoner, separat for individ og år der år følger det reproduktive året. Dette er illustrert for gaupe i figur 2.



Figur 2: Individuelle årlige tetthetsfunksjoner for gaupe som funksjon av avstand fra senterpunkt gjennom året. De svarte linjene representerer estimerte sammenhenger for enkeltindivider, mens de røde linjene er gjennomsnitt for alle individer innen gruppen. I disse analysene er det skilt mellom gauper nord for Trøndelag (nord), og fra Trøndelag og sørover, for å gi et inntrykk av hvordan habitatet (i dette tilfelle tilgjengelighet av rådyr) kan påvirke arealbruken.

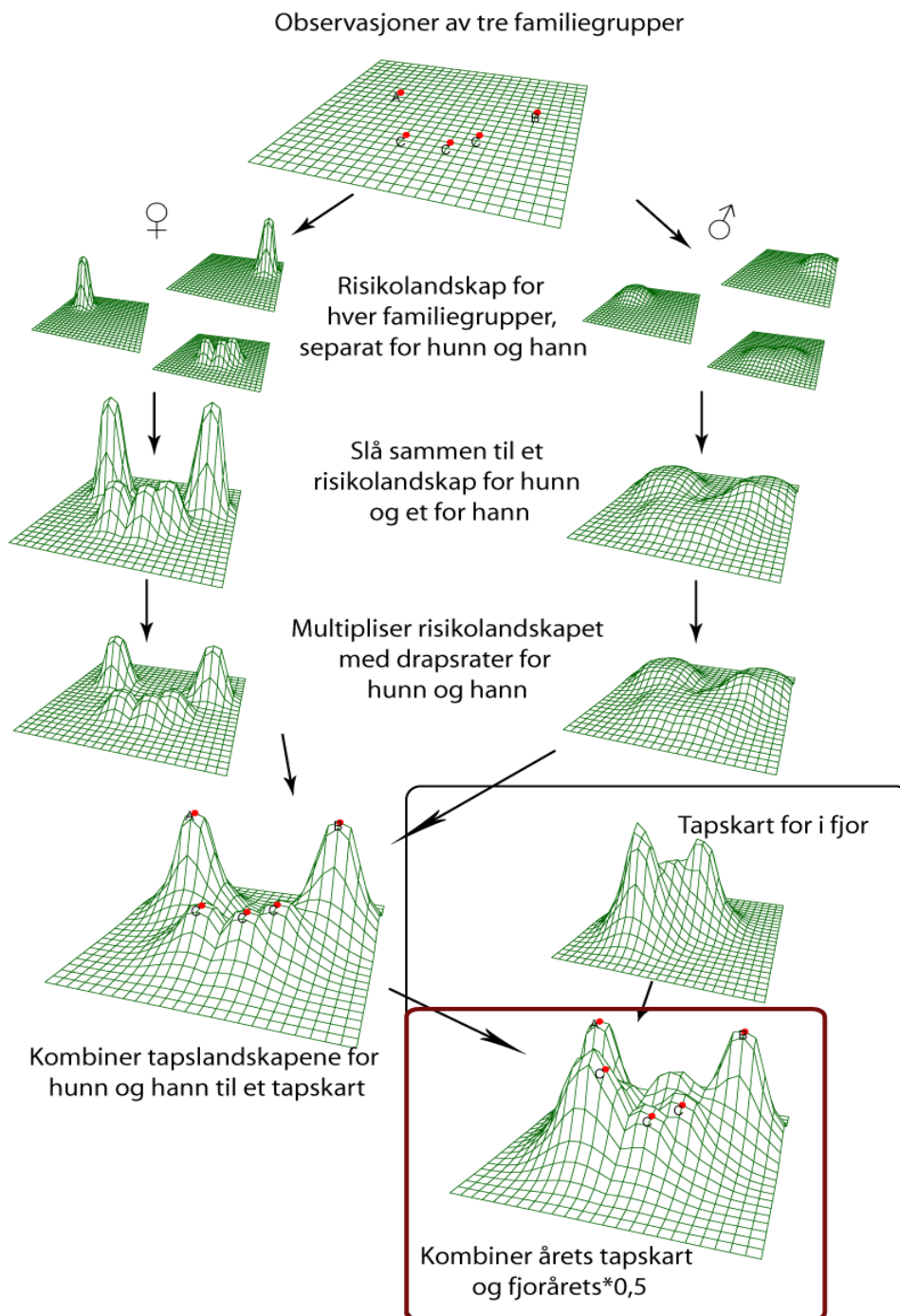
Antall individ pr registrerte yngling. Denne parameteren er viktig for at den samlede tapsrisikoen skal reflektere hele bestanden av rovvilt, og ikke bare ynglende individ. Estimering av antall individ pr reproduksjon gjøres med demografiske analyser, men vil kunne variere noe geografisk.

Drapsrater (antall rein drept pr rovvilt). Drapsrater kan variere med årstid og mellom kjønn, og vil også kunne være påvirket av tilgjengeligheten av alternative byttedyr. Det finnes relativt gode estimater på drapsrate for gaupe i Troms og Finnmark og Sarek i Sverige, mens vi har mindre med data fra andre områder i Skandinavia.

Vekting av årets bestand i forhold til tidligere års bestand. Hvor mye tidligere år skal vektas i forhold til årets risiko må basere seg på kunnskap om den årlige andelen hunner som yngler og om bestandsendringer.

3.1.2 Beskrivelse av modellen

Modellen tar utgangspunkt i registrerte ynglinger, og fordeler tapsrisiko for tamrein basert på ynglingen og andre kategorier av gauper i landskapet. Modellen tar utgangspunkt i arealbruk og drapsrater for de ulike kategoriene av gaupe. Prosedyren er skjematisk fremstilt i figur 3, og beskrevet mer i detalj under.



Figur 3: Skjematisk fremstilling av de ulike stegene fra registrering av familiegrupper til et tapskart.

For hver registrerte yngling:

Fordi utstrekning av leveområde skal være likt for alle individ innen en gruppe (for eksempel hunner), og samlet rovviltrisiko skal være 1 for alle individ, må vi ta hensyn til 2 faktorer. 1) en eller flere observasjoner av samme familiegruppe. Flere observasjoner av samme familiegruppe vil øke presisjonen til hvor rovviltet faktisk har vært. Men det samlede areal (leveområdestørrelse) skal ikke være påvirket av antall observasjoner av familiegruppen. 2) "Ikke-habitat" i nærheten av observasjonen(e). Hvis en lager en sannsynlighetsfordeling basert på observasjoner som ligger nær ikke nyttbart habitat (for eksempel sjø), vil en del av risikoen havne i denne arealtypen. Selv om vi skalerer den samlede risiko til å være 1 for familiegruppen så vil arealet som er representert bli mindre, mens risikoen er høy på det gjenværende habitat.

Begge disse utfordringene kan la seg løse ved først å finne ut hvor stor *Mid* (radius på sirkelen som definerer leveområdestørrelse) må være for å få riktig leveområdestørrelse, etter at ikke-habitat er fjernet og etter at en har summert arealet for alle observasjonene. Det første steget i modelleringen blir derfor å beregne en justert *Mid* slik at totalarealet blir likt leveområdestørrelsen. Dette må gjøres separat for hunner og hanner hvis disse har ulik arealbruk. Dette steget er ikke vist i figur 3.

Basert på estimatene av *Mid* fra punkt 1a og *Skale*, lages sannsynlighetsfordelinger separat for hunner og hanner. Skalering av verdiene pr familiegruppe og kjønn sikrer at alle individ har lik risiko. Hvis vi for eksempel har to hunner pr familiegruppe kan vi anta at disse har lav grad av overlappende leveområde. I så fall må totalarealet økes slik at samlet areal (som er definert av *Mid*) er lik 2 ganger leveområdestørrelse til hunner. Tilsvarende også for hanner.

Kombiner alle hunn-risikokart til et samlet risikolandskap for hunn-individ, og tilsvarende for hann-risikokartene.

Multipliser risikokartene med antall andre individ pr yngling (gaupe: 4, jerv: 4) (Andrén et al. 2002). Dette gjøres også separat for hann- og hunn-risikokartene. Vi har nå fått kart som viser rovviltrisiko for hanner og hunner.

Summer risikokartene for hunner og hanner til et felles risikokart for arten.

Vekting ihht tidligere år. Hvis vi for eksempel ønsker at fjorårets risiko skal telle likt, må risikoverdiene basert på årets ynglinger reduseres tilsvarende. Ved bestandssvingninger vil denne vektingen gi en over- eller underestimert risiko, men over år vil dette jevne seg ut.

3.1.3 Mulig videreutvikling av modellen

Modellen kan gjøres mer kompleks ved å ta hensyn til flere faktorer enn de vi har nevnt ovenfor.

Det er ofte en tett sammenheng mellom habitatkvalitet (for eksempel byttedyrtetthet) og arealbruk (Herfindal et al. 2005, Nilsen et al. 2005). Størrelsen på leveområdet (definert av *Mid*) vil derfor kunne justeres hvis man tok hensyn til habitatkvalitet.

Habitatkvalitet kan også påvirke drapsrater på tamrein. For gaupe vil for eksempel tilgang på rådyr ikke bare føre til mindre leveområder, men kan også føre til lavere drapsrate på tamrein. Dette vet vi for lite om i dag til å kunne inkludere i modellen.

Enkelte habitattyper er mindre brukt enn andre. For eksempel er gaupe i stor grad en skoglevende art. Modellen tar i dag ikke hensyn til dette når den fordeler risiko, men fordeler dette likt utover alle habitat bortsett fra habitat som er definert som "ikke-habitat" (sjø). Vi trenger mer kunnskap om habitatbruk for rovviltartene i ulike landsdeler for å inkludere dette i modellen.

Antall individ pr yngling kan variere geografisk, som følge av geografisk variasjon i overlevelse og reproduksjonsrater. Siden ynglinger ofte er registrert vinterstid vil regionale forskjeller i juvenil dødelighet føre til at andelen av bestanden som regnes som ikke ynglende bli underestimert i noen områder og overestimert i andre områder. Vi har i dag ikke nok kunnskap om regionale forskjeller i vitale rater hos rovviltet til å kunne ta hensyn til dette på en god måte.

Kunnskap om ressurs situasjonen i reindriften og om klimatiske forhold er i dag ikke inkludert i modellen. Tap skyldes i hovedsak en kombinasjon av ressursbegrensning og predasjon, og flere studier har vist at tapet til rovdyr går opp når ressurs situasjonen er vanskelig. Dette tapet refereres til som kompensatorisk tap og forventes ikke å øke den totale dødeligheten. Det er fordi dødelighet forvoldt av rovdyr kompenseres for ved en lavere direkte dødelighet som en følge av sult.

Dersom en gjennom erstatningsordninger ikke skal erstatte tap forårsaket av sult, må kunnskap om ressurs situasjonen og klimatiske forhold inkluderes i modellen slik at man kan skille mellom det additive tapet (det tapet som ikke ville oppstått dersom det ikke var rovvilt til stede) og det kompensatoriske tapet.

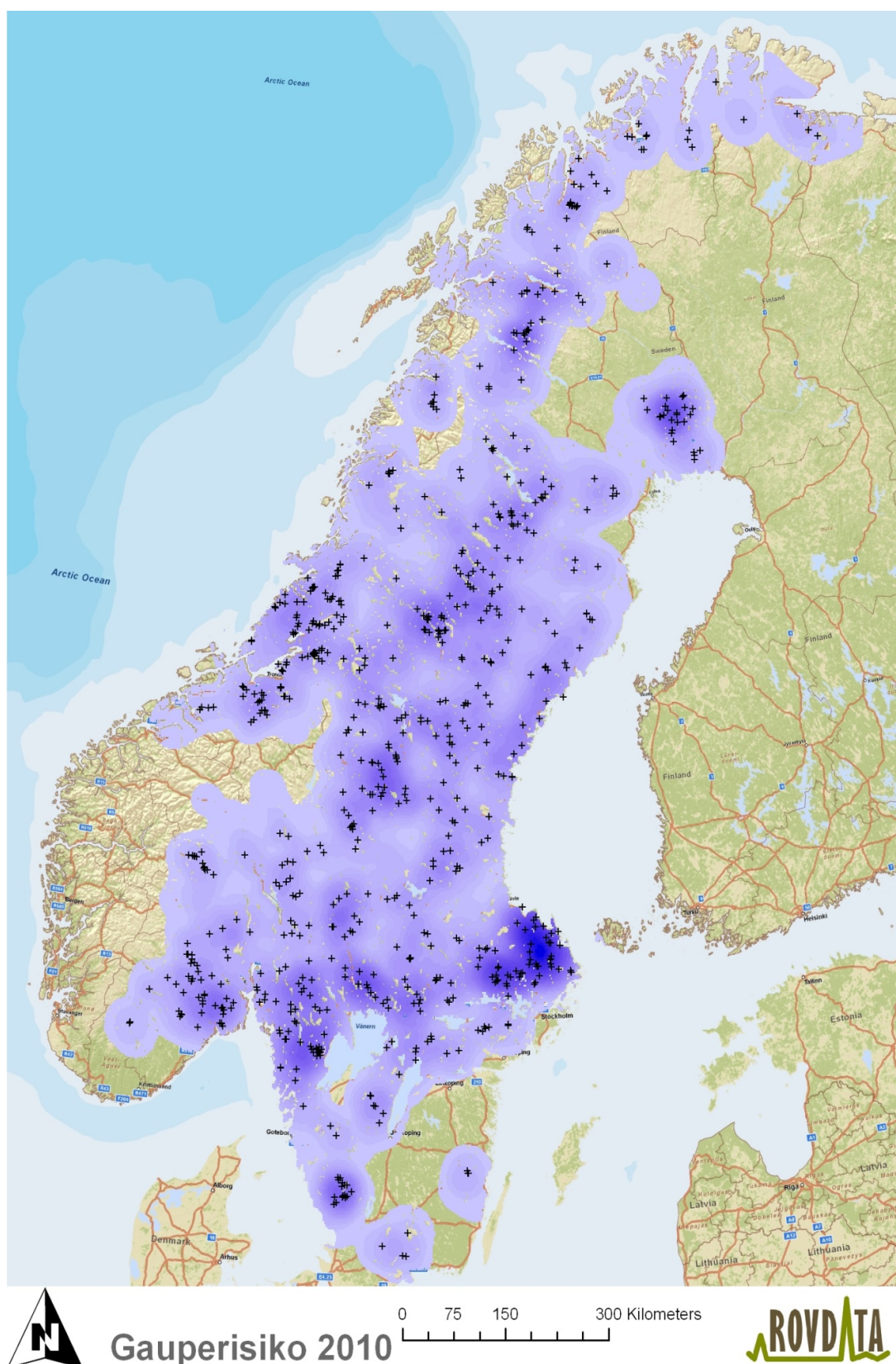
3.2 Eksempel – risikomodell for tap til gaupe og jerv

For disse to artene har vi gode overvåkingsdata på ynglinger og data på arealbruk og predasjonsøkologi fra deler av utbredelsesområdet. For gaupe har vi gode data til å estimere områdebruk (*Mid* og *Skale*) for Nord- og Sør-Norge, men har valgt å bruke estimatet for Nord-Norge (Hunner: 930 km², Hanner: 1900 km²) over hele Skandinavia siden storparten av tamreinområdene ligger i områder med relativt lav rådyrtetthet i forhold til en del av områdene i Sør-Norge hvor arealbruk-data på gaupe stammer fra. For jerv er gjennomsnittlig leveområdestørrelse i Sarek ca. 700 km² for hanner og 170 km² for hunner (Mattisson 2011, Persson et al. 2009).

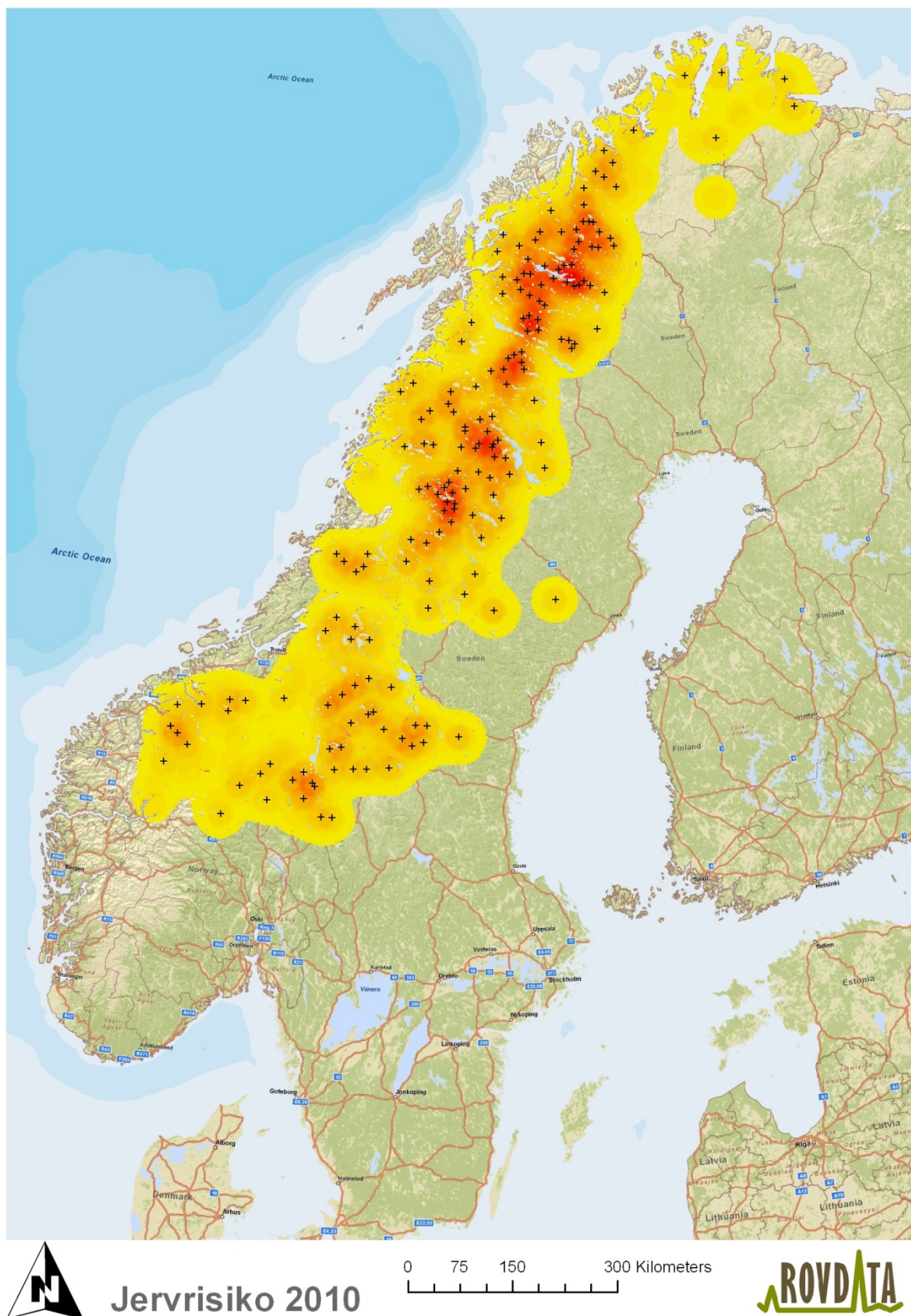
For gaupe er det benyttet observasjoner av familiegrupper i Skandinavia fra 2008 til 2010. For jerv er det benyttet ynglinger i Skandinavia fra 2008 til 2010. Hos gaupe vil det kunne være flere observasjoner av samme yngling, mens jerveynglinger er knyttet til en spesifikk geografisk plassering.

Eksempel på risikokart for 2010 er vist for gaupe og jerv basert på familiegrupper og ynglinger i figurene 4 og 5.

Ut fra kartene kan man se at det er beregnet en rovviltrisiko også i områder uten ynglinger i 2010. Dette skyldes at tidligere års ynglinger (2008 og 2009) er med i beregningen av rovviltrisiko. Vi ser også at risikoen er høy i områder med høy tetthet av ynglinger. Dette skyldes at risikoen fra flere individer blir summert til en samlet høy risiko i slike områder. Den høye risikoen i enkelte områder kan også skyldes at områdene har hatt mange ynglinger alle tre årene.



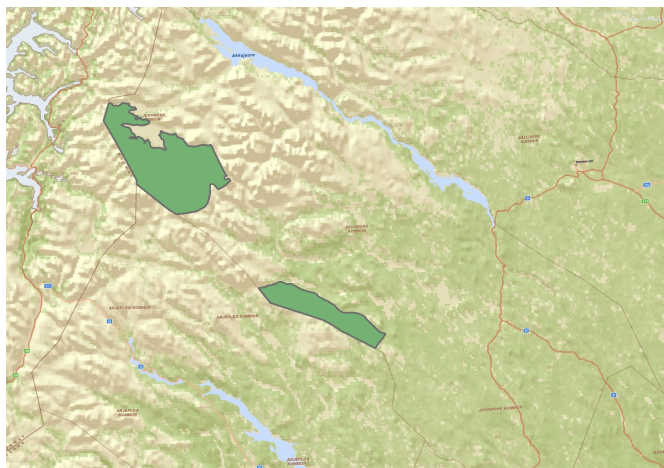
Figur 4. Risiko for tap av tamrein til gaupe i 2010. Yngleobservasjoner fra 2010 er merket som svarte kryss. Mørk farge betyr høy tapsrisiko mens mer lyse farger er lavere tapsrisiko. Fordi tapskartet for 2010 er en sum av årets risiko og tidligere års risiko vil enkelte områder ha tapsrisiko selv uten registrerte ynglinger i 2010.



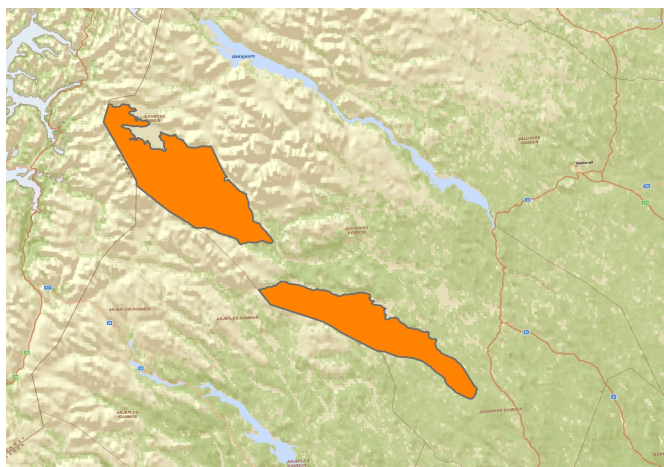
Figur 5: Risiko for tap av tamrein til jerv i 2010 basert på ynglinger i Norge og Sverige i perioden 2008 - 2010. Se figur 4 for detaljer.

3.3 Eksempel – tapsrisiko til gaupe og jerv på samebynivå

For å illustrere hvordan tapsrisiko kan beregnes på samebynivå, har de fire samebyene Tuorpon (figur 6), Handölsdalen, Tåssåsen og Mittådalen (figur 7) vært behjelpelige med å fremskaffe oversikt på arealbruken til tamrein i sine områder til ulike tider av året.



Mai – August

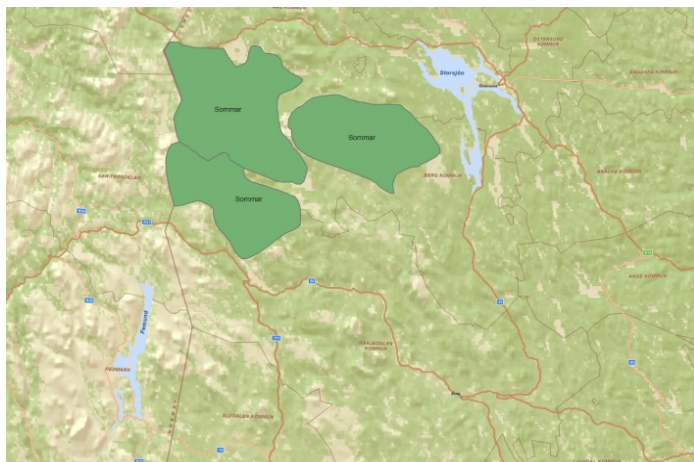


September – Desember

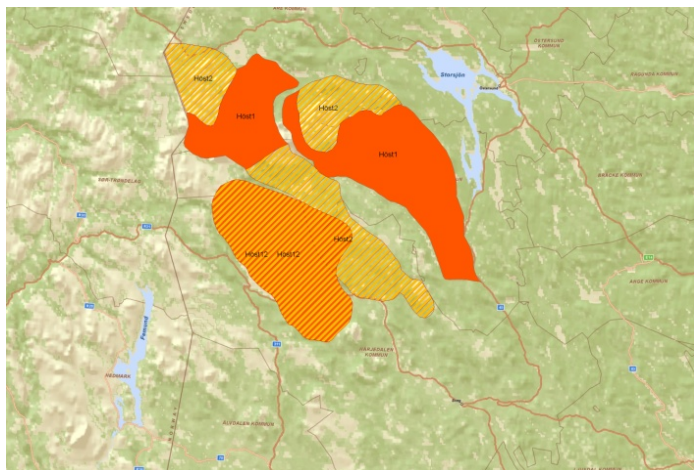


Januar – April

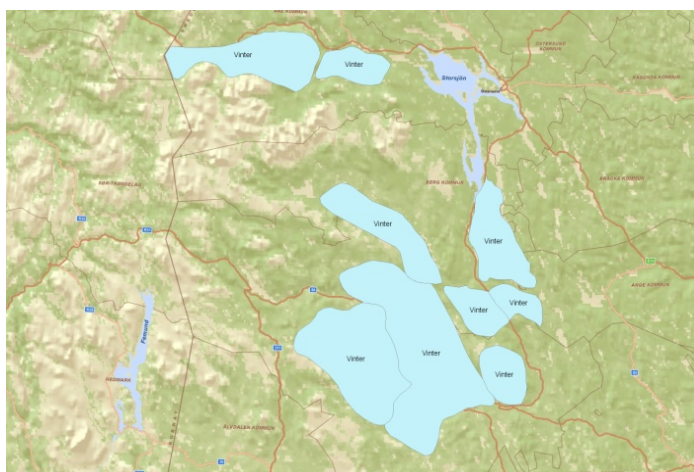
Figur 6: Eksempel på arealbruk hos tamrein til ulike tider på året i Tuorpon sameby.



Mai – August

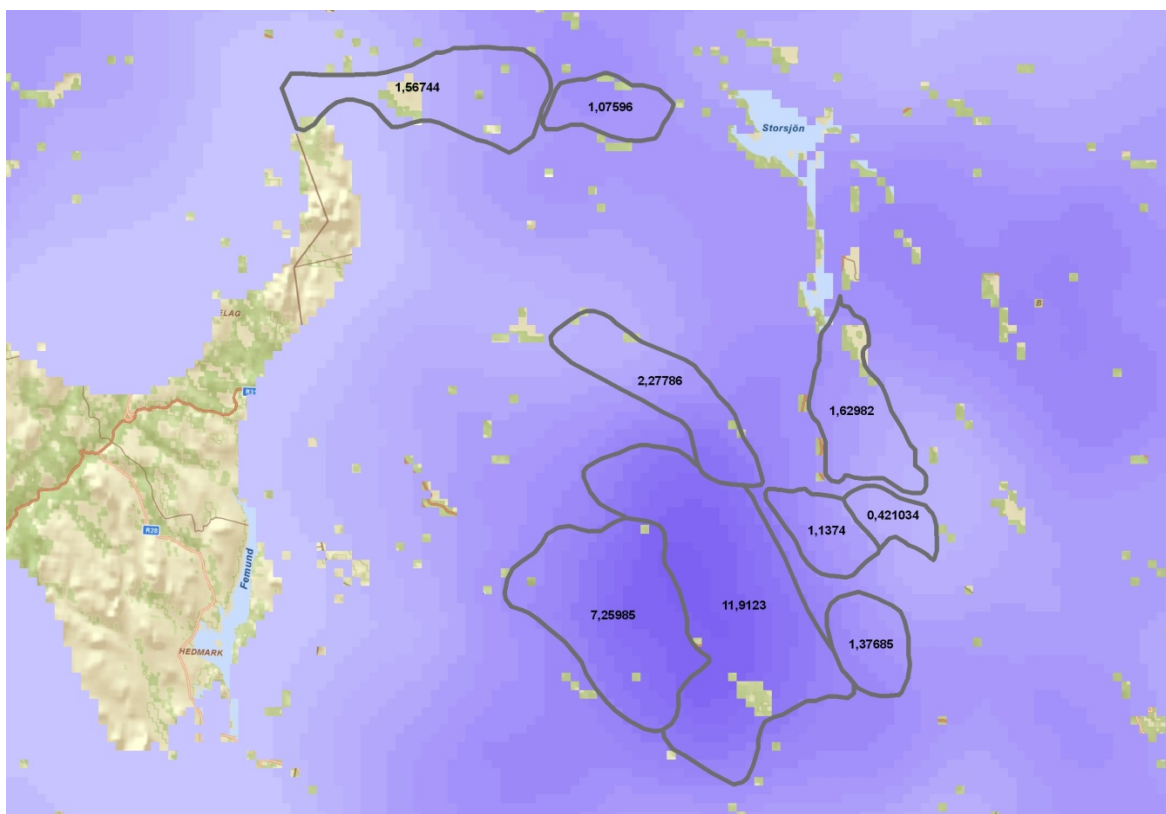


September – Desember



Januar – April

Figur 7: Eksempel på arealbruk hos tamrein til ulike tider på året i de tre samebyene Handölsdalen, Tåssåsen og Mittådalen.



Figur 8: Eksempel på beregning av risikoverdier for gaupe innenfor de ulike arealene som brukes i januar-april av tamrein fra Handölsdalen, Tåssåsen og Mittådalen.

Arealbruken i en gitt årstid legges så over kartet med gaupe-risiko for å beregne verdier for hvert enkelt areal, slik at man får beregnet gaupe-risikoverdier på de forskjellige arealene (figur 7). Denne prosessen gjøres på tilsvarende måte for arealene som brukes til andre årstider. Deretter gjør man samme beregning i forhold til risikoverdier for jerv, slik at man for alle arealer får en gaupe- og en jerv-risikoverdi.

For å overføre disse rovviltrisikoverdiene til tapsrisiko for tamrein må man ha kunnskap om de ulike rovdyrenes drapsrater på tamrein. Drapsratene for gaupe som er brukt i dette eksempelet stammer fra Troms, Finnmark og Sarek (tabell 1) (Mattisson *et al.* 2011), mens for jerv har vi kun drapsrater basert på en håndfull individer fra Sarek uten å kunne skille på årstider (Middels estimat: 0,58 tamrein pr måned, Høyt estimat: 2 tamrein pr måned).

Tabell 1: Gaupe drapsrater brukt til å beregne tapsrisiko av tamrein (Mattisson *et al.* 2011).

Drapsrate pr måned	Middels	Høyt
Vinter hanner	7,11	8,8
Sommer hanner	9,39	11,9
Vinter hunner	5,35	6,2
Sommer hunner	3,30	4,0
Snitt vinter	6,23	7,52
Snitt sommer	6,35	7,95

I den videre beregningen av tap av tamrein på de ulike årstidsarealene som benyttes i eksemplet med de fire samebyene, har vi brukt gjennomsnittlig "vinterdrapsrate" for å beregne tapsrisikoen i tamreinens områdebruk fra høst/sein høst til ut vinterperioden (september-mars). Gjennomsnittlig "sommerdrapsrate" er benyttet for å beregne tapsrisikoen fra vår og ut sommeren til tidlig høst (april-august). Som nevnt ovenfor har vi ikke data til å differensiere drapsrater for jerv på årstider, og har derfor brukt samme drapsrate for alle årstider i dette eksemplet.

Ved å kombinere rovviltrisikoverdiene som er beregnet for arealene som samebyene bruker til ulike tider av året med arts- og årstidsspesifikke drapsrater, får man et estimat på tapsrisikoen for den enkelte sameby i form av antall tamrein tapt (tabell 2).

Tabell 2: Tapsrisiko av tamrein i de fire samebyene benyttet i eksemplet.

Sameby	Tapsrisiko jerv (ant. tamrein)		Tapsrisiko gaupe (ant. tamrein)		Sum	
	Middels	Høyt	Middels	Høyt	Middels	Høyt
Handölsdalen	83	284	481	584	564	868
Mittådalen	58	198	388	470	446	668
Tåssåsen	62	214	414	508	476	722
Tuorpon	49	169	137	168	187	338

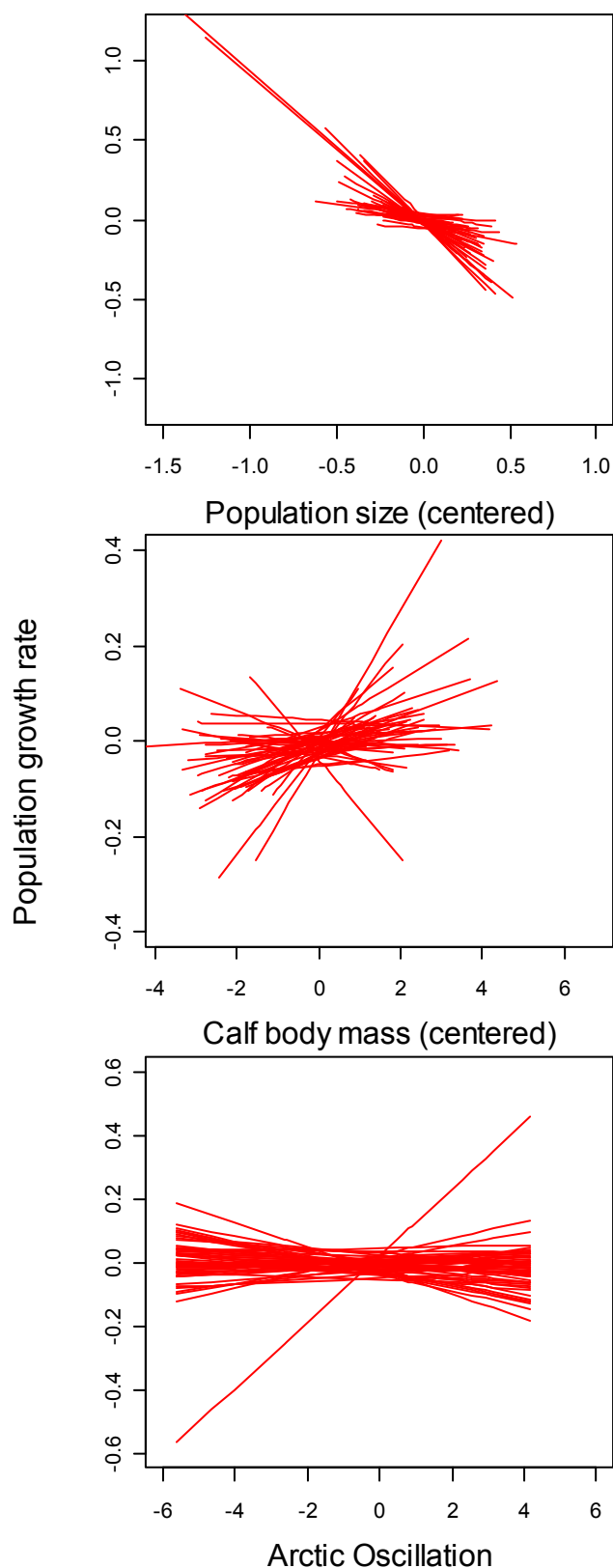
4 Andre forhold som påvirker tap

For å evaluere hvor godt risikokartene stemmer med virkeligheten er det viktig med gode uavhengige data på rovdyrfordeling i landskapet. I tillegg er man avhengig av kunnskap om byttedyrenes ressursituasjon fordi den i stor grad vil kunne påvirke tapsmønsteret. Slike data mangler vi i stor grad for den svenske reindriften. Vi har derfor laget en enkel figur og gjort noen enkle analyser av reinstatistikkene som belyser hvordan eventuelle avvik mellom modellert tap og tap observert av utøverne kan forstås. I utgangspunktet kan man forvente at tapene er størst når reintallet er høyt, ressursituasjonen er ugunstig, eller de klimatiske forholdene er ugunstig. Dette forventer vi gir seg utslag i at vekstraten i bestandene påvirkes negativt av høyt reintall, lave vekter og vintre med mye mildvær og nedbør (dvs. høye AO-verdier). Fra litteraturen vet vi at høye tettheter og ugunstige klimatiske forhold kan medføre store tap, men disse forholdene er i til dels liten grad evaluert i forbindelse med tap i reindriften (se f. eks. Blom *et al.* 2011). I analysen har vi sett på om reintallet endrer seg som en følge av de ovenfor nevnte faktorene. Som forventet er det stor variasjon mellom samebyene (figur 9). For å belyse noen av utfordringene med reintallsdataene og lette beskrivelsen av dataene har vi valgt ut en sameby som vi presenterer separat i figur 10. Fra 1994 og fram til i dag har reintallet gått ned, og ut ifra statistikkene hadde samebyen en kollaps i reintallet i 2005. Vi antar at denne tilsynelatende kollapsen skyldes feil i tallmaterialet, men ettersom dette ikke påvirker konklusjonene har vi ikke ekskludert denne observasjonen. Slakteuttaket har også vært nedadgående over den samme tidsperioden, mens slaktevektene for kalv har vært stigende. Distriktet karakteriseres av lavt slakteuttak (ca 30 % av vårflokk). Dette resulterer i en bestandsdynamikk som i stor grad forklares av reintall og ugunstige klimatiske forhold i enkelte vintre. Til sammen forklarer disse to forholdene over 70 % av variasjonen i reintall over denne tidsperioden. Dette er i stor grad det samme som vi ser i den norske reindriften, hvor mange reinbeitedistrikter har et slakteuttak som er for lavt til å sikre stabile reinbestander og høy produktivitet i bestandene (Tveraa *et al.* 2007). Resultatet er at mange dyr tapes som en følge av sult og økt sårbarhet til rovdyr (Tveraa *et al.* 2012). Som sagt innledningsvis varierer styrken i disse forholdene mellom samebyene, men generelt er det slik at negativ utvikling i reintallet i samebyene i Sverige forklares av høyt reintall og lave vekter (her slaktevekter for kalv). For enkelte distrikter påvirkes også reintallet negativt av ugunstig vinterklima (se tabell 3 og figur 9).

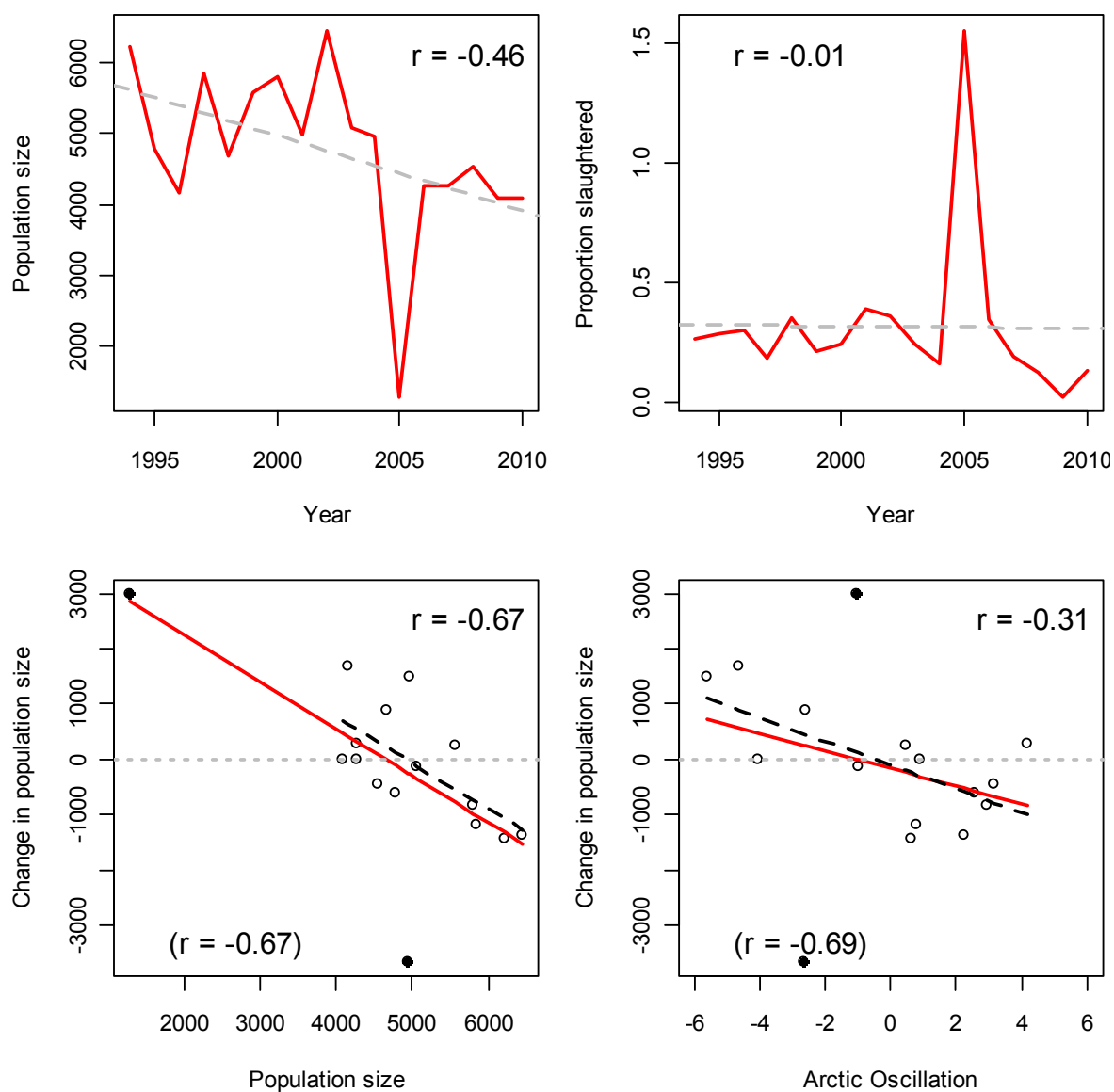
Tabell 3: Lineær modell over endring i vekstrate over tid t ($R_t = \log(N_t) - \log(N_{t-1})$) som en funksjon av log reintall (X_t), kalvevekt og den Arktiske Oscillasjonen (AO). Det var en tydelig autoregressiv struktur i dataene og modellen som inkluderte den Arktiske Oscillasjonen (AO hadde lavere AIC enn en modell uten (-465,54 vs. -477,90)).

Parameter	Verdi	SE	T	P
Korreleasjonsstruktur (AR1)				
(innen sameby)				
Phi = -0.35				
Intersept	-0,129	0,09	-1,45	0,146
X_t (reintall)	-0,015	0,007	-2,82	0,022
Kalvevekt	0,011	0,003	3,817	0,0001
AO	-0,003	0,002	-1,421	0,156
Residual standard error:	0,191			

Dette antyder at en betydelig del av rovdyrtapet i enkelte distrikter indirekte er forårsaket av ressursknapphet. Dersom drapstaktene skal korrigeres for i forhold til dette tapet, vil det være nødvendig med studier som kvantifiserer tap av rein til ulike rovdyrarter gjennom hele året og under ulike reintettheter og klimatiske forhold (se Griffin *et al.* 2011).



Figur 9: Sammenhengen mellom reintall (øverste figur), kalvevekt (midtre figur) og vinterklima (nederste figur) for samebyene i Sverige for perioden 1994-2010. Hver sameby er representert ved en regresjonslinje.



Figur 10: Øverst: Reintall og andel av flokken som slaktes for perioden 1994-2010. Nederst: Vekstrate som en funksjon av reintall og klimatiske forhold (Arctic Oscillation). Stiplet sort linje i de to nederste figurene og r -verdi i parentes angir relasjonen dersom effekten av det tilsynelatende krasjet i 2005 fjernes (de to fylte sirklene).

5 Kunnskapsmangler og forslag til hvordan nødvendig kunnskap kan innhentes

5.1 Rovviltdata

5.1.1 Drapsrater

Med hensyn til drapsrater vil det være ressurskrevende å innhente data som dekker alle driftsformer innen reindriften. Man må forvente at drapstakten på tamrein vil variere avhengig av en rekke faktorer som tilgang på alternative byttedyr, ulike beite- og driftsforhold, habitat og interaksjoner mellom rovviltartene. For å kunne gjøre realistiske modelleringer for alle områder med samisk tamreindrift i Skandinavia, er det nødvendig å innhente kunnskap om drapsrater hos gaupe, jerv, ørn og bjørn fra et utvalg av områder.

Det ble i 2011 startet opp en intensiv femårig studie av interaksjoner mellom rein, gaupe og jerv i Midt-Norge. Midt-Norge står i en særstilling i Skandinavia da gaupa, i tillegg til rein og sau, har tilgang på rådyr og hjort i mange av de samme områdene. Det vil være spesielt viktig å få data på gaupas og jervens drapstakter på rein i Midt-Norge. Dette kan brukes til å forklare hvordan interaksjonen mellom jerv og gaupe påvirker artenes økologi, og beitenæringen. Prosjektet krever en intensiv oppfølging av GPS-merkede gauper og jerv i Midt-Norge, samt oppfølging av tamrein med GPS-sendere.

Det er også nødvendig å starte studier på drapsrater i områder med lave tettheter av både rådyr og rein, som for eksempel i deler av Jämtlands län. Datagrunnlaget fra slike områder er svært begrenset.

Det er fra flere hold uttrykt ønske om å inkludere også bjørn, kongeørn og sau i Midt-Norge prosjektet, men foreløpig er fokuset i prosjektet på rein, gaupe og jerv.

Data på bjørnens drapsrater på rein er i dag mangelfulle. Vi forventer imidlertid at de data som innhentes gjennom det pågående prosjektet i Nord-Sverige også vil kunne brukes i tilsvarende områder fremover. Prosjektet gjennomføres i 2 skogssamebyer, og tilsvarende forskning i fjellsamebyer vil være nødvendig for å få kunnskap også fra fjellområdene. Prosjektet startet våren 2010, og det forventes at data vil være tilgjengelig i løpet av 2-3 år.

Den største utfordringen er kongeørn. Individbaserte studier av kongeørnas drapstakt på rein har så langt ikke vært gjennomført av tekniske årsaker. Det finnes nå GPS-sendere for kongeørn som kan gi en høy frekvens av posisjoner. Vi mener dette muliggjør studier på kongeørn, tilsvarende de som i dag gjennomføres på gaupe og jerv, for å estimere drapstakten til kongeørn.

5.1.2 Demografi

Foreløpige tall fra Scandlynx prosjektet i nord antyder at det er større mellomårsvariasjon i reproduksjonssuksess hos gaupe i Troms og Finnmark sammenliknet med områder lenger sør i landet. Det vil dermed kunne være flere gauper i bestanden pr yngling i nord, sammenlignet med områder lenger sør. Pr i dag har vi ikke tilfredsstillende data til å kunne beregne en egen omregningsfaktor (Andrén et al. 2002) for Troms og Finnmark alene. Dagens omregningsfaktor er basert på tallmateriale fra før 2002, og en grundig gjennomgang av alt demografiske data fra hele Skandinavia vil gi bedre tall på antall gauper i bestanden pr yngling på Nord skandinavisk skala.

Det er også nødvendig med en gjennomgang av demografiske data fra Skandinavia på jerv, av samme årsaker som for gaupe.

Demografiske data for kongeørn er i dag begrenset. Det vil være nødvendig å innhente slike data i årene fremover.

5.1.3 Leveområdestørrelser og arealbruk

Vi har i dag mye kunnskap om leveområdestørrelser og arealbruk for artene gaupe, jerv og bjørn. Det er likevel nødvendig å innhente slike data fra områder i Skandinavia hvor kunnskapen er mangelfull. Et eksempel er Midt-Norge, og det pågående prosjektet vil fremover skaffe til veie slik kunnskap for gaupe og jerv.

For kongeørn er kunnskapsgrunnlaget begrenset. Data fra GPS-sendere kan gi kunnskap om leveområdestørrelser og om arealbruken til juvenile og territorielle kongeørner, med en målsetning om å bedre estimatene på kongeørntettheten. Habitatmodellering basert på tilgjengelige data fra områder som er godt kartlagt i Skandinavia, vil også kunne gi et estimat på tettheten av kongeørnterritorier for områder som så langt ikke har vært kartlagt. Denne kunnskapen vil videre benyttes til å modellere tapsrisikoen i forhold til avstand til påviste hekkepar. Slike studier bør kobles med studier av tap og habitatbruk hos rein, og studier av drapstakten til jerv og gaupe for å maksimere utbyttet av studiene.

5.1.4 Habitatkvalitet

Habitatkvalitet har betydning for flere av faktorene som benyttes i modellen. For eksempel vil god tilgang på flere ulike arter byttedyr kunne føre til mindre leveområder, og samtidig til lavere drapsrate på tamrein på grunn av tilgang på andre byttedyr. Et annet eksempel er jervens drapsrate, som potensielt kan variere mellom skog og fjell. Habitatkvalitet har også betydning for områdebruken, og et ofte nevnt eksempel er gaupas preferanse for skogsområder. Tamrein vil være ulikt tapsutsatt i ulike habitater, og det er viktig å inkludere slik kunnskap i risikomodellen.

Slike data må innhentes i pågående og fremtidige forskningsprosjekter, og eksisterende data må sammenstilles.

5.1.5 Tidligtap av kalv

Det er i dag begrenset med kunnskap om tidligtapet av kalv, og i hvilken grad de ulike rovviltartene bidrar til dette tapet og omfanget av andre tapsårsaker. De fleste tidligere og pågående forskningsprosjekter på rovvilttap i reinnæringen har studert tap av kalv i perioden fra kalvemerking og utover. Perioden fra fødsel til merking er mindre studert av naturgitte og tekniske utfordringer. Primært synes imidlertid dette tapet å være relatert til reinens kroppskondisjon (Tveraa et al 2003, Bårdsen & Tveraa 2012, Nieminen et al 2011). I det pågående prosjektet i Nord-Sverige hvor bjørnens drapsrate på tamrein studeres, er det tatt i bruk ny teknologi for å kunne få data på tidligtapet av kalv til bjørn. I dette prosjektet benyttes proximitysendere, men denne teknologien kan foreløpig ikke benyttes på tilsvarende måte på mindre rovviltarter som gaupe og jerv. Det arbeides med å utvikle sendere som kan benyttes på de mindre rovviltartene. Når denne teknologien er på plass mener vi den må tas i bruk og teste om nøyaktige data på tidligtap av kalv til alle rovdyrarter kan innhentes ved bruk av teknologien.

En alternativ metode er å holde reinen i hegn gjennom kalvingsperioden slik at man har kontroll på reinen samtidig som man har kontroll på rovdyr. Slike studier er tidligere gjort blant annet i Norge, og studiene har gitt svært nyttig innsikt det tidlige tapet av kalv (se også avsnitt 5.2).

5.2 Reindata

Nyere data på tap av rein til rovdyr i Sverige er ikke kjent for oss, men detaljerte data er samlet inn tidligere (Björvall *et al.* 1990). Basert på tilgjengelig informasjon mener vi at det trengs bedre kunnskap om tap og produksjon i den svenske reindriften. Uten kunnskap om tap og

predasjon belyst fra flere hold, vil tap av rein til rovvilt forbli et konfliktfylt tema. Fra Norge har vi en del kunnskap om sammenhengen mellom vekter og tap, særlig fra Finnmark. For reinbeiteområdene i Sør-Norge er datagrunnlag dårligere, men vi forventer at datagrunnlaget fra Nord-Trøndelag vil bli vesentlig bedre de kommende årene.

Tilgjengelige data viser at drektighet hos fjorårskalver i Norge er så liten at den kan neglisjeres, mens andelen drektige toåringer samvarierer tett med reinens vekt. De fleste voksne simler er drektige. Dette gjelder også svært lette voksne simler i Finnmark. Lette simler har imidlertid større sjanse for å miste kalven (Fauchald *et al.* 2004), og det er grunnlag for å anta at ekstremtapene i Finnmark i stor grad ville forekommet selv i en situasjon uten rovvilt tilstede (Tveraa *et al.* 2003). Fra Finland er det også rapportert om at kalver som tapes til rovvilt er på størrelse med dem som dør av andre årsaker. Det eneste unntaket i så måte i de finske dataene er tap voldt av gaupe (Nieminen, Norberg & Maijala 2011). Det er derfor et behov for en avklaring på om tapet av dyr som ellers ville dødd av andre forhold, skal kompenseres for gjennom rovvilterstatning. Dersom tap forårsaket av sult ikke skal kompenseres for er det behov for utfyllende data på sammenhengen mellom simlevekter og kalvetilgang ved merking. I praksis er det svært vanskelig å skaffe data på hva som skjer i denne perioden fordi simlene i de fleste tilfellene er spredt over store områder, og fordi mesteparten av tapene skjer rett etter fødsel. Det er imidlertid blitt gjort studier i Finnmark hvor hensikten har vært å forstå det tidlige kalvetapet. Disse studiene har holdt reinen i hegn gjennom kalvingsperioden slik at man har full kontroll på reinen samtidig som man har god kontroll på rovvilt (Tveraa *et al.* 2003). Disse studiene har gitt svært nyttig innsikt det tidlige tapet av kalv (se også Lagergren 2011). Studiene har vært kritisert av næringen fordi de tar reinen ut av sitt vanlige miljø, men det finnes ingen evidens for at denne kritikken er berettiget (Fauchald *et al.* 2004b). Tvert imot tilsier studiene fra Finland at reinen godt tilpasser seg føring og kalving i hegn (Bårdsen *et al.* 2009). Slike studier kan derfor være effektive for å studere disse forholdene i reindriften lenger sør, og vil kunne bidra med sikre resultater i løpet av noen få (3-5) år.

5.3 Begrunnelse av studiedesign, tidsperspektiv og kostnader

Risikomodellen slik som den foreligger kan ikke skille mellom kompensatorisk og additivt tap. Modellen baserer seg utelukkende på kjente ynglinger og den tar ikke hensyn til habitatkarakteristikker som påvirker rovdynenes områdebruk. Det vil være naturlig å videreutvikle modellkonseptet slik at det i større grad tas hensyn til kunnskap om reinflokkenes status (for eksempel aldersstruktur, kroppskondisjon og slaktestrategi) og utnytter all tilgjengelig informasjon om rovdyns utbredelse, antall og drapstakter (for eksempel alternative metoder for bestandsovervåking, størrelse på leveområder, habitatbruk).

Som nevnt skal modellering av tap av tamrein til rovvilt fange opp variasjon i risiko mellom år. Denne variasjonen kan endres som en følge av endringer i rovdynetetthet, klimatiske forhold og ressursituasjonen som reinen opplever. Ugunstige klimatiske forhold og ressursknapphet øker tapsrisikoen. Samtidig er det grunnlag for å anta at det kompensatoriske tapet øker under disse forholdene. Å skille den kompensatoriske delen av tapet fra den additive delen av tapet er vanskelig men nødvendig dersom de økonomiske konsekvensene av fredet rovvilt på reindriften skal kvantifiseres (Hebblewhite 2011).

Tap av kalv er den største utfordringen i reindriften og anses å utgjøre den største økonomiske belastningen for reindriften. Dette gjelder kanskje særlig perioden rett etter fødsel og på sen vinteren det første leveåret, men generelt er kalvene sårbar gjennom hele det første leveåret.

Studier gjennomført på tap av kalv i Norge og Finland tyder på at deler av kalvetapet er kompensatorisk. I Norge er det vist at simler som mister kalven til rovvilt er jevnstore med dem som mister kalven på grunn av underernæring. I Finland fant man at kalv tapt til jerv, ørn og bjørn var mindre enn dem som ikke ble tatt og jevnstore med dem som døde av andre årsaker.

Tilsvarende rapporterer Bjørneprosjektet om at kalver som blir tatt av bjørn er mindre enn dem som ikke blir tatt. Kalver tapt til gaupe i Finland var derimot større enn dem som ikke ble tatt, og studier fra Sarek viser at jerven i atskillig mindre grad en gaupe dreper rein. Dette tyder på at tap voldt av gaupe kan ha størst negativ innvirkning på økonomien innen reindriften.

Tapsomfanget forventes å variere med hvilket habitat reinen har tilgjengelig. I skogsområder er det trolig bjørn og gaupe som står for de største tapene, mens det i fjellområdene trolig er kongeørn og jerv som står for de største tapene.

Gitt dagens kunnskapsgrunnlag foreslår vi at nye studier fokuserer mest på predasjon fra gaupe, men at et mindre antall jerv, bjørn og kongeørn også radiomerkes i det samme området. Dette sikrer viktig kunnskap om hvordan de ulike artene interakterer og er gunstig for å avklare hvordan tapsrisikoen fordeler seg mellom de ulike rovdyrartene etter hvert som reinen utnytter beiter i ulike habitater gjennom sesongen. For å kartlegge i hvilken grad tap av rein til rovdyr er additivt eller kompensatorisk, er det avgjørende at det radiomerkes rein med kjent vekt og drektighetsstatus i det samme området som rovdypene merkes.

Vi foreslår å samle all aktiviteten i ett felles studieområde. Dette innebærer at forskjeller mellom områder ikke fanges opp, men sikrer gode data på alle momenter knyttet til tap i reindriften innenfor det området hvor studiet gjennomføres. Dersom det er behov for å evaluere de samme forholdene i andre områder, foreslår vi at prosjektet flyttes til et nytt område etter noen år (anslagsvis 3-5 år), når interaksjonene mellom rovdyr og rein er tilfredsstillende forstått i gjeldende studieområde. Vi forutsetter at det foregår en løpende evaluering av innsamlede data og at studieprotokollen justeres i henhold til erfaringene som dras fra prosjektet.

Grunnpilaren i prosjektet vil være radiomerking av gaupe, jerv, bjørn og kongeørn i et område hvor det også er radiomerket rein med dødsvarselteknologi, og med kjente livshistorietrekk og vitale rater. Perioder med lav peilingsaktivitet for både rein og rovdyr (1-4 ganger i døgnet) vil gi informasjon om i hvilke perioder av året reinen er mest utsatt for predasjon fra de forskjellige rovdypene. Intensive peilingsperioder for rovvilt sikrer kunnskap om artsspesifikke drapstakter. Intensivperiodene må fordeles gjennom året slik at sesongspesifikke drapstakter innhentes. For eksempel forventer vi høyere drapstakter på ettervinteren enn på forvinteren fordi reinen vanligvis er mest svekket av sult i denne perioden. Obduksjon av kalver som blir tatt av rovdyr sikrer informasjon om når tapene er størst, hvilke rovdyr som tar flest rein, og hvilke kalver som er mest utsatt for predasjon

Et prosjekt som inkluderer rein og fire rovdyrarter vil være ressurskrevende fordi det krever involvering av eksperter fra ulike forskergrupper og en god dialog og samhandling med reindriftnsutøverne og andre interessegrupper (for eksempel elgjegere) i studieområdet. Stor årlig variasjon i tapsrisiko som en følge av klimatiske forhold krever dessuten at et studium av disse forholdene må løpe over flere år for å fange opp denne variasjonen. Midt-Norge-prosjektet skal foregå i 5 år og et tilsvarende tidsperspektiv bør være grunnlaget for et eventuelt nytt prosjekt av disse årsakssammenhengene. Per i dag ligger den totale økonomiske rammen på aktiviteten i Midt-Norge på ca 6 mill NOK årlig. Dersom bjørn og kongeørn skal inkluderes vil trolig den totale budsjettammen komme opp i 10 mill NOK per år beregnet ut fra NINAs kostnadsrammer. I et prosjekt som skissert ovenfor, hvor alle relevante rovviltarter og tamrein er inkludert, er det nødvendig med samarbeid mellom forskere fra flere fagmiljøer i Skandinavia. Ulike institusjoners timepriser vil kunne variere, og et mer nøyaktig estimat på budsjettamme krever en grundig prosess med aktuelle samarbeidsparter og en gjennomarbeidet prosjektbeskrivelse.

Eventuell teknologiutvikling som gjør det mulig å få nøyaktige data også på tidligtap av reinkalv til rovviltartene gaupe, jerv og kongeørn må vurderes å tas i bruk. Kostnadsrammen vil da øke avhengig av kostnadene på sendere og nødvendig design på prosjektet.

Vi anslår at utviklingsarbeidet med risikomodellen isolert krever ett års arbeidsinnsats. Vår vurdering er at den beste løsningen vil være å gjennomføre arbeidet over en tidsperiode på to år, slik at den kunnskap som jevnlig vil tilkomme gjennom overvåkingen og pågående forskningsprosjekter kan bidra til å styrke presisjonen i modellen. Vi mener det vil være en god løsning å gjennomføre arbeidet gjennom en toårig 50 % post-doc-stilling. Dette vil ha en økonomisk ramme på ca 0,9 mill NOK.

6 Referanser

- Andrén, H., J.D.C. Linnell, O. Liberg, P. Ahlqvist, R. Andersen, A. Danell, R. Franzén, T. Kvam, J. Odden, & P. Segerström, P. 2002. Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. - *Wildlife Biology*, 8, 299-306.
- Björvall, A., Franzén, R., Nordkvist, M. & Åbman, G. 1990. Renar och Rovdjur. Naturvårdsverket, Solna.
- Blom, A. Wik-Karlsson, J. Lindberget, M. 2011. Rovdjursituationen i Jijnjevaerie. Rapport fra Svenska Samernas Riksförbund – SSR, Umeå, Sverige.
- Bårdsen, B. J., P. Fauchald, T. Tveraa, K. Langeland, and M. Nieminen. 2009. Experimental evidence of cost of lactation in a low risk environment for a long-lived mammal. – *Oikos*, 118:837-852.
- Bårdsen, B.J., Tveraa, T., Fauchald, P. & Langeland, K. 2010. Observational evidence of risk-sensitive reproductive allocation in a long-lived mammal. -*Oecologia*, 162, 627-639.
- Fauchald, P., T. Tveraa, C. Henaug, and N. G. Yoccoz. 2004a. Adaptive regulation of body reserves in reindeer (*Rangifer tarandus*): a feeding experiment. –*Oikos*, 107,583-591.
- Fauchald, P., T. Tveraa, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 2004b. En økologisk bærekraftig reindrift. Hva begrenser naturlig produksjon og høsting? Fagrapport 76, NINA, Trondheim.
- Griffin, K.A., Hebblewhite, M., Robinson, H.S., Zager, P., Barber-Meyer, S.M., Christianson, D., Creel, S., Harris, N.C., Hurley, M.A., Jackson, D.H., Johnson, B.K., Myers, W.L., Raithel, J.D., Schlegel, M., Smith, B.L., White, C. & White, P.J. (2011) Neonatal mortality of elk driven by climate, predator phenology and predator community composition. -*Journal of Animal Ecology*, 80, 1246-1257.
- Hallett, T.B., Coulson, T.N., Pilkington, J.G., Clutton-Brock, T.H., Pemberton, J.M. & Grenfell, B.T. 2004. Why large-scale climate indices seem to predict ecological processes better than local weather. -*Nature*, 430, 71-75.
- Hausner, V. A., P. Fauchald, J. L. Jernsletten, B. Ulvevadet, K. A. Brathen, R. A. Ims, N. G. Yoccoz, T. Tveraa, and E. Pedersen. 2011. The ghost of development past: the impact of economic security policies on Saami pastoral ecosystems. -*Ecology and Society*, in press.
- Hebblewhite, M. 2011. Unreliable Knowledge About Economic Impacts of Large Carnivores on Bovine Calves. -*Journal of Wildlife Management*, 75, 1724-1730.
- Helle, T. & Kojola, I. 2008. Demographics in an alpine reindeer herd: effects of density and winter weather. -*Ecography*, 31, 221-230.
- Herfindal I. 2011. Modellering av rovviltrisiko. Vedlagt arbeidsdokument utarbeidet til Ekspertutvalg for rovviltskadeerstatning.
- Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B. & Andersen, R. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). -*Journal of Zoology*, 265, 63-71
- Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Moa, P. F., Odden, J., Austmo, L. B. & Andersen, R. 2005. Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep? *Journal of Wildlife Management*, 69, 1034-1042
- Jacobsen, K.-O., T. V. Johnsen, T. Nygård & A. Stien 2010. Kongeørn i Finnmark. Årsrapport 2009. NINA rapport 576.
- Johnsen, T. V., Geir H. Systad, Karl O. Jacobsen, Torgeir Nygård & Jan O. Bustnes. 2007. The occurrence of reindeer calves in the diet of nesting Golden Eagles in Finnmark, northern Norway. *Ornis Fennica*, 84,112–118
- Lagergren, M. 2011. Effects of mother condition on pregnancy and early losses of calves in semi-domesticated reindeer. Master of Science thesis in Evolution and Ecology. CEES, UiO.
- Mattison, J. 2011. Interactions between Eurasian Lynx and Wolverines in the Reindeer Husbandry Area. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Mattisson, J., Odden, J., Nilsen, E.B., Linnell, J.D.C., Persson, J. & Andrén, H. (in press) 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.
- Moa, P. F., Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Overskaug, K., Kvam, T. & Andersen, R. 2006. Does the spatiotemporal distribution of livestock influence forage patch selection in Eurasian lynx *Lynx lynx*? -Wildlife Biology, 12, 63-70
- Morellet, N., J.-M. Gaillard, A. J. M. Hewison, P. Ballon, Y. Boscardin, P. Duncan, F. Klein, and D. Maillard. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. -Journal of Applied Ecology, 44,634-643.
- Mysterud, A., Stenseth, N.C., Yoccoz, N.G., Langvatn, R. & Steinheim, G. 2001. Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. Nature, 410, 1096-1099.
- Nieminen, M., Norberg, H. & Maijala, V. 2011. Mortality and survival of semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) calves in northern Finland. -Rangifer, 31, 71-84.
- Nieminen, M. 2010. The impact of large carnivores on the mortality of semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) calves in Kainuu, southeastern reindeer-herding region of Finland. Rangifer, 30, 79 – 88.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I. & Linnell, J. D. C. 2005. Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote-sensing estimates of environmental productivity? Ecoscience 12, 68-75
- Norberg, H., Kojola, I., Aikio, P. & Nylund, M. 2006: Predation by Golden Eagle *Aquila chrysaetos* on semidomesticated Reindeer *Rangifer tarandus* calves in northeastern Finnish Lapland.—Wildlife Biology 12,393–402.
- Nybakk, K., Kjølsvik, O. & Kvam, T. 1999: Golden Eagle predation on semidomestic Reindeer. Wildlife Society Bulletin 27, 1038–1042.
- Næss, M.V., Bårdsen, B.J., Tveraa, T. & Pedersen, E. 2011. Pastoral herding strategies and governmental management objectives: predation compensation as a risk buffering strategy in the Saami reindeer husbandry, Human Ecology, in press
- Ollila, T. 2009. The territory-based compensation system for the economic losses caused by the Golden eagle to the reindeer husbandry. Experiences after ten years in Finland. I: Jacobsen, K.-O. 2009 (red.). Nordisk kongeørnsymposium. Tromsø 25.-28. September 2008 – NINA rapport 442, 29-30.
- Persson, J., Wedholm, P. & Segerstöm P. 2009. Space use and territoriality of wolverines (*Gulo gulo*) in northern Scandinavia.
- Pettorelli, N., Mysterud, A., Yoccoz, N.G., Langvatn, R. & Stenseth, N.C. 2005. Importance of climatological downscaling and plant phenology for red deer in heterogeneous landscapes. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, 272, 2357-2364.
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M. & Kausrud, K. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. Climate Research, 46, 15-27.
- Post, E. 2005. Large-scale spatial gradients in herbivore population dynamics. Ecology, 86, 2320-2328.
- Royama, T. 1992. Analytical population dynamics. Chapman & Hall, London.
- Solberg, E.J., Sæther, B.E., Strand, O. & Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. Journal of Animal Ecology, 68, 186-204.
- Stenseth, N.C., Ottesen, G., Hurrell, J.W., Mysterud, A., Lima, M., Chan, K.-S., Yoccoz, N.G. & Ådlandsvik, B. 2003. Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: the North Atlantic Oscillation El Niño and beyond. Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences, 270, 2087-2096.
- Sulkava, S., Huhtala, K., Rajala, P. & Tornberg, R. 1998. Changes in the diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and small game populations in Finland in 1957-96. Ornis Fennica, 76, 1-16.
- Tveraa, T., P. Fauchald, C. Henaug, and N. G. Yoccoz. 2003. An examination of a compensatory relationship between food limitation and predation in semi-domestic reindeer. Oecologia, 137,370-376.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N.G., Ims, R.A., Aanes, R. & Høgda, K.A. 2007. What regulate and limit reindeer populations in Norway? - Oikos, 116, 706-715.

- Tveraa, T., Ballesteros, M., Bårdsen, B.-J., Fauchald, P., Langeland, K., Pedersen, E. & Stien, A. (2012) Rovvilt og reindrift. Kunnskapsstatus i Finnmark. NINA Rapport 821, Trondheim.
- Watson J. 2010. The Golden Eagle. T & AD Poyser, London.
- Aanes, R., Sæther, B.-E., Smith, F.M., Cooper, E.J., Wookey, P.A. & Øritsland, N.A. 2002. The Arctic Oscillation predicts effects of climate change in two trophic levels in a high-arctic ecosystem. *Ecology Letters*, 5, 445-453.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2414-7

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 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