



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Tap og drapstakter på rein og sau forårsaket av fredet rovvilt

En litteraturgjennomgang

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 126 | 2023



Inger Hansen, Snorre B. Hagen og Geir-Harald Strand

TITTEL/TITLE

Tap og drapstakter på rein og sau forårsaket av fredet rovvilt. En litteraturgjennomgang.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Inger Hansen, Snorre B. Hagen og Geir-Harald Strand

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
06.11.2023	9/126/2023	Åpen	Prosjektnr. 52660	Arkivnr. 23/01358
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03369-1		2464-1162	42	0

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:

Landbruks- og matdepartementet

Morten Floor

STIKKORD/KEYWORDS:

Drapstakt, predasjon, rein, sau, gaupe, jerv, bjørn, ulv, kongeørn
Kill rate, predation, semi-domestic reindeer, sheep, lynx, wolverine, bear, wolf, golden eagle

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vilt og utmarksressurser
Wildlife and rangeland resources

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Denne litteraturgjennomgangen samler kunnskapsgrunnlaget p.d.d. om tapsomfang, tapssammenhenger og drapstakter forårsaket av våre fredete rovviltarter på rein og sau, med hovedfokus på drapstakter. Studien viser at drapstaktene innen art variere mye, avhengig av rovviltart, kjønn, sosial status, byttedyrtilgjengelighet, rovvilttetthet, periode på året, områdets beskaffenhet mm. Per i dag mangler også tall for drapstakter hos de fleste rovviltartene på sau. Fordi det er heftet stor usikkerhet mht. drapstaktene, er denne variabelen lite egnet til å beregne hva en rovviltyngling «koster» beitenæringene. En bedre måte er å estimere hvor mye økningen av én yngling per arealenhet vil øke tapet av beitedyr.

GODKJENT /APPROVED



BJØRN HÅVARD EVJEN

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



INGER HANSEN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Sammendrag

Dette arbeidet er del av et oppdrag fra Landbruks- og matdepartementet for å styrke husdyrnæringens og reindriftens faglige stilling innenfor temaet rovvilt, produksjon og lønnsomhet. Formålet med denne rapporten er å samle kunnskapsgrunnlaget om tap og drapstakter på rein og sau forårsaket av fredete rovviltarter, samt å identifisere kunnskapshull på dette fagfeltet.

Innledningsvis er det et faktagrunnlag om tapsomfanget for sau og rein i Norge, samt en gjennomgang av bestandsovervåkingen for våre store rovviltarter. Deretter har vi samlet resultater fra tapsundersøkelser for sau og rein fra 1990-tallet og fram til i dag. Tapsundersøkelser med bruk av mortalitetssendere viser at tapsårsakene for sau og rein varierer mye mellom år og områder. Oftest skyldes totaltapet en blanding av rovvilt, sykdommer og ulykker, men i svært rovdyrbelastede sauebesetninger er det vist at rovvilt kan forårsake opp mot 100 % av totaltapet på beite. Ulempen med slike biometribaserte tapsundersøkelser er at resultatene ikke kan generaliseres. Studier basert på store landsdekkende eller regionale databaser kan bedre vise samvariasjon og mulige årsakssammenhenger mellom ulike forklaringsvariabler. I flere studier er det vist en negativ sammenheng mellom antall rein og/eller klimaet på kalveproduksjon og kalvevekter, med økende kalvetap både totalt og rovvilt drept, som resultat.

Litteraturstudien viser at drapstaktene variere svært mye, avhengig av rovviltart og -tetthet, sosial status (kjønn/enkeltdyr/med eller uten unger osv.), tilgjengelighet av byttedyr, periode på året, områdets beskaffenhet mm. Studier av langt flere individer og områder trengs dersom man skal få sikrere resultater. Per i dag mangler også tall for drapstakter på sau for de fleste rovviltartene. Fordi det er heftet stor usikkerhet mht. drapstaktene, mener vi at det er mindre hensiktsmessig å benytte denne variabelen for beregning av hva en rovviltyngling «koster» beitenæringene. En bedre måte er å estimere hvor mye økningen av én yngling per arealenhet øker tapet av beitedyr.

Det er særlig et kunnskapsbehov innenfor temaene: a) dokumentasjon av-, utvikling i- og sammenhenger mellom tapsårsaker, b) kongeørnas- og potensielt havørnas predasjon på rein, c) betydningen av rovdyrers tilstedeværelse for habitatbruk hos beitedyr, d) en kartlegging av tilliten til det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt samt e) en oppdatert beregning av relativ betydning av predatoritetthet på sauetap i Norge. Det er også behov for å forbedre datagrunnlaget ved å sørge for at registreringene, både i overvåkingsprogrammene og i andre aktuelle databaser, er tilgjengelige for allmennheten og sammenlignbare mellom områder og over tid.

Forord

For ytterligere å styrke regjeringens arbeid med å ivareta den landbruks- og reindriftsfaglige siden ved den todelte målsettingen i rovviltpolitikken, har LMD gitt NIBIO i oppdrag å gjennomføre et næringsrettet forskningsprosjekt. Hovedfokus er på Nord-Norge, der beitenæringene møter særskilte utfordringer. Prosjektet har som mål å styrke husdyrnæringens og reindriftens faglige stilling rundt temaet rovvilt, arealbruk, produksjon og lønnsomhet.

Prosjektet er delt inn i tre arbeidspakker, hvorav denne rapporten er del av arbeidspakke 2, som skal belyse konsekvensene av rovviltbestander over bestandsmålene for produksjon og lønnsomhet i beitenæringene i Nord-Norge. Formålet med denne rapporten er å samle kunnskapsgrunnlaget når det gjelder tapsomfang, tapssammenhenger og drapstakter på rein og sau forårsaket av våre fredete rovviltarter, vurdere hvorvidt drapstakter kan benyttes for å beregne hva en rovviltyngling «koster» beitenæringene i tap av dyr samt å identifisere kunnskapshull på dette fagområdet.

Takk til John Odden, Jenny Mattisson og Ole-Gunnar Støen for kvalitetssikring av deler av drapstaktkapitlene. Takk også til Rovdata for faglig støtte og forslag til litteratur.

Tjøtta, 30.10.2023
Inger Hansen
Delprosjektleder

Innhold

1	Innledning.....	6
1.1	Beitenæringer og rovvilt.....	6
1.2	Omsøkt og erstattet tap av beitedyr.....	8
1.3	Overvåking av rovvilt i Norge.....	10
1.4	Formål med rapporten.....	12
2	Tapsundersøkelser rein.....	13
2.1	Norske tapsundersøkelser.....	13
2.2	Finske tapsundersøkelser.....	15
2.3	Svenske tapsundersøkelser.....	15
3	Drapstakter på rein.....	17
3.1	Gaupas drapstakt på rein.....	17
3.2	Jervens drapstakt på rein.....	18
3.3	Interaksjoner mellom gaupe og jerv.....	19
3.4	Bjørnens drapstakt på rein.....	20
3.5	Kongeørnas drapstakt på rein.....	21
3.6	Ulvens drapstakt på rein.....	22
4	Tapsundersøkelser sau.....	23
4.1	Landsdekkende tapsundersøkelser.....	23
4.2	Tapsundersøkelser i gaupeutsatte sauebesetninger.....	24
4.3	Tapsundersøkelser i jerveutsatte sauebesetninger.....	25
4.4	Tapsundersøkelser i bjørneutsatte sauebesetninger.....	25
4.5	Tapsundersøkelser i kongeørnutsatte sauebesetninger.....	25
5	Drapstakter på sau.....	27
5.1	Gaupas drapstakt på sau.....	27
5.2	Jervens drapstakt på sau.....	28
5.3	Bjørnens drapstakt på sau.....	28
5.4	Kongeørnas drapstakt på sau.....	28
5.5	Ulvens drapstakt på sau.....	28
6	Diskusjon.....	29
6.1	Drapstakter brukt i erstatningsoppgjøret.....	29
6.2	Tilstedeværelsen av rovvilt i beiteområder.....	30
6.3	Er bestandsestimatene gode nok?.....	31
6.4	Additivt eller kompensatorisk tap?.....	32
6.5	Tapsundersøkelser.....	33
6.6	Hva koster en rovviltyngling?.....	33
7	Kunnskapsbehov.....	35
8	Konklusjon.....	36

1 Innledning

1.1 Beitenæringer og rovvilt

NIBIO utredet i 2016 rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon i Norge (Strand 2016). Etter 2016 er det foretatt flere endringer av forvaltningsområdene for store rovvildyr.

Tallmaterialet fra 2015/2016 er derfor oppdatert med grunnlag nyere data fram til 2022/2023.

Forvaltningsområdene for gaupe, jerv, bjørn og ulv utgjør nå i overkant av 199 000 km² (det eksakte tallet avhenger av kartprojeksjon og hvor nøyaktig avgrensingen digitaliseres). Dette utgjør 61,5 % av landarealet (323 809 km²). I 2016 var andelen 55 %. Økningen skyldes flere forhold, men den viktigste er en endring i forvaltningsstrategien i Nordland. Totalt har de rovvildprioriterte områdene blitt utvidet med nær 21 000 km². Dette er en økning på 11,8 % over en periode på ca. sju år.

Innenfor disse rovvildprioriterte områdene finner man 54 % av de som drev aktivt landbruk (søkt om produksjonstilskudd i 2022) i Norge, 63 % av alt jordbruksareal i drift, 33 % av landets sauer og lam og 65 % av bruttoarealet som benyttes av samisk reindrift. Av sau og lam på utmarksbeite er 35 % hjemmehørende i rovvildområdene. Mange av disse blir sluppet i rovvildavvisende innhegninger eller transportert til beiteprioriterte områder (Strand m.fl. 2018).

Tapsprosenten for sau og lam på utmarksbeite i 2022 var 5,3 % for dyr hjemmehørende i beiteprioriterte områder og 6,7 % for sau og lam hjemmehørende i rovvildprioriterte områder. Tapsprosenten er høyest i områder med to rovvildarter (8,0 %). Den er noe lavere for sau og lam hjemmehørende i områder med tre og fire rovvildarter (henholdsvis 7,2 % og 6,1 %). Dette avspeiler sannsynligvis at sauer i de mest rovvildbelastede områdene ikke lenger slippes frittgående på beite (Strand m.fl. 2018).

Tabell 1. Prosentvis fordeling av landbruksvirksomhet mellom beiteprioriterte- og rovvildprioriterte områder. Basert på grunnlagsdata fra Landbruksdirektoratet (søknader om produksjonstilskudd 2022) og Miljødirektoratet.

	Prosent av landet				
	Søkere om produksjonstilskudd	Jordbruksareal i drift	Sau og lam	Sau på utmarksbeite	Reindrift, areal
Beiteprioriterte områder	45,8	37,3	67,3	65,3	35,0
Rovvildprioriterte områder	54,2	62,7	32,7	34,7	65,0

Områder med antatt høy rovvildbelastning skiller seg ut med en mer negativ utvikling i antall besetninger og antall husdyr enn landet ellers (Strand 2021). Den samlede rovvildbelastningen er knyttet til kombinasjonen av rovvildarter i et område og avstand til Sverige. Ulv og bjørn er særlig utfordrende rovvildarter, men utmarksbasert beitedrift i områder med mer enn to rovvildarter samtidig, eksempelvis i deler av Nord-Norge hvor det kan være både jerv, gaupe og kongeørn, er også svært krevende (Strand 2016).



Bilde 1. Sau på utmarksbeite i Bretningsdalen, Ringebu (Foto: G.-H. Strand/NIBIO).

Det er betydelig geografisk sammenfall mellom forvaltningsområdene for rovvilt og områder som reinen utnytter når den er på det mest sårbare. Dette gjelder spesielt vårbeitene i kalvingstiden og vinterbeitene som benyttes når fôrtilgangen er på det laveste. En målsetting om å ha levedyktige bestander av kongeørn og de fire store rovdyrartene i Fennoskandia gjør det umulig å se for seg en reindriftsnæring uten tap av dyr til rovvilt (Strand 2016).

En gjennomgang av omtrentlig antall av de ulike, store rovviltartene innen reindriftsområdene i Fennoskandia de senere år, er nylig gjort av Åhman et al. (2022). Oversikten (Tabell 2) er basert på litteraturstudier.

Tabell 2. Omtrentlig antall individer av våre store rovdyrarter og hekkende par av kongeørn innenfor reinbeiteområdene i Finland, Sverige og Norge de senere årene (2016-2020). Etter Åhman et al. (2022).

Rovviltart	Finland	Sverige	Norge	Notater
Ulv	10-20	10-50	Sporadisk	Stor variasjon mellom år
Gaupe	100	700	200	
Jerv	100-150	700	250	
Brunbjørn	300	2000	Minst 100	Norge: minimums antall
Kongeørn	400	350	500	Hekkende par

Av utmarksarealet som er nyttbart til småfe- og storfebeite lå totalt 57 % innenfor forvaltningsområdene for rovvilt da NIBIO undersøkte dette i 2016. Utnyttelsen av beitekapasiteten var da langt lavere innenfor de rovviltprioriterte områdene (26 % utnyttelse) enn i de beiteprioriterte områdene (59 % utnyttelse). Innenfor forvaltningsområdene for ulv og bjørn var utnyttelsen av beiteressursene i utmark svært lav, hhv. kun 12 % og 6 % (Strand 2016). Det er ikke foretatt nye undersøkelser av dette i 2023. En stor del av utvidelsene av de rovviltprioriterte områdene har skjedd i Nordland, som også er et fylke med svært mye utmarksbeite av høy kvalitet.

En betydelig andel av tap av tamrein og beitedyr grunnet rovvilt skjer i nærområdet omkring forvaltningsområdene for rovvilt. Dette gjelder både for sau og rein. Nærområdet omfatter typisk områder innenfor en avstand på 30-50 km fra forvaltningsområdene. Avstanden varierer noe avhengig av rovviltart, sannsynligvis også med topografi, uten at dette er undersøkt (Strand 2016, Hansen et al.

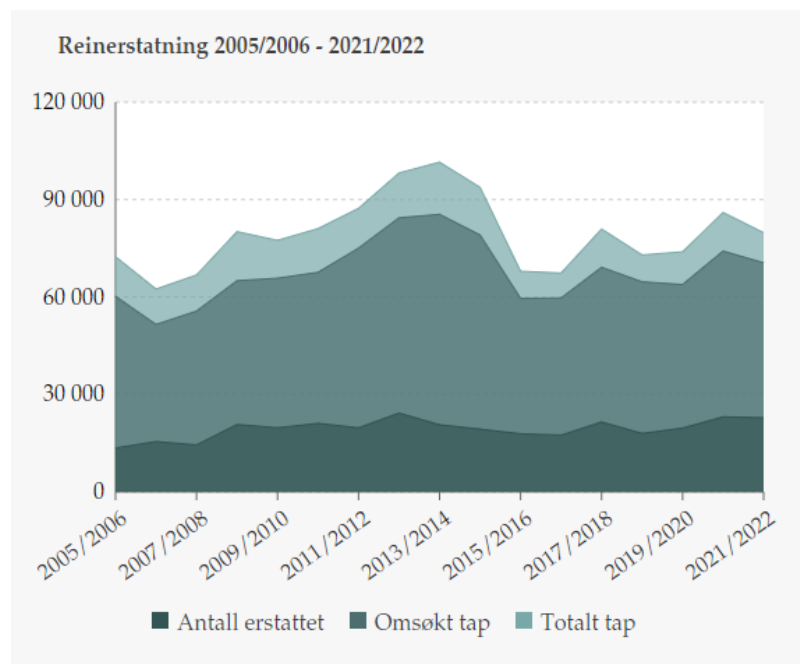
2019, Strand et al. 2019). Mer enn to tredjedeler av de gaupedrepte kadavrene (sau og rein totalt) blir funnet innenfor forvaltningsområdet for gaupe (69 %), mens for jervedrepte dyr blir to tredjedeler av kadavrene funnet utenfor forvaltningsområdet for jerv (64 %). Med hensyn til bjørn og ulv er henholdsvis 81 % og 84 % av kadaverfunnene gjort utenfor de respektive artenes nåværende forvaltningsområder. I Tabell 3 skilles det videre mellom rein og sau.

Tabell 3. Antall kadaver av rein, sau og lam drept av rovvilt i perioden 2000-2022 fordelt i forhold til om funnet er gjort innenfor eller utenfor dagen forvaltningsområde for angjeldende rovviltart. Kilde: Rovbase, bearbejdet av NIBIO.

		Utenfor		Innenfor		Totalt
		Antall	Prosent	Antall	Prosent	Antall
Rein	Gaupe	2 782	39,4	4 282	60,6	7 064
	Jerv	3 375	52,1	3 098	47,9	6 473
	Bjørn	101	61,2	64	38,8	165
	Ulv	335	100,0	0	-	335
Sau/Lam	Gaupe	2 430	24,6	7 463	75,4	9 893
	Jerv	9 714	68,9	4 382	31,1	14 096
	Bjørn	11 987	81,4	2 738	18,6	14 725
	Ulv	6 668	83,4	1 329	16,6	7 997

1.2 Omsøkt og erstattet tap av beitedyr

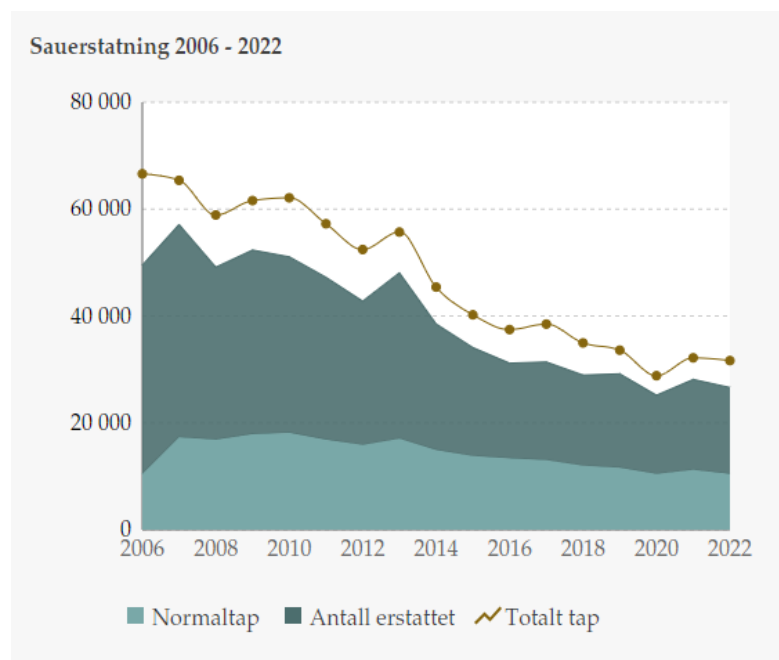
Tapsomfanget av rein har holdt seg nokså stabilt de senere år, etter en topp i reindrifftsåret 2013/2014 (Figur 1). Det er et stort «gap» mellom antallet rein som er omsøkt tapt og antallet som er erstattet (Figur 1, Tabell 4). Kongeørn er den største skadegjøreren (8127 dyr erstattet i reindrifftsåret 2021/2022, dette utgjør 35,6 % av all rein som er erstattet som rovvilt drept), fulgt av jerv (6801 dyr, 29,8 %) og gaupe (6740 dyr, 29,54 %). Uspesifiserte, fredete rovviltarter var årsak til tap av 677 dyr (3,0 %), mens bjørn og ulv tok et relativt beskjedent antall rein i Norge reindrifftsåret 2021/2022, hhv. 345 dyr (1,5 %) og 127 dyr (0,6 %).



Figur 1. Omsøkt og erstattet tap av rein til fredet rovvilt reindrifftsårene fra 2005/2006 til 2021/2022. Kilde: Rovbase.

De siste årene har tapstallene for sau på beite gått ned i landet som helhet (Figur 2). Dette antas å være en kombinert effekt av flere faktorer: saueholdet avvikes i de mest rovdyrbelastede områdene, næringen har utviklet og iverksatt forebyggende tiltak mot rovvilttap (herunder tiltak som reduserer

antallet beitedager i utmark) og besetninger hjemmehørende i områder med rovdyr fraktes og slippes på utmarksbeite i områder uten, eller med lav, rovviltbelastning (Strand 2016). Den største skadegjøreren på sau i 2021 var jerv med 7156 sauer (42,3%) erstattet som dokumentert eller antatt drept av jerv, etterfulgt av gaupe (4144 sauer, 24,5 %). Skader erstattet som forårsaket av bjørn, kongeørn og av uspesifiserte rovviltarter lå hver i overkant av 1500 dyr (9-9,8 %), mens antallet sau erstattet som ulvedrept var 879 (5,2 %).



Figur 2. Grafen viser utviklingen i erstatning for tap av sau og lam til fredete rovviltarter i perioden 2006 til og med 2022. Kilde: Rovbase.

Det ble betalt ut 93,6 millioner kroner i erstatning for rein som var antatt drept av rovvilt i reindriftsåret 2021/2022, og 78 % av reinen som ble erstattet var kalver. I 2022 ble det utbetalt drøye 45 millioner kroner i erstatning for rovdyrdrept sau i Norge. Hele 85 % av sauene som erstattes er lam (Tabell 4).

Tabell 4. Omsøkt og erstattet tap av rein og sau til rovvilt i 2022 (kilde: Rovbase.no).

Norge 2022	Antall omsøkt (rein) Totale tap (sau)	Antall erstattet	Erstatningsprosent*	Erstatningssum (kr)
Voksen rein	14343	5048	35,2	93 626 225
Kalv	56189	17769	31,6	
Søyer	5460	2421	44,3	45 311 648
Lam	26191	13755	52,5	

*Rein: Erstattet i prosent av omsøkt. Sau: Erstattet i prosent av totalt tap

Det er en relativt stor differanse mellom omsøkt og erstattet tap, både for rein og sau (Tabell 4). Beitenæringene mener de mister flere dyr til rovvilt enn det forvaltningen mener. Hovedutfordringen er at det er svært vanskelig å gjenfinne kadavre og enda vanskeligere å dokumentere dødsårsaken fordi åtselere (ørn, ravn, rev, fluelarver m.m.) fort spiser opp kadaveret. For rein kan man dokumentere eller sannsynliggjøre dødsårsaken for mindre enn 5 % av de tapte dyrene (Mattisson et al. 2015) og for sau ligger dette tallet på anslagsvis 5-10 % på landsbasis.

Ingen vet det eksakte antallet rovvilt drepte dyr, men forskere prøver nå å finne fram til det beste estimatet gjennom flere tilnæringer. En måte er gjennom tapsundersøkelser ved bruk av mortalitetssendere (såkalte «dødsvarsler»). En annen måte er å beregne drapstakter

(predasjonsrater, kill rates) for de enkelte rovdyrartene, dvs. hvor ofte rovviltindivider tar rein og sau over en viss tidsperiode. Dette gjøres ved å GPS-merke rovviltindivider og sjekke sporløypene i felt på de områdene der rovdyret har oppholdt seg over lengre tid, såkalte klynger (clusters). Klyngelokalitetene undersøkes så for byttedyr og drapstakten kan beregnes.

1.3 Overvåking av rovvilt i Norge

Bestandsovervåkingen av våre store rovviltarter, inklusive kongeørn, skjer gjennom Nasjonalt overvåkingsprogram for rovvilt. Det nasjonale overvåkingsprogrammet skal sikre at kartlegging og overvåking av rovvilt blir utført på best mulig måte og likt over hele landet. Det innsamlede materialet skal også bearbeides, sammenstilles og rapporteres på nasjonalt nivå av en uavhengig instans. Miljødirektoratet er, som sentral faginstans innenfor all viltforvaltning, ansvarlig for programmet. Rovdata har ansvaret for formidling, drift og videreutvikling av overvåkingsprogrammet. Bestandsovervåkingen av gaupe, jerv, bjørn, ulv og kongeørn er kort beskrevet under og i hovedsak kopiert fra <https://rovdata.no/>

Gaupe: Gaupebestanden i Norge overvåkes gjennom å registrere antall familiegrupper, dvs. mordyr i følge med årsunger, hvert år. De fleste registreringene skjer på sporsnø i vinterhalvåret. Observasjoner av dyr, spor eller sportegn blir meldt inn til Statens naturoppsyn (SNO), som sender ut rovviltpersonell i felt for å undersøke nærmere. Siden vinteren 2015 har Norges Jeger- og Fiskerforbund (NJFF) bidratt med å gjennomføre systematiske sporsøk etter familiegrupper av gaupe over hele landet. Ut fra alle bekreftede observasjoner, både dokumenterte og antatt sikre, blir det beregnet hvor mange familiegrupper som minimum lever i Norge hvert år før jakta starter. Beregningene tar utgangspunkt i avstandskriterier (AK) som benyttes til å skille familiegrupper fra hverandre. Reglene er regnet ut ved å se på hvor langt radiomerkede gauper i Skandinavia forflytter seg, og hvilke leveområder de har. Ut fra antallet familiegrupper kan det estimeres hvor mange individer det er i bestanden.

AK er basert på analyse av bevegelses- og hjemmeområdestørrelse for 76 hunngauper med GPS-sendere i seks ulike studieområder i Skandinavia. Voksne hunngauper bruker territorier som bare unntaksvis overlapper territoriene til andre hunngauper. Størrelsen på reviret og gaupenes daglige bevegelser varierer mellom ulike deler av Skandinavia, og variasjonen avhenger i stor grad av terrengforhold og tilgjengeligheten av byttedyr. Derfor er Skandinavia delt inn i fire områder med forskjellige AK'er: 1. høy byttedyrtetthet, 2. lav byttedyrtetthet, 3. sørlig reindriftsområde og 4. nordlig reindriftsområde. AK er også avhengig av antall dager mellom to observasjoner. Nøyaktig beskrivelse for bruk av AK finnes her: file:///C:/Users/ihan/Downloads/Lodjur_Avstandskriterier_Faktablad.pdf

Jerv: Jervebestanden i Norge blir overvåket ved å registrere hvor mange valpekull det blir født hvert år og ved å analysere DNA fra innsamlede ekskrementer, hår og urin fra jerv. SNO kontrollerer årlig hiplasser hvor det tidligere er registrert at jerv har født valper. I tillegg blir det lagt ned en betydelig innsats i å lete etter hiplasser i nye områder. Det blir hvert år også gjennomført DNA-analyser av 1200 - 1900 prøver fra jervekskrementer, hår og urin som er samlet inn i hele landet, samt av vevsprøver fra alle individene som er felt ved skadefelling eller lisensfelling eller på annet vis funnet døde. Analysene blir brukt til å slå fast hvilken jerv prøvene stammer fra, kjønn og slektskap mellom individer og bestander av arten. Ved å samle inn prøver til DNA-analyser hvert år er det mulig å følge de samme individene fra år til år. På denne måten kan en kartlegge områdebruk, størrelsen på bestanden, bestandsdynamikk, bestandsstruktur, overlevelse og reproduksjon.

Det er en rekke kriterier som skal oppfylles for å kunne verifisere en jerveyngling som dokumentert eller antatt sikker, bl.a. regelmessig aktivitet (spor eller foto) ved minst tre ulike besøk ved hiplassen. Hiplasser som er mer enn 10 km fra hverandre regnes som adskilt, dersom ikke registreringer i felt tilsier noe annet. Syns- eller sporobservasjoner av jervtispe med én eller flere unger uten kjent hiplass kan registreres som ny yngling dersom minste avstand mellom observasjonen og nærmeste kjente

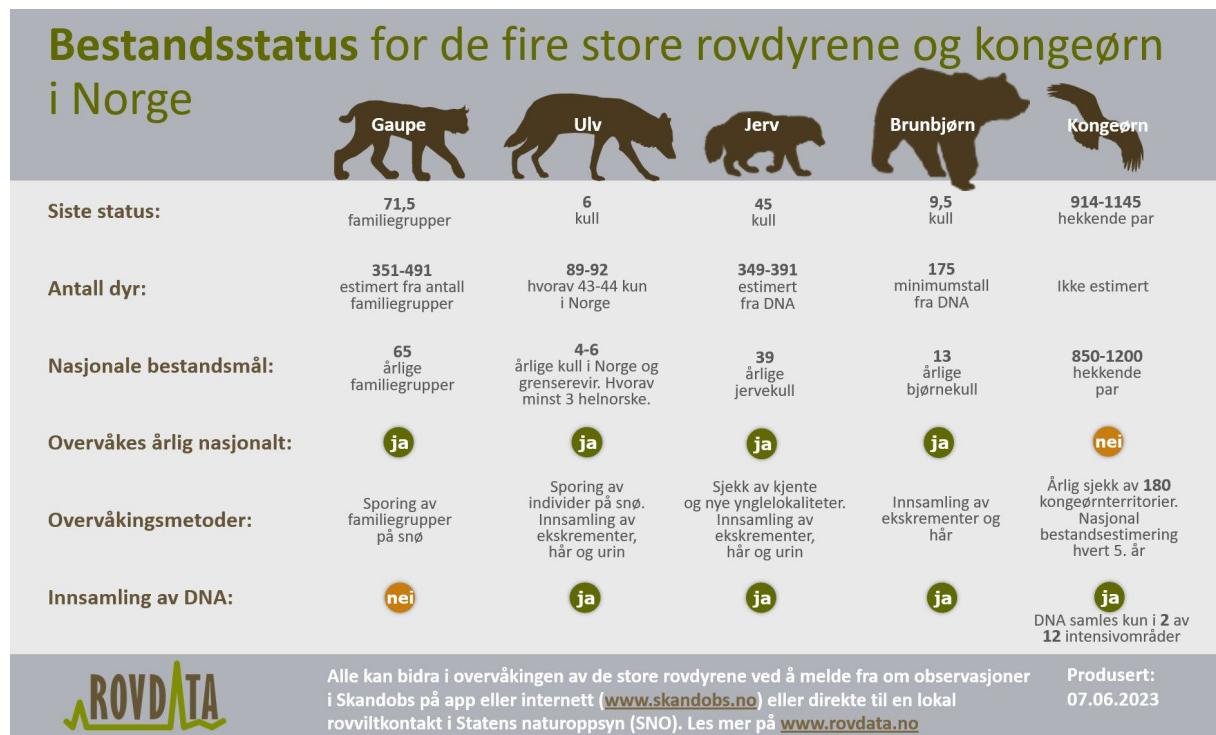
hiplass er mer enn 10 km. I tillegg kommer krav for særskilling i felt, eksempelvis krav til sporing. Mer informasjon om kravene finnes her: file:///C:/Users/ihan/Downloads/Jervinstruks_des21_norsk.pdf

Brunbjørn: Bestanden av brunbjørn i Norge blir primært overvåket ved å analysere DNA fra innsamlede ekskrementer og hår over hele landet. De analyserte prøvene med DNA gjør det mulig å slå fast hvor mange brunbjørn som minimum har vært innom Norge i løpet av ett år, hvor de har oppholdt seg, fordelingen mellom hanner og hunner og slektskap. Hvert år blir det analysert omkring 1500 prøver av hår og ekskrementer fra brunbjørn i Norge. Prøvene blir mottatt og analysert på et genetisk laboratorium som forsøker å tilbakeføre dem til konkrete individer. For å beregne antall kull som sannsynligvis fødes i Norge hvert år brukes en metodikk som tar utgangspunkt i det innsamlede DNA-materialet, og som bl.a. bygger på kunnskap om fordeling mellom kjønn og alder i den svenske bjørnebestanden. Den baserer seg også på kunnskap om hvor ofte binnene føder og hvor gamle de er første gang de føder, samt størrelsen på leveområdene og dødeligheten i bestanden. Parameterne justeres så i forhold til ulikheter mellom Sverige og Norge, før det mest sannsynlige antallet kull blir beregnet (Bischof & Swenson 2010, Bischof & Swenson 2012). Mer informasjon finnes her: [Instrukser - Brunbjørn \(rovdata.no\)](#)

Ulv: I Norge blir ulvestammen kontinuerlig registrert og kartlagt ved å spore individer på snø om vinteren og ved å analysere DNA fra hår og ekskrementer som blir samlet inn i felt gjennom hele året. Bestandsovervåkingen av ulv i Norge har hovedfokus på hvor mange ulvekull som blir født hvert år, hvor mange individer det er til sammen i bestanden, og hvordan disse er fordelt i ulike flokker og revirhevdende par. Den norske ulveovervåkingen skjer i nært samarbeid med Sverige og Finland. Hvert år analyseres mellom 500 og 1000 DNA-prøver fra ekskrementer og hår i tillegg til vevsprøver fra alle felte dyr. DNA-analysene gjør det mulig å identifisere individet, kjønn, slektskap, hvor ulven opprinnelig kommer fra, samt å bekrefte nye ulvekull. Resultater fra DNA-analyser, sporingsdata og GPS-posisjoner benyttes til å gruppere ulvene i samme revir eller skille dem i ulike revir. Mer informasjon finnes her: <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/978-91-620-8869-9.pdf>

Kongeørn: Kongeørnbestanden i Norge er over mange år blitt overvåket ekstensivt ved å kartlegge nåværende og tidligere hekketerritorier over hele landet. Fra våren 2013 ble det i tillegg satt i gang en intensiv hekkeovervåking av arten i 12 utvalgte områder. De utvalgte områdene sikrer en god geografisk spredning langs nord-sør-gradienten og øst-vest-gradienten i Norge, og inkluderer kystnære bestander. I hvert av disse områdene vil det over tid bli fulgt opp 15 faste territorier innenfor et område med radius på ca. 50 kilometer. Den tette oppfølgingen skal gi bedre informasjon om endringer i årlig overlevelse hos voksne individer og om variasjoner i den årlige produksjon av unger som flyr ut av reiret. I fremtiden vil DNA-analyser av mytefjær fra voksne fugler og fjær fra unger kunne belyse aktuelle problemstillinger som kartlegging av territoriebruk for hekkende par og dødelighet blant voksne individer. Denne metoden er under vurdering og blir i dag kun utført i to av de utvalgte intensivområdene. Mer informasjon finnes her: <https://rovdata.no/Konge%C3%B8rn/Instrukser.aspx>

Bestandsstatus per 07.06.2023 for våre store rovviltarter er vist i Figur 3. Som vi ser, er de nasjonale bestandsmålene nådd for gaupe, ulv, jerv og kongeørn, mens det fremdeles er et stykke igjen før bestandsmålet for brunbjørn er nådd.



Figur 3. Bestandsstatus for gaupe, ulv, jerv, brunbjørn og kongeørn i Norge per 07.06.2023. Kilde: Rovdata.

Det benyttes en omregningsfaktor som justeres årlig for å estimere antall individer av gaupe ut fra antall familiegrupper. Omregningsfaktoren varierer bl.a. med reproduksjonsparametere og arealbruken i ulike populasjoner, og er derfor heller ikke et fast tall på landsbasis. For ulv beregnes antall individer fra en kombinasjon av DNA og sporingsdata, mens antall individer av jerv og brunbjørn estimeres fra DNA.

1.4 Formål med rapporten

Formålet med denne rapporten er å samle kunnskapsgrunnlaget når det gjelder tapsomfang, tapssammenhenger og drapstakter på rein og sau forårsaket av våre fredete rovviltarter, vurdere hvorvidt drapstakter kan benyttes for å beregne hva en rovviltyngling «koster» beitenæringene i tap av dyr samt å identifisere kunnskapshull på dette fagområdet.

2 Tapsundersøkelser rein

Tapsundersøkelsene med bruk av mortalitetssendere som er referert til i dette kapittelet er initiert ved mistanke om store rovvilttap, og tallene som kommer fram i disse studiene er dermed ikke representative for hele reindrifts-Norge. I og med at reinkalver blir født på fritt beite, er det i utgangspunktet ikke mulig å instrumentere disse med mortalitetssendere uten betydelige påvirkninger på reinens naturlige adferd. Det er store variasjoner i tapstall som skyldes fredet rovvilt, sykdom og ulykker mellom reinbeitedistrikt, mellom år og mellom de ulike årstidene, slik at resultatene vanskelig kan generaliseres. Det samme gjelder for sau.

Bakenforliggende forhold som demografiske prosesser og klimatiske forhold er viktige for å forstå det totale bildet (eks. Hebblewhite 2011, Tveraa 2013, Linnell & Tveraa 2015). Mangel på beiteressurser, eksempelvis ved høye tettheter av rein eller i år med ugunstige vær, fører til lav kroppsvekt og dårligere kondisjon hos simlene (Bårdsen & Tveraa 2012), noe som bidrar til økt naturlig dødelighet av kalver (Tveraa et al. 2003a, 2014). Dette fordi simler med lav kroppsvekt føder mindre kalver (Bårdsen & Tveraa 2012), og små kalver/kalver i dårlig kondisjon er igjen mer sårbare for predasjon. Tynne simler har også mindre ressurser til å fø opp og beskytte kalven sin den påfølgende sommeren, siden økning av egen kroppsvekt må prioriteres (Tveraa et al. 2012). Mangel på beiteressurser, eller vanskelige vinterbeiteforhold øker derfor både tapene forårsaket av rovvilt og tap grunnet andre årsaker.

I Norge har det vært stor diskusjon mellom beitenæring, forskere og forvaltning knyttet til predasjon som additiv tapsårsak (kommer i tillegg til annen dødelighet) eller kompensatorisk tapsårsak (dyret ville omkommet av andre tapsårsaker uansett). Additiv predasjon reduserer antall kalver som vokser opp, mens fullstendig kompenserende predasjon ikke øker den totale dødeligheten, d.v.s. antall kalver som vokser opp vil være det samme med og uten predasjon (Mattisson et al. 2015). Diskusjonen knytter seg også til andre forhold, bl.a. hvor godt ynglende individer gjenspeiler den totale rovviltbestanden og hvor store tap hvert enkelt rovdyr påfører reindriftnæringen (drapstakt).

2.1 Norske tapsundersøkelser

I Norge ble de første studiene på tap av rein med bruk av mortalitetssendere utført av Kvam et al. i Vestre Namdalen og Skjækra reinbeitedistrikter i 1990-årene og videreført gjennom Rovdyrprosjektene i Nord-Trøndelag i regi av NINA (eks. Kvam et al. 1995, Kjølvik et al. 1998, Kvam et al. 2003, Nybakk et al. 1999). Resultatene fra disse telemetribaserte undersøkelsene viste at i svært rovviltutsatte områder kan rovdyr være hovedårsak til tap av reinkalv. Det ble dokumentert at rovvilt utgjorde mer enn 85 % av det totale kalvetapet i Vestre Namdal og Luru reinbeitedistrikt. I Vestre Namdal var gaupe den største skadegjøreren, mens i Snåsa og Lierne var kongeørn og bjørn i større grad årsak til tap.

Senere resultater fra en nasjonal undersøkelse basert på offentlige statistikker og data fra radiomerkede rein over flere år viste også at tap av både kalver og voksne dyr i noen grad kunne forklares av tettheten av gaupe og jerv (Tveraa et al. 2013a). Kalvetapet var imidlertid i langt større grad påvirket av antall rein (flokkstørrelse, reintetthet) enn av størrelsen på jerve- og gaupebestandene, deretter av hvor tidlig våren kom og hvor stor planteproduksjonen var. Det var også en nær sammenheng mellom slaktevekter, reintall, dato for våring og planteproduksjon om sommeren både på kalvetilgang og bestandsvekst (dvs. kalveproduksjon og innvandring minus totale tap og utvandring). Det ble pekt på at reindriften i flere reinbeiteområder i Norge i stor grad er påvirket av høy klimasårbarhet og tetthetsavhengig ressursbegrensning (jo større tetthet av dyr, dess mindre beiteressurser per dyr). De rapporterte tapene av rein til rovvilt i denne landsomfattende undersøkelsen ble i hovedsak antatt å være kompensatoriske, siden verken gaupe- eller jervebestandene hadde noen innvirkning på bestandsveksten i reinflokkene. Flere andre studier har

vist tilsvarende sammenhenger, og støtter således denne hypotesen (Tveraa et al. 2003b, Norberg et al. 2006, Nieminen 2010, Nieminen et al. 2011, Tveraa et al. 2012). Tapet til rovvilt under gode beitebetingelser for reinen synes imidlertid å kunne være additivt (Fauchald et al. 2004).

Studien på rovvilt og reindrift i Finnmark (Tveraa et al. 2012) var basert på åtte flokker fra seks forskjellige distrikt og fire ulike siidaer, som til sammen representerer både øst/vest- og nord/sør-gradienten. Her ble det dokumentert at økende reintetthet siden kollapsen i 2000/2001 hadde ført til større konkurranse om matressursene, med økende vekttap hos simlene gjennom vinteren, økt behov for å gjenvinne kroppsreservene gjennom sommeren, økende andel simler som ikke får kalv, lavere slaktevekter for kalv og en økning i omsøkte tap til fredet rovvilt som resultat. Særlig var disse effektene tydelig i år med sein vår.

Antall kadavre som ble dokumentert drept av ørn, jerv og gaupe (Bilde 2) i perioden 2000-2010 steg også etter høster med lave slaktevekter og i år hvor våren kom seint. Samtidig viste undersøkelsen at tapet av rein til jerv og gaupe økte med økende antall kjente ynglinger. Sammenhengen mellom tap til kongeørn og kongeørnforekomster ble ikke beregnet i denne undersøkelsen. Det ble konkludert med at de predatorrelaterte tapene i Finnmark i stor grad var kompensatoriske, fordi disse i hovedsak kunne beskrives av tetthetsavhengig ressursbegrensning og klimatiske forhold.



Bilde 2. Reinkalv dokumentert drept av gaupe. Foto: I. Hansen/NIBIO.

I en gjennomgang av produksjon og tap i reindriften i Nordland, basert på tilgjengelige data hentet fra melding om reindrift og Ressursregnskap for reindriften på distriktsnivå 1981-2015, fant Tveraa et al. (2018) at antall registrerte gaupeynglinger (siden 1997) i Nordland hadde påvirket bestandsveksten i reinflokkene negativt, mens ingen negative effekter på bestandsveksten av registrerte jerveynglinger (siden 2000) eller antall registrerte bjørner (siden 2006) ble dokumentert. Høyt reintall og sein vår påvirket også veksten i flokkene negativt. Det ble imidlertid ikke påvist statistisk sikre effekter av gaupe på slakteuttak og slaktevekter (heller ikke av bjørn og jerv), selv om det var en estimert reduksjon på knappe 11 slaktedyr per registrerte gaupefamilie. I analysene av gaupe, jerv, og spesielt for bjørn, var tidsseriene korte, noe som kan ha gitt usikre resultater.

Studien påviste derimot en negativ utvikling i slakteuttak over år som ikke kunne forklares av verken reintall, familiegrupper av gaupe eller beiteforhold om våren (målt som NVDI), med en del variasjon mellom distrikter. Dette kan ifølge Tveraa et al. (2018) skyldes variasjon i driftsmønster eller driftsforhold mellom distriktene, eller usikkerhet i dataene som er brukt. Reindriftsutøverne i Nordland er ikke enige i denne konklusjonen og viser til usikre bestandsestimat av bl.a. gaupe og at det ikke tas hensyn til streifdyr av jerv og gaupe som oppholder seg på begge sidene av den lange riksgrensa mot Sverige. I tillegg mener næringen at kongeørn utgjør et betydelig skadepotensial på nyfødte og unge reinkalver (Sparrok Larsen 2019).

Tablado et al. (2014) viste i en vinterstudie fra Skjækerfjell reinbeitedistrikt i 2009 og 2010 at miljøfaktorer i stor grad påvirket interaksjoner mellom rovdyr og byttedyr. Dyp snø og islagte beiter førte til at reinsdyr flyttet fra sine vanligvis foretrukne beiteområdet i fjellet til skogkledde områder i lavlandet. Økningen i bruk av skogshabitat hos reinen var assosiert med lavere kalveoverlevelse, hovedsakelig på grunn av høyere drapstakter hos gaupe i skogen. Effekten av tøffe værforhold på reinens bruk av skogkledde habitater var sterkere mot slutten av vinteren, noe som faller sammen med utfordrende mattilgjengelighet i fjellet og dårligere kondisjon hos reinen på denne tiden av året.

Totalt sett ble 14,3 % (n=27) av 189 GPS-merkede kalver tatt av rovvilt gjennom denne studien. Sannsynligheten for å dø på grunn av predasjon var positivt relatert til bruk av skog og hadde en tendens til å være negativt relatert til kalvevektene. Gaupe sto for hele 70,4 % (n=19) av dødeligheten blant reinkalvene som skyltes rovvilt, mens kongeørn og jerv var årsak til hhv. 22, 2 % (n=6) og 7,4 % (n=2) av rovvilttapene. Spesielt for den kystnære reindriften i Nordland kan gaupepredasjon være en utfordring. Vanskelige beiteforhold i fjellet gjennom vinteren kan føre til at reinen oppholder seg mer i skogen/lavlandet, der den samtidig er mer eksponert for gaupe (Tablado et al. 2014).

2.2 Finske tapsundersøkelser

I Finland har man utført omfattende studier gjennom mange år med bruk av mortalitetssendere på reinkalver. Norberg (2005) studerte tap blant 3430 radiomerkede reinkalver i perioden 1997-2004. Kalvene ble merket i kalvegjerde i mai eller under den ordinære kalvemerkingen i juni/juli. Antall kalver drept av kongeørn var i snitt 2,2 % (varierte fra 0-4,4,% mellom år og områder). Kongeørna tok flere reinkalver i kalde vintre og i perioder med alvorlige parasittangrep på reinen. Nordberg et al. (2006) viste også at tyngre kalver hadde betydelig høyere overlevelse enn lettere kalver. Eksponering av reinkalvene i åpent fjellandskap var assosiert med en økt risiko for kongeørnpredasjon. Det samme er funnet i norske tapsundersøkelser (Nybakk et al. 1999).

Nieminen et al. (2011) monterte mortalitetssendere på 1725 reinkalver i perioden 1999-2004. Studien ble delt inn i to studieområder i Nord-Finland: Ivalo i årene 1999-2001 og Kårsivarsi i årene 2002-2004. Kalvene ble merket i dagene rett etter fødsel eller under kalvemerkingen. Gjennomsnittlig dødelighet fra kalving i mai til slutten av oktober var 6,7 % i Ivalo og 9 % i Kårsivarsi og av de radiomerkede kalvene som døde var hhv. 54 % og 42 % rovdyrdrept. Kongeørnpredasjon var den overveiende dødsårsaken hos de radiomerkede kalvene, selv om dette varierte mellom områdene og mellom år. Også her var snittvektene for kalvene som omkom betydelig lavere enn for de som overlevde i begge studieområdene, spesielt for kongeørndrepte kalver.

2.3 Svenske tapsundersøkelser

Predasjonsforskning på tamrein er utført siden 1970-tallet da Bjärvall et al. startet de første telemetribaserte studiene i Ottfjället sameby. Studiene på svensk side ble fulgt opp i andre områder og er oppsummert av Bjärvall et al. (1990).

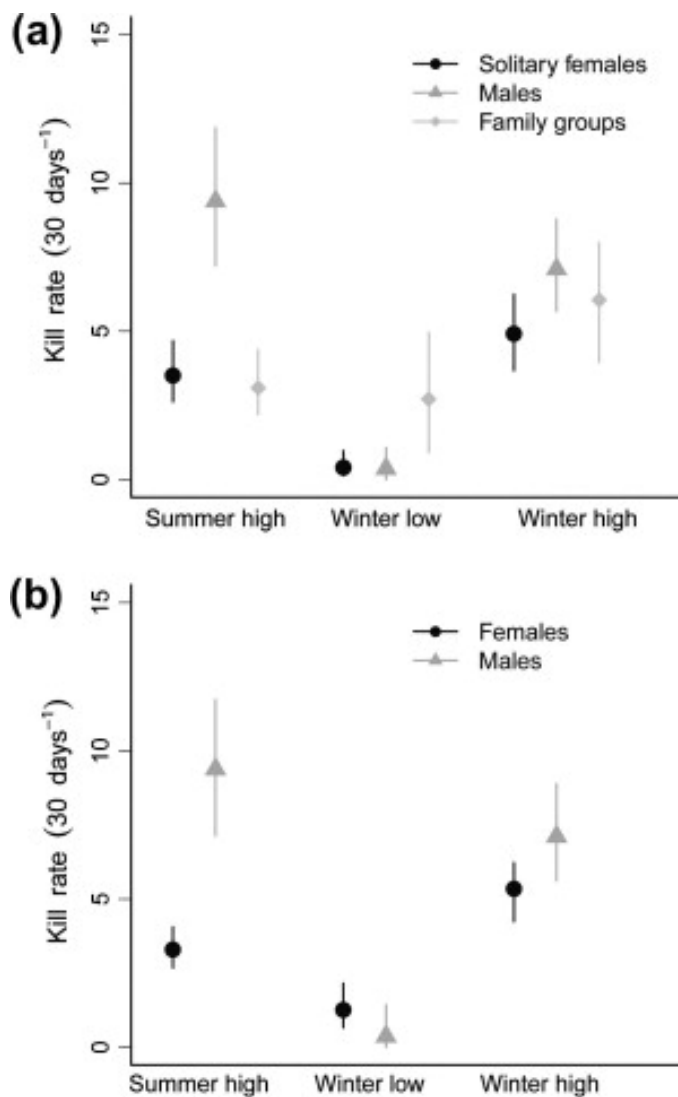
Senere undersøkelser i svenske skogssamebyer har vist at av alle faktorer som ble undersøkt, hadde variasjon i reintallet størst innvirkning på produksjonen i reinflokken, mens variasjon i breddegrad hadde omtrent halvparten av effekten av variasjon i reintall (Hobbs et al. 2012). Økning i gaupeforekomsten ga en negativ effekt på produksjonen i reinflokken som var omtrent 1/3 av effekten av reintallet, mens effekten av jerveforekomsten var omtrent halvparten så stor som for gaupe. Effektene av brunbjørn var små i forhold. Gjennomsnittlig årlig slaktning av rein utgjorde 25 % av flokken. Årlig slakteuttak gikk ned med 96,6 rein for hver gaupefamiliegruppe (i den undersøkte delen av gaupebestanden) og med 94,3 for hver jerveyngling (i den undersøkte delen av jervebestanden). Dette er i konflikt med (Tveraa et al. 2013a), som ikke fant noen signifikant negativ effekt av populasjonsstørrelsen hos jerv eller gaupe på vekst i reinbestanden. Lavere tettheter av jerv og gaupe i Norge enn i Sverige eller mer bruk av skogsdekt landskap hos reinen i Sverige, kan være årsaker til en

sterkere negativ påvirkning av gaupe i Sverige enn i Norge. Alternativt kan forskjeller i reintetthet mellom de to landene spille en rolle.

3 Drapstakter på rein

3.1 Gaupas drapstakt på rein

Mattisson et al. (2011a) utførte predasjonsstudier i Troms, Finnmark samt i Sarek og to skogsamebyer i Nord-Sverige i perioden 2002-2010. Data fra 35 GPS-merkede gauper (24 hunner og 11 hanner), gjennom 128 intensivperioder over årene 2005-2010 ble brukt for å finne individuelle drapstakter hos gaupe på rein i disse områdene. Drapstaktene ble innhentet ved å identifisere potensielle predasjonslokaliteter (klynger, basert på minst to lokaliteter innenfor 100 m). Det ble dokumentert at alle gaupeindivider drepte rein. Imidlertid ble det observert stor variasjon i drapstakter mellom dyr. Drapstaktene ble sterkt påvirket av kjønn og sosial status (dvs. hunner med og uten unger), samt års- sesong og tilgjengelighet av reinsdyr. De høyeste drapstaktene ble observert om sommeren for hanngauper og de laveste ble observert om vinteren for enslige hunngauper ved lav reintetthet (Figur 4). Om sommeren utgjorde kalver 67 % av all predasjon på rein, mens kalveandelen av de rovvilt drepte dyrene var 42 % om vinteren.



Figur 4. Predikerte drapstakter hos gaupe på rein i Nord-Skandinavia 2005-2010, delt opp etter sosial status (a) og kjønn (b) hos gaupene. High/Low indikerer tilstedeværelse av reinsdyr innenfor gaupas hjemområde. Figuren viser gjennomsnittlige drapstakter med 95 % konfidensintervall basert 128 intensivt fulgte predasjonsperioder fra 35 ulike gaupeindivider. Etter Mattisson et al. (2011a).

Mattisson et al. (2014b) brukte data fra 795 gaupedrepte reinsdyr fra Nord-Skandinavia gjennom perioden 2008–2011 for å finne ut om hunngauper og hanngauper predaterte forskjellig mht. alder og kjønn på reinsdyrene. Gauper selekterte kalver framfor voksne rein gjennom hele året, men hanngaupene gikk over til å drepe flere voksne reinsdyr om vinteren, med en preferanse for reinokser. Det var ingen forskjeller mellom kjønn på reinkalver som ble drept av gaupe.

I Troms og Finnmark ble det fanget og merket 31 gauper med GPS-halsbånd over perioden 2007-2013 (Mattisson et al. 2015). Over 1400 kadavre ble funnet ved feltkontroll av GPS-punkter. Av disse var 855 kadaver drept av gaupe innenfor de intensive periodene som ble benyttet i analyser av drapstakter. Drapstaktene varierte fra 0,4 til 10,0 rein per 30 dager (Tabell 5), avhengig av gaupenes status, årstid, og tilstedeværelsen av rein innenfor gaupenes hjemområder. Gaupene som ikke hadde tilgang til reinsdyr gjennom vinteren byttet til en diett bestående av mindre byttedyr som hare, forskjellige fuglearter, rødrev, katter og ulike åtsler.

Tabell 5. Gjennomsnittlig drapstakt per måned ± standard feil hos gaupe på rein i Finnmark og Troms i 2007-2013, basert på 26 forskjellige gaupeindivider gjennom 101 predasjonsperioder. Etter Mattisson et al. (2015).

Status	Sommer		Vinter uten rein		Vinter med rein		Vinter sammenslått	
	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil
Hunn	3,6	0,62	0,4	0,18	5,1	0,82	2,5	0,01
Familie	3,9	0,65	0,6	0,30	8,1	2,34	2,6	0,01
Hann	10,0	1,71	0,6	0,26	7,0	1,36	4,4	0,01

Odden et al. (2018) utvidet predasjonsstudiene til Mattisson et al. (2015) med drapstakt-studier på gaupe også i (Nord-)Trøndelag. Studiene bekrefter at det er store geografiske forskjeller (Tabell 6). Gjennomsnittlig drapstakt på rein blant radiomerkede gauper var høyest om sommeren, og var lavere i Nord-Trøndelag (gj.sn. 3,5 rein per gaupe per måned) sammenliknet med Nordland (6,2) og Troms/Finnmark (5,6). De høyeste drapstaktene for gaupe på tamrein ble dokumentert i fellesbeiteområdene i Finnmark.

Tabell 6. Gaupas gjennomsnittlige drapstakt på rein per måned i Nord-Trøndelag og Nordland i 2012-2016, basert på 8 radiomerka individer gjennom 19 predasjonsperioder og fra Troms/Finnmark i 2007-2013 basert på 26 radiomerka individer gjennom 100 predasjonsperioder. Etter Odden et al. (2018).

Status	Sommer		Vinter	
	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil
Nord-Trøndelag	3,5	1,5	1,8	0,91
Nordland	6,2	4,3	5,8	4,59
Troms/Finnmark*	5,6	1,56	3,1	0,76

*Aggregering av tall fra Tabell 5

Med bakgrunn i litteraturgjennomgangen kan vi slå fast at tamrein er det viktigste byttedyret for gaupe i store deler av reinbeiteområdet i Skandinavia (Mattisson et al. 2011a, Mattisson et al. 2015). I områder uten tamrein, er imidlertid rådyret den viktigste matkilden for gaupe (Andrén & Liberg 2015, Gervasi et al. 2014, Odden et al. 2006). Odden et al. (2018) fant at rådyr og rein utgjorde ca. en tredjedel hver av gaupas diett i Nord-Trøndelag. I Nordland, hvor det ikke ble påvist gaupepredasjon på rådyr, utgjorde rein hele 60 % av dietten.

3.2 Jervens drapstakt på rein

Drapstakten på rein er atskillig lavere hos jerv enn hos gaupe (Mattisson et al. 2011b, Mattisson et al. 2015, Mattisson et al. 2016, Odden et al. 2018). Over årene 2007-2013 ble 25 jerver i Troms og Finnmark instrumenterte med GPS-halsbånd. Alle hadde tilgang på rein vinterstid. Totalt 234 jervedrepte kadavre ble funnet innenfor de intensive periodene. Drapstakten for jerv på rein per 30

dager varierte fra 0,8 til 2,7 i Troms og fra 0,9 til 5 i Finnmark, avhengig av tid på året og dokumentasjonsgrad (Mattisson et al. 2015, Tabell 7). Det ble slått fast at reinsdyr også var den viktigste matkilden for jerv i Nord-Norge.

Tabell 7. Jervens gjennomsnittlige drapstakt per måned på rein i Finnmark og Troms i 2010-2013, basert på 14 individer gjennom 26 predasjonsperioder. «Lav» drapstakt inkluderer rein sannsynliggjort drept av jerv og «høy» drapstakt inkluderer også rein som ikke kunne utelukkes at den var drept av jerv. Om sommeren er data innsamlet i juni-august og om vinteren er data innsamlet i mars-april. Etter Mattisson et al. (2015).

Status	Sommer lav		Sommer høy		Vinter lav		Vinter høy	
	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil
Troms	2,6	0,82	2,7	0,68	0,8	0,42	1,5	0,54
Finnmark	3,0	0,91	5,0	1,03	0,9	0,44	2,8	0,83

Odden et al. (2018) sammenliknet drapstaktene hos jerv i (Nord-)Trøndelag med resultatene fra Troms og Finnmark (Mattisson et al. 2015) og fant at drapstakten på rein er høyest om sommeren, og den er høyere i Troms/Finnmark (gj.sn. 2,5 rein per måned) enn i Trøndelag (1,4 rein per måned) (Tabell 8).

Tabell 8. Jervens gjennomsnittlige drapstakt (per måned) på rein i Trøndelag i 2012-2014, basert på 10 individer gjennom 12 predasjonsperioder og fra Troms/Finnmark i 2010-2013, basert på 14 individer gjennom 26 predasjonsperioder. «Lav» drapstakt inkluderer rein sannsynliggjort drept av jerv og «høy» drapstakt inkluderer også rein som ikke kunne utelukkes at den var drept av jerv. Etter Odden et al. (2018).

Status	Sommer lav		Vinter høy		Vinter lav		Vinter høy	
	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil	Gj.snitt	Std.feil
Trøndelag	1,4	0,58	1,5	0,53	0,7	0,28	1,1	0,37
Troms/Finnmark*	2,5	0,62	3,7	0,69	1,3	0,47	2,6	0,72

*Aggregering av tall fra Tabell 7

Som for gaupe, er også de høyeste drapstaktene for jerv på tamrein dokumentert i fellesbeiteområdene i Finnmark. Det er her en klar sammenheng mellom drapstakta hos jerv om sommeren og kroppsvekten til kalvene (Mattisson et al. 2016), som igjen er relatert til tettheten av rein (Tveraa et al. 2013b). Det er uklart om de høyere drapstaktene i fellesbeitene i Finnmark er forårsaket av tilgjengelighet av rein (flere møter mellom jerv og rein) eller at reinen er i dårlig kondisjon (lettere å drepe).

3.3 Interaksjoner mellom gaupe og jerv

Jerven er en utpreget åtseleter, selv om den også kan drepe egne byttedyr. Studier fra Sverige har vist at jerven i stor grad utnytter kadavrene etter gaupa hvis slike rester er tilgjengelige (Mattisson et al. 2011b). Mattisson et al. (2011b) fant at 52 % av reinkadavrene besøkt av jerv var drept av gaupe, mens kun 11 % var jervedrepte. Av alle jervelokaliteter ved reinkadaver, var 28 % på gaupedrepte- og 24 % på jervedrepte rein. Gjenværende lokaliteter var hovedsakelig på rein som døde av ulykker (23 %) eller ble drept av ukjente rovdyr (9 %). Gaupenes drapstakt på rein var ni ganger høyere enn hos jerv. Jerv utnyttet totalt 68 % av tilgjengelige, gaupedrepte rein, hvorav 29 % fortsatt ble brukt av gaupe når jerven ankom. Likevel hadde jervens åtselseting begrenset effekt på gaupenes drapstakt. Forfatterne antok at gaupenes tilstedeværelse reduserer predasjon på rein forårsaket av jerv fordi gaupene legger igjen flere åtsler som jerven kan utnytte. Motsatt, kan en reduksjon i gaupebestanden forventes å øke drapstakten hos jerv (Mattisson et al. 2011b). Tilsvarende ble funnet av Andrén et al. (2011), som brukte en simuleringsmodell basert på byttedyrdiett og energibehov hos gaupe og jerv, samt mengde tilgjengelig kjøtt fra rein. Modellen antydte at total predasjon avtar med ca. 8 % dersom jerven utnytter gaupedrepte reinsdyr, sammenlignet med en modell uten kadaverutnytting. Modellen antydte videre at den totale predasjonen vil være lavest i områder kun med jerv, fordi den estimerte drapstakten hos jerv er mye lavere enn drapstakten hos gaupe. Dersom forvaltningsmålet imidlertid er

et konstant antall gaupe og jerv, antydte modellen at det totale predasjonspresset ville være lavest dersom gaupe og jerv sameksisterte, sammenlignet med å leve separat i ulike områder.

I Troms dokumenterte Mattisson et al. (2015) at andelen åtsler i dietten hos jerv var 55 %, og denne andelen varierte ikke mellom sesongene. Det gjorde den derimot i Finnmark, hvor andelen åtsler i dietten var 54 % på vinteren og 28 % på sommeren. Det var en relativ lav andel kadaver drept av gaupe i dietten til jerven i Troms (14 %) og i Finnmark (7 %), sammenlignet med tilsvarende studier i Nord-Sverige. Videre er det vist at jerv i (Nord-)Trøndelag har en høyere andel åtsler i dietten enn jerv i Nord-Norge fordi jervene i Trøndelag har tilgang på mye kadaver av elg og slakteavfall fra elgjakta (Odden et al. 2018).



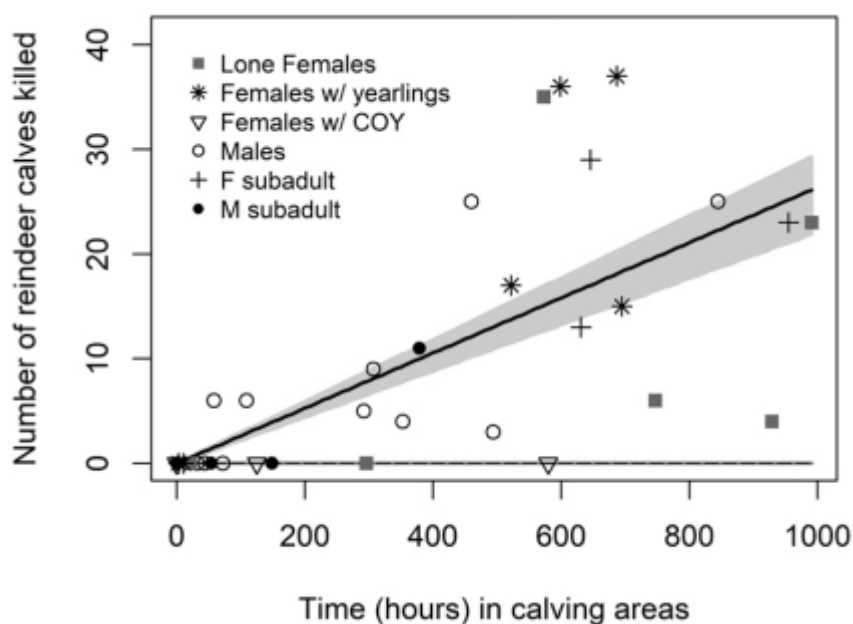
Bilde 3. Samling av rein for kalvemerking. Fra en siida-enhet i Nordland. Foto: H. Sund/NIBIO.

3.4 Bjørnens drapstakt på rein

I deler av skogssamebyene Udtja og Gällivare (Norrbotn, Sverige) ble totalt 21 bjørner utstyrt med GPS-sendere og 2585 drektige simler instrumentert med proximity-sendere i perioden 2010 til 2012 (Karlsson et al. 2012, Sivertsen 2017, Støen et al. 2022). Proximity-senderne sender ut et signal som oppfattes av bjørnenes GPS-sendere og får bjørne-GPS'ene til å ta en posisjon per minutt når de er i nærheten av simlene. Mellom 1. mai og 15. juni ble det totalt funnet 350 reinkadavre drept av de radiomerkede bjørnene (333 kalver og 17 voksne) disse årene innenfor undersøkelsesområdet. Nær 90% av kalvene ble tatt i mai, med en klar topp rundt 21. mai (Støen et al. 2022).

I Støen et al. (2022) ble det brukt en statistisk modell som tok hensyn til kjønn og antallet dager på kalvingslandet, slik at en kunne regne ut en estimert drapstakt som gjelder generelt for bjørner i et kalvingsland i løpet av en kalvings sesong. Den beregnede, gjennomsnittlige drapstakten for bjørner som oppholdt seg på kalvingslandet var 10,2 (95% CI=8,6 - 11,5) kalver per bjørn, noe som utgjorde 62 % og 39 % av totalt kalvetap i hhv. Udtja og Gällivare gjennom kalvingsperioden (1. mai – 15. juni). Antall drepte kalver økte med tiden bjørnene brukt i kalvingsområdet og varierte mye mellom bjørneindivider og deres reproduktive status, eksempelvis drepte ikke binner med årsunger reinkalver. (Figur 5, etter Støen et al. 2022).

Et tilsvarende bjørn- og tamreinprosjekt er nettopp utført i Idre fjellsameby (2019-2022) i Sverige, men resultatene herfra er ennå ikke publisert.



Figur 5. Det estimerte, gjennomsnittlige antallet reinsdyrkalver drept om sommeren som funksjon av tid (timer) de radiomerkede bjørnene har tilbrakt innenfor kalvingsområdene (dvs. drapstakt). Den stiplede linjen representerer hunner med årets unger og den heltrukne linjen representerer alle andre demografiske kategorier av bjørn (inkl. 95 % CI). Observerte frekvenser er gitt som punkter som representerer forskjellige demografiske klasser av bjørn. Se Støen et al. (2022) for mer informasjon.

En vurdering av brunbjørnens potensielle predasjon på tamrein i tre grensenære reinbeitedistrikt i Trøndelag med både skog- og fjellterreng (Støen et al. 2016), konkluderte med at bjørnens drapstakt på rein i vårbeiteområdene i disse norske grensetraktene antas å være tilsvarende som på kalvingslandet i skogssamebyene Udtja og Gällivare i Norrbotn. Også i Finland er det dokumentert at at bjørner forårsaket størst skade for reindriften under kalvingsperioden (Norberg & Nieminen 2007).

3.5 Kongeørnas drapstakt på rein

Kongeørna regnes som en generalist og er både et rovdyr og en åtseleter. De viktigste byttedyrene for kongeørn er rype, hare, skogsfugl, rein, smågnager og sau (Mattisson et al. 2018). Tilgjengeligheten av ville byttedyr påvirker trolig sannsynligheten for predasjon på husdyr. Andelen husdyr i kosten viser stor variasjon (6-43 %) både mellom studier og mellom individer og andelen kadaver i dietten er sannsynligvis høyere om vinteren enn om sommeren. Når det gjelder rein, tar kongeørna hovedsakelig nyfødte kalver, men den er også fullt kapabel til å drepe voksne reinsdyr. Data fra kadaverundersøkelser i Norge har vist at 90 % av kongeørndrepte rein er kalver og at predasjon fra kongeørn er mest vanlig i mai, rett etter kalving (rovbase.no). Det kan se ut til at kongeørnpredasjon av rein er mer vanlig hos unge og ikke-hekkende individer, enn hos de hekkende parene.

Havørn er en utpreget åtseleter. Selv om rein er en del av kosten, er det ikke dokumentert at havørn har drept tamrein, verken i Sverige, Norge eller Finland. Store ansamlinger av havørn kan raskt redusere mengden mat tilgjengelig på kadaver, men det er ukjent om havørna kan bidra til økt predasjonsrate hos kongeørn (Mattisson et al. 2018).

De siste årene har det blitt økt fokus på kongeørna som skadevolder på rein, men kunnskapen om omfanget av kongeørnpredasjon og hvilken effekt det har på reindriften er begrenset. For å kunne anslå tap av rein forårsaket av kongeørn, trengs det tall både på ørners drapstakt, på antall ørner i området og i hvilken grad de beveger seg i områder med rein.

Tidligere studier viser at tap av rein til kongeørn primært skjer i år med spesielt vanskelige beiteforhold (Tveraa et al. 2012) og at kongeørna hovedsakelig tar små kalver (Nieminen et al. 2011, Norberg et al. 2006). Radiomerking av rein på Fosen i 2014 og 15 dokumenterte imidlertid også at flere voksne simler ble tatt av kongeørn (Odden et al. 2018). Disse tapene skjedde hovedsakelig sommer og tidlig høst, hvor mattilgangen for rein var ansett som god. På Fosen synes derfor ikke kondisjonen til reinsdyrene å ha vært av avgjørende betydning for ørnepredasjonen.

3.6 Ulvens drapstakt på rein

Så langt vi kjenner til, finnes det ikke studier av drapstakt hos ulv på tamrein i Norge. Dette er heller ikke veldig aktuelt å beregne, siden det ikke skal være ulv som utgjør et skadepotensial i reinbeiteområdene. Forvaltningsområdet for ulv («ulvesonen») ligger i sin helhet utenfor reindrifftsområdene, og terskelen for skadefelling av ulv som kommer inn i reindrifftsområder er lav.

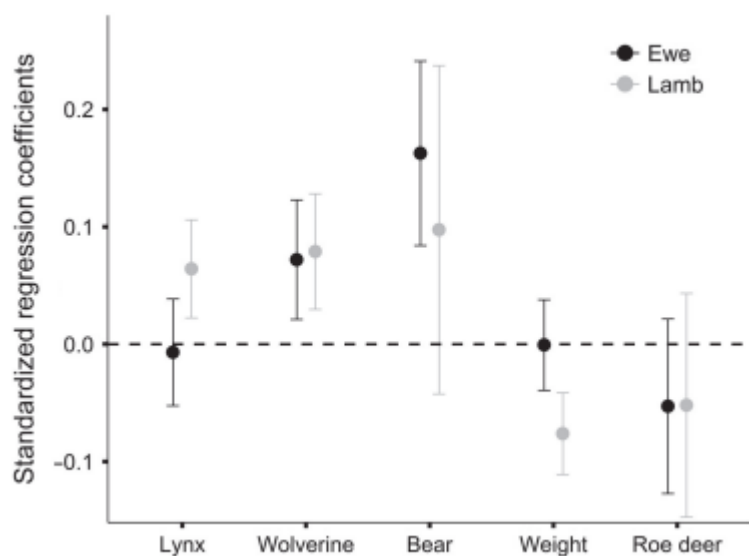
Streifdyr av ulv kan imidlertid gjøre stor skade dersom de kommer inn i en reinflokk. Et eksempel er fra Fiettar reinbeitedistrikt i Finnmark, hvor ulv i oktober i 2018 drepte minst 12 reinsdyr på kort tid ([Over 30 rein og sau drept. Jegere klare til å jakte ulv - Norskog](#)).

4 Tapsundersøkelser sau

4.1 Landsdekkende tapsundersøkelser

Mabille et al. (2015a) undersøkte erstatningsdata fra Rovbase over årene 2001 til 2011 i 257 kommuner. De viste at 552 625 sauer ble omsøkt drept av rovvilt i denne perioden. Dette utgjorde 9,8 % av alle søyer og lam som ble sendt på beite hos sauebrukerne som søkte om rovvilterstatning. I samme periode ble 17 077 kadaver funnet og bekreftet drept av store rovdyr. Gjenfinningsgraden av kadaver var lav, spesielt for kadaver som var omsøkt drept av gaupe (2,2 %), jerv (2,1 %) og kongeørn (1,9 %). Antall kadaver som ble dokumentert eller sannsynliggjort tatt av fredet rovvilt representerte 2,8 % av lammene og 6,4 % av søyene som ble omsøkt rovvilt drept (Mabille et al. 2015a). I de fleste analysene viste antallet sauer som ble sluppet på utmarksbeite en sterk positiv sammenheng med antall sau som ble omsøkt og funnet drept av de ulike rovdyrartene. Predatortetthet var sterkt assosiert med tap, særlig for sauer som ble hevdet drept av bjørn, gaupe og jerv. Også andel skog i beiten, gjennomsnittlig slaktevekt på lammene (en indikator på beiteforholdene om sommeren) og vegetasjonsutviklingen om våren var faktorer som bidro til å forklare antall sau drept av gaupe, jerv og ørn. Faktorer knyttet til tap på grunn av ulv var vanskeligere å fastslå, muligens fordi det er lite frittgående sau i utmark i ulvesonen. Gaupedrepte kadaver ble funnet gjennom hele beiteperioden, fra juni til oktober. Flest kadaver drept av jerv ble registrert i august–september, av bjørn i juli–august, av ulv i juni–juli og av kongeørn i juni.

Basert på det samme datamaterialet, fant Mabille et al. (2015b) ingen signifikante effekter av rovdyrtettheter på slaktevektene til lammene. Variasjonen i lammenes slaktevekt kunne forklares av både sauetetthet og vinter- og vårværforhold, som begge har med tilgjengeligheten av beiteplanter å gjøre. På fylkesnivå var høye tap av lam assosiert med høy tetthet av gaupe og jerv og lave slaktevekter. Økning av gaupetettheten med 1 familiegruppe per 1000 km² og jervetettheten med 1 yngling per 1000 km² økte det estimerte tapet av lam med henholdsvis 2,5 og 4,4 %, mens 1 kg nedgang i slaktevekt økte det estimerte lammetapet med 0,8 %. Høye tap av søyer var assosiert med høy tetthet av bjørn og jerv (Figur 5). Økning av bjørnetettheten med 1 bjørn per 1000 km² og jervetettheten med 1 yngling per 1000 km² økte forventet tap av søyer med henholdsvis 1,4 og 1,7 %. Tap av lam hadde også en tendens til å være høyere ved høy bjørnetetthet, men med stor variasjon i dataene (Figur 6).



Figur 6. Relativ betydning av predatoritet, slaktevekt hos lam og tetthet av rådyr på lammetap (grått) og søyetap (svart) i Norge, 2001-2011. Data ble undersøkt på landsbasis og forklaringsvariable ble standardisert for å tillate en direkte sammenlikning av effektene. De vertikale linjene viser 95 % konfidensintervall rundt de estimerte koeffisientene. Etter Mabile et al. (2015b).

4.2 Tapsundersøkelser i gaupeutsatte sauebesetninger

I 2002 og 2003 var hhv. 737 og 771 lam fra åtte besetninger i Asker og Bærum sankelag (tidl. Akershus) og Tranby sankelag (tidl. Buskerud) med på en tapsundersøkelse (Kvam et al. 2004). Første året ble 317 lam sluppet på beite med mortalitetssendere. I tillegg ble 420 lam fra de samme besetningene sluppet med halsklave som så ut som radiosendere ("jukseklaver"), for å unngå en eventuell skeivfordeling av tapene. Totalt lammetap i 2002 ble 176 lam (23,9 %). 58 av de radiomerkede lammene gikk tapt (18,3 %) og 118 av lammene med jukseklaver omkom på beite (28,1 %). 38 av de 58 døde radiomerkede lammene (65 %) ble tatt av gaupe, for 4 av lammene (7 %) var dødsårsaken ikke rovvilt (ulykker, sykdom, ikke fredet rovvilt), mens 8 lam (14 %) hadde ukjent dødsårsak. I 2003 ble 9 av de døde radiomerkede lammene tatt av gaupe (24,3%) og 1 lam (2,7%) ble tatt av rødrev. Ni lam (24,3%) var registrert med tapsårsak "ikke rovvilt", mens 11 lam (29,7%) fikk status ukjent dødsårsak.

Tapsårsaker hos lam fra tre besetninger i Ørpen-Redalen beiteområde, Krødsherad kommune, ble kartlagt somrene 2007 og 2008 ved bruk av mortalitetssendere (Hansen 2009). Gaupe var hovedårsak til de høye lammetapene begge år. I 2007 omkom 34 av 182 radiomerkede lam på beite (18,7 %). Fem av disse hadde ukjent dødsårsak. Blant de 29 omkomne "radiolammene" med kjent dødsårsak ble 27 lam (93,1 %) antatt eller dokumentert tatt av gaupe, mens ett døde av sykdom (3,45 %) og ett omkom i ulykke (3,45 %). Beitesesongen 2008 omkom 25 av 177 radiolam (14,1 %), hvorav to hadde ukjent tapsårsak. Av de 23 lammene med kjent dødsårsak ble 22 lam (95,7 %) dokumentert gaupedrepte og ett omkom i ulykke (4,3 %). I snitt over de to forsøksårene tok gaupa 94,2 % av alle instrumenterte lam som ble borte i dette studieområdet, eller 13,9 % av alle instrumenterte lam som ble sluppet på beite (49 av 352 lam), mens «Normaltapet» (tap som ikke skyldes fredet rovvilt) utgjorde bare 0,85 % av alle instrumenterte lam sluppet på beite (3 av 352 lam). Gaupa tok lam gjennom hele beitesesongen, fra slutten av mai til slutten av august, begge år.

Tapsårsaker hos lam på blandingsbeite skog/fjell i to besetninger i Flå kommune i Buskerud ble også kartlagt sommeren 2011 ved bruk av mortalitetssendere (Hansen et al. 2012). Seksten av totalt 241 radiomerkede lam omkom på beite (6,6 %). Ett radiomerket lam hadde ukjent dødsårsak. Blant de 15 omkomne radiomerkede lammene med kjent dødsårsak ble 13 lam (86,7 %) antatt eller dokumentert

tatt av gaupe, mens to omkom i ulykker (13,3 %). Ingen lam døde av sjukdom. Normaltapet for lam i de to besetningene lå meget lavt (0,8 %). Resultatene er sammenfallende med tidligere tapsundersøkelser på skogsbeite i Krødsherad kommune i Buskerud, der også gaupe var hovedårsak til lammetap og normaltapet var svært lavt (Hansen 2009).

I de fleste tilfeller hadde det ikke vært mulig å finne igjen alle de gaupedrepte lammene uten bruk av mortalitetssendere, og langt fra tidsnok til å kunne dokumentere dødsårsak. Dette bekrefter vår rutinerte peiler på mange av Bioforsk/NIBIO-prosjektene, som i tillegg har lang erfaring mht. kadaverdokumentasjon som rovviltkontakt gjennom SNO (S.E. Bråten, pers. medd.). Under forsøkssesongen 2008 var det kun ett av 22 gaupedrepte lam som kunne ha blitt funnet uten hjelp av mortalitetssender (Hansen 2009). Dette viser også hvor vanskelig det kan være for saueeier å finne kadaver.

4.3 Tapsundersøkelser i jerveutsatte saubesetninger

I alt 36 søyer og 350 lam tilhørende tre eiere ble sluppet på beite med radiobands i Feren – Langen beiteområde i Meråker i 2001. Alle lam ble veid og undersøkt med hensyn på kondisjon og sjukdom vår og høst. Lammetapet var 13,2% totalt. 73% av det totale tapet skyldtes freda rovdyr og jerven stod for 54% av tapet. Seks lam døde av sykdom, mens løshunder tok tre av de radiomerkede dyrene. Lammetapet var svært ujevnt fordelt mellom brukerne og varierte fra 6,4 % til 41,6 % (Kvam et al. 2002).

Sommeren 2002 ble årsakene til lammetap på utmarksbeite kartlagt i fire besetninger i rode 5 i Beiarn sausankerlag i Nordland ved hjelp av radiotelemetri (Nilsen et al. 2002). Det ble peilet daglig i beiteområdet fra utslipp på utmarksbeite i begynnelsen av juni og frem til hovedsanking av sau i midten av september. De fire besetningene mistet til sammen 84 av 300 lam, dette tilsvarer et lammetap på 28 %. Av de 53 radiomerkede lammene som ble funnet omkommet og undersøkt av den lokale rovviltkontakten fra SNO, ble 38 (72 %) dokumentert eller antatt drept av jerv, ett (2 %) ble antatt drept av kongeørn, 3 (6 %) havnet i gruppen ”ikke rovvilt”, 3 (6 %) døde av ulykker, 3 (6 %) av sykdom/sult, mens 5 (9 %) havnet i gruppen ”ukjent dødsårsak”. Tapene var relativt små i starten av beitesesongen, men akselererte kraftig etter 25. august grunnet jerv.

4.4 Tapsundersøkelser i bjørneutsatte saubesetninger

Saubesetningene i Lierne kommune i tidligere Nord-Trøndelag fylke var på 90-tallet svært belastet med årlige, høye tap av sau til bjørn. Bjørn predaterer i hovedsak voksne søyer. Sommeren 1994 ble 603 søyer, lam og værer med mortalitetssendere sluppet på Holandsfjellet (Kvam et al. 1995). Totalt 97 av de radiomerkede sauene omkom på beite, hvorav hele 56 søyer (24,2 %). Over 70% av de gjenfundne, instrumenterte dyrene var drept av bjørn. Ser vi på tapsprosenten for de dyrene der tapsårsak var kjent (dokumentert eller sannsynliggjort), utgjorde predasjon fra bjørn hele 80% av tapsomfanget. Totalt 1236 merka og umerka sauer ble registrert som tapt på beite i forsøksområdet. Dette er 19 % av de dyrene som ble sluppet ut. Hvis en regner med at beiteperioden varte 110 døgn, utgjør dette et tap på ca. 2 dyr pr. døgn. Ikke alle disse tapene kan belastes bjørn, men jf. resultatene for de radiomerkede sauene, må man regne med at hovedandelen skyldtes bjørnepredasjon.

4.5 Tapsundersøkelser i kongeørnutsatte saubesetninger

I en telemetribasert undersøkelse av tap av lam på beite i Nordfjellet (Overhalla kommune) og Kongsmoen på Høylandet 1997-1998 fant Kvam et al. (1999) at predasjon fra kongeørn varierte mye mellom områder og også mellom år innen område. Kongeørn var tapsårsak til 17 % (N=4) av lam med kjent dødsårsak i Nordfjellet 1997, mens man ikke dokumenterte kongeørndrepte lam i dette området året etter. I Kongsmoen Vest i 1998 stod kongeørn for 10 % (N=5) av lammetapet blant omkomne lam

med kjent dødsårsak. Sykdommen alveld (romegrasforgiftning) ble for øvrig registrert som den viktigste tapsårsaken for lam i Nordfjellet både i 1997 og 1998.

Tapsårsaker hos lam på utmarksbeite ble også kartlagt sommeren 2013 i to besetninger på Dyrøya i Troms. 9,5 % av totalt 284 lam med mortalitetssendere omkom på beite. Seksten kadavre ble funnet, hvorav ni var egnet for dokumentasjon. Av de ni kadavrene med kjent dødsårsak døde fire av sjukdom (44,5 %), fire ble drept av kongeørn (44,5 %) og ett ble tatt av rødrev (11 %). Både fødselsvekt og vekt ved instrumentering var signifikant høyere for lam som overlevde beitesesongen enn for lam som omkom, og lam med ett-årige mødre hadde større sannsynlighet for å omkomme enn lam med eldre mødre (Hansen et al. 2013).

Store rapporterte lammetap på Fosenhalvøya i Trøndelag førte til at det i 2014-2015 ble gjennomført et forskningsprosjekt på tapsårsaker i utvalgte besetninger i Rødsjø beitelag (Stien et al. 2016). I dette området er det normalt ikke store rovdyr som ulv, bjørn, jerv eller gaupe, og husdyreierne mente kongeørn var hovedårsaken til tapene. I hver av beitesesongene i 2014 og 2015 ble ca. 400 lam merket med mortalitetssendere og fulgt intensivt for å finne døde lam så raskt som mulig, slik at dødsårsak kunne stadfestes. Lammetapene varierte fra 18% til 24% mellom år. Ørn ble funnet å være dødsårsak på 5-6 % av alle lammene som ble sluppet på utmarksbeite. Dette er høyere lammetap til ørn enn det man tidligere har funnet i tilsvarende studier i Norge. I tillegg skyldtes 5-10 % av tapene sykdom og ulykker, mens 8 % av lammene døde uten at det var mulig å påvise dødsårsak. Et oppfølgingsprosjekt (2018-2022) i samme område er nettopp avsluttet (Stien et al., i trykk). Prosjektet gikk dels på ørnas habitatbruk, byttedyrvalg og drapstakt på lam, dels på dokumentasjon av tapsårsaker for lam. I denne studieperioden var lammetapet i forsøksbesetningene betydelig lavere (4-12%) enn det man fant i 2014-2015 og det var en reduksjon i tap både til kongeørn, sykdom og ulykker, samt tap med ukjent årsak. Økt innsats med parasitt-behandling av lammene før beiteslipp eller økt fôring av søyene i siste del av drektigheten resulterte ikke i redusert dødelighet av lam på beite. Lam som var veldig små (<9 kg) hadde betydelig redusert overlevelse på utmark sammenliknet med større lam, men det var likevel ingen sammenheng mellom andelen lam tapt på utmark og gjennomsnittlig lammevekt ved beiteslipp.

5 Drapstakter på sau

5.1 Gaupas drapstakt på sau

Tallfesting av gaupas valg av byttedyr og hvor ofte de dreper sau ble gjort ved å følge 78 gauper med VHF- eller GPS-sender gjennom intensivperioder i perioden fra 1995 til 2013 i Sør- og Nord-Norge (Odden et al. 2014). Store deler av de sørlige studieområdene har 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 fjellbjørkeskog og tundra. Her er tamrein tilgjengelig i høye tettheter i hele området og rådyr er fraværende.

Analyser av byttedyrvalg i de ulike områdene viste at gaupa foretrekker rådyr eller tamrein framfor sau, hvis disse byttedyrene er tilgjengelige. Andelen av sau i sommerdietten minket med økende tetthet av alternative byttedyr kombinert med minkende sauetetthet. I Sør-Norge påvirket gaupenes kjønn, samt variasjon i tetthet av både rådyr og sau, gaupenes drapstakt på sau. De høyeste drapstaktene ble funnet hos hanngauper i områder med lave tettheter av rådyr og høye tettheter av sau (Tabell 9). I to slike områder drepte hanngauper i snitt åtte og seks sauer per 30 dager. Når tettheten av rådyr økte og sauetettheten minket, drepte gaupene færre sauer per tidsenhet.

I sør drepte hunngauper oftere sau i områder med høy tetthet av sau og lav tetthet av rådyr. Men når sauetettheten var lav, drepte hunngaupene sjelden sauer, uavhengig av rådyrtettheten (Odden et al. 2014). I nord ble det ikke dokumentert forskjell mellom kjønnene, men sannsynligheten for at gaupene i nord drepte sau økte med avtagende tetthet av tamrein (Odden et al. 2014, Mattisson et al. 2014a).

Tabell 9. Gjennomsnittlig antall sau \pm standardavvik drept per 30 døgn og estimerte tettheter av lam og tamrein/rådyr innenfor sommerreviret til gauper fulgt med sendere i Norge somrene 1995-2013. Etter Odden et al. (2014).

Studieområde	Kjønn	Gaube*Sesong	Andel gauper involvert i predasjon på sau (Antall gauper fulgt)	Gjennomsnittlig antall sau per km ²	Gjennomsnittlig antall tamrein/rådyr 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 og Finnmark	Hann	16	50 % (6)	8,5 \pm 3,8*	12,3 \pm 5,4	0,9 \pm 0,4
	Hunn	23	55 % (11)	8,1 \pm 5,7*	11,1 \pm 4,6	1,5 \pm 0,4

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

Det faktum at hanngauper drepte sauer oftere enn hunngaupene kan delvis forklares med større leveområder hos hanngauper enn hos hunngauper (Linnell et al. 2001, Herfinndal et al. 2005). 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 være knyttet til at hannene har en større tendens til å ta større risiko enn hunngaupene (Bunnefeld et al. 2006, Teichman et al. 2013).

5.2 Jervens drapstakt på sau

Mattisson et al. (2015) fulgte åtte jerver med tilgang til sau innenfor sine revirer i Troms og Finnmark. I løpet av 405 studiedøgn på sommeren ble det funnet 64 reinsdyr (hvorav 56 kalver), men kun tre lam drept av jerv. Dette er for spinkelt materiale til å beregne drapstakter på, men kan indikere at jerven viser en preferanse for tamrein over sau i områder der begge byttedyrene er tilgjengelig. Til sammenlikning var gaupas gjennomsnittlige drapstakt på sau i samme område sommerstid på 1,2 sauer per måned. Så langt vi kjenner til, finnes det ikke studier av drapstakter hos jerv på sau i områder uten rein.

5.3 Bjørnens drapstakt på sau

Så langt vi kjenner til, finnes det heller ikke relevante studier av drapstakter hos bjørn på sau under norske forhold med frittgående sau på beite.

5.4 Kongeørnas drapstakt på sau

Den hittil eneste studien på drapstakter hos kongeørn på sau (og rein) i Norge er nylig ferdigstilt. Mattisson et al. (2022) brukte GPS-data fra tre territorielle og tre ikke-territorielle kongeørner for å se om det var mulig å studere diett og beregne individuell drapstakt på lam og reinkalv hos kongeørn med denne metodikken. Basert på antall byttedyr funnet på kluster bestod dietten av småvilt (70%), sau (15%) og reinsdyr (9%). Alle de seks kongeørnene drepte en eller flere reinkalver eller ett eller flere lam, men det var stor variasjon mellom individene med hensyn på hvor mange reinkalver eller lam de drepte. Relativt lite data fra få individer og fra et begrenset område gjør det vanskelig å trekke generelle konklusjoner om kongeørnens drapstakt på sau og rein. Resultatene fra dette prosjektet har imidlertid bidratt til å øke kunnskapsgrunnlaget om kongeørn som predator på sau, interaksjoner mellom kongeørn og havørn og betydning av ikke-territorielle kongeørn-individene for tapsomfanget.

5.5 Ulvens drapstakt på sau

Vi er ikke kjent med at det finnes studier av drapstakter på sau forårsaket av ulv i Norge.

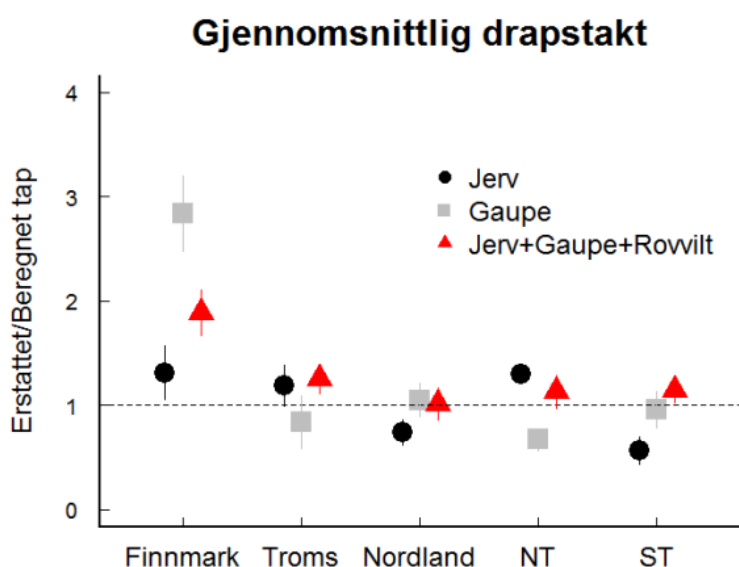
I tilfeller hvor ulv kommer seg innenfor sauegjerder, vet vi likevel at én ulv kan gjøre enorm skade. I Ytre Enebakk i 2015, forserte ulv et rovviltavvisende gjerde og drepte et 30-talls søyer og lam på ett døgn. Sommeren 2017, fra slutten av mai til begynnelsen av august, drepte eller skadet en ung, svensk ulvetispe over 300 søyer og lam i Hadeland-, Hurdals- og Toten-området. Det viste seg svært vanskelig å felle ulven, selv om det raskt ble gitt fellingstillatelse, og selv om skadefellingsområdet stadig ble utvidet (<https://www.vg.no/nyheter/innenriks/i/A8qdE/denne-ulven-tok-303-sauer-i-sommer-naa-faar-saueeierne-erstatning>). Dette er selvfølgelig eksempler på ekstreme tilfeller, og tapsomfanget er ikke representativt for den gjennomsnittlige drapstakten.

6 Diskusjon

6.1 Drapstakter brukt i erstatningsoppgjøret

Viktige faktorer som påvirker tapet av beitedyr til rovvilt er drapstaktene for de forskjellige rovviltartene, rovdyrtettheter, byttedyrtilgjengelighet, hvor lang tid husdyr og tamrein er tilgjengelig som byttedyr (f.eks. Gervasi et al. 2012, Gervasi et al. 2014), beiteområdets beskaffenhet mm. Også kondisjonen hos sau og rein har betydning (Tveraa et al. 2013b, Mabille et al. 2015b). Det er, som vi har sett, funnet store geografiske, sesongmessige og individuelle forskjeller i drapstakter hos de ulike rovviltartene. Drapstaktene kan variere bl.a. med kjønn, sosial status/reproduksjonsstatus (eks. med eller uten unger), tetthet av husdyr og alternative byttedyr, tilgang på åtsler, periode på året, hvor lenge rovdyret oppholder seg i de mest sårbare områdene (eks. på kalvingslandet), terreng (høyfjell/skog), rovdyrartens egen tetthet (vist for gaupe) og revirstørrelser mm. Usikkerheten/spredningen/feilmarginen i datasettene bak drapstaktene er angitt som konfidensintervall, standardavvik og/eller standardfeil i figurer og tabeller i drapstakt-avsnittene i kapittel 3 og 5. Generelt gjelder at jo mindre utvalget er, dess større vil feilmarginene bli.

Ved å multiplisere gjennomsnittlige drapstakter med den estimerte størrelsen på gaupe- og jervebestanden, er det mulig å vurdere hvor godt dette beregnede tapet samsvarer med det erstattede tapet. For rein ble det over perioden 2005-2013 funnet en relativt god overenstemmelse mellom erstattet og beregnet tap (basert på gjennomsnittlig drapstakt) i alle reinbeiterregionene, unntatt i Finnmark, der det erstattede tapet er betydelig høyere enn det beregnede, spesielt for gaupa (tre ganger høyere) (Mattisson et al. 2015). I Troms og Nord-Trøndelag ble det erstattet noe mer rein tatt av jerv og noe mindre rein tatt av gaupe enn det Mattisson et al. (2015) beregnet. Når erstatningene for jerv og gaupe ble slått i lag, var det erstattede antallet rein svært likt det beregnede tapet. I Sør-Trøndelag, og delvis i Nordland, stemte det samlede antall erstattede rein godt med det beregnede tapet fra gaupe og jerv (Figur 7).



Figur 7. Gjennomsnittlig kvotient for erstattet tap i de fem reinbeiteområdene (Vest- og Øst-Finnmark slått sammen) relativt til estimert predasjon av rein til hhv. gaupe (grå) og jerv (sort). Verdien 1 (stiplet linje) tilsvarer at det erstattede tapet er lik det beregnede tapet. For de røde punktene er det erstattede tapet til gaupe, jerv og fredet rovvilt slått i lag og sammenlignet med estimerte tap til gaupe og jerv (dvs. antatt tap til fredet rovvilt skyldes gaupe eller jerv). Kvotientene vises med 95 % konfidensintervall på variasjonen mellom år (2005-2013). Etter Mattisson et al. (2015).

Kunnskap om drapstakter for de ulike rovviltartene er interessant reint økologisk. Selv om erstattet og beregnet tap av rein basert på drapstakter for jerv og gaupe synes å stemme nokså bra overens i flere reinbeiteområder, er vi skeptiske til at et nytt erstatningssystem for rein eventuelt skal baseres på antall ynglinger/familiegrupper og drapstakter for den enkelte rovdyrart. En mest mulig korrekt beregning av tapte dyr er ikke minst avhengig av en presis beregning mellom antall ynglinger og totalt antall individer i bestanden (Linnell & Tveraa 2015). Grunnet den store variasjonen i drapstakter mellom individer og usikkerhet angående omregningsfaktorer (se avsn. 6.3), må drapstaktene i såfall beregnes ut fra clusterstudier for et stort antall rovviltindivider av alle de store rovviltartene, fordelt over hele reindrifts-Norge, noe vi mener er for ressurskrevende. Det vil også kunne bli vanskelig å få utløst erstatning for nyetablerte ynglinger av rovvilt som man ikke klarer å dokumentere med det første.

Reinnæringa omsøker langt flere dyr som tatt av rovvilt enn det de får erstattet og det er kongeørn som i dag er den største skadevolderen på reinkalv i Norge. Det er derfor behov for et større fokus på kongeørn og rein. Et stort prosjekt utlyst av Miljødirektoratet skulle belyse nettopp dette problemområdet og bl.a. beregne drapstakter hos kongeørn på rein, men dette har av ulike årsaker enda ikke kommet i gang. Det er å håpe at et slikt prosjekt kan gjennomføres i nær framtid.

6.2 Tilstedeværelsen av rovvilt i beiteområder

Ifølge reingjeternes erfaringer har tilstedeværelsen av rovvilt flere skadelige effekter på reindriften utover tap av dyr (Turunen et al. 2017, Rasmus et al. 2020; Risvoll & Kaarhus 2020). Flokken spres, beiteroen forstyrres, de beste beitene kan være umulige å bruke, reinens kondisjon går ned og kalvingen uroes. Rovdyr påvirker også gjetingen og fører til utfordringer med å holde flokkene. Predasjon har i tillegg negative effekter på flokkens produktivitet ved å endre aldersstrukturen i bestanden. Dette kan medføre lavere kalveproduksjonen og redusert mulighet for genetisk seleksjon. På sikt kan dette kompromittere den økonomiske bærekraften i reindriften (Pekkarinen et al. 2020). Gjentakende funn av rein drept av rovvilt forårsaker fysiske og psykiske belastninger som påvirker hele familien og det sosiale livet til reingjetere (Pohjola & Valkonen 2012). Reindriften kan i verste fall nå et vippepunkt dersom antall kalver som overlever til voksen alder (rekrutteringen) er for få til å erstatte voksen rein som dør eller blir for gammel til å formere seg. Dette kan på sikt føre til kollaps i flokken (Åhman et al. 2014). Et slikt scenario dukker i økende grad opp i Norge, ikke minst i Nordland og Sør-Troms, på grunn av store tap til rovdyr over tid (Risvoll et al. 2022).

Norsk rovviltforvaltning, med sonering som viktigste tiltak for å skille rovvilt og beitedyr, medfører at belastningen blir ulikt fordelt. Sauebrukere innenfor forvaltningsområdene, spesielt for ulv, har gjennomført omfattende tilpassinger. Nedgang i både dyretall og antall bønder i områder med flere enn to rovviltarter eller spesielt krevende arter (ulv og bjørn), kan leses som et uttrykk for at kompensasjon og tilskudd ikke oppveier ulemper og utgifter i disse regionene (Strand 2016). Det søkes også om mer midler til forebyggende tiltak enn det som står til rådighet. Utviklingen i tapsstatistikken for sau fra Organisert beitebruk er imidlertid positiv. Det er en nedgang i tapsprosent, også i rovdyrbelastede områder. Dette skyldes delvis at antallet dyr i disse områdene er redusert, men også at forbyggende tiltak har ønsket virkning. I de mest rovdyrutsatte områdene vil tradisjonelt utmarksbeite for sau i praksis ikke kunne opprettholdes (Strand 2016). Årsakssammenhengen er innfløkt fordi en følge av de forbyggende tiltakene kan være at både antall sau og antall dager på fritt utmarksbeite er redusert. Det benyttes oftest kombinasjoner av ulike tiltak.

Tapsutviklingen har ikke vært like positiv for reindriften. Siden reindriften er svært arealkrevende, ligger så mye som halvparten av den samiske reindriftas arealer innenfor rovviltprioriterte områder. Soneforvaltningen fungerer dermed ikke etter intensjonen for denne beitenæringen (Strand 2016), spesielt ikke mht. gaupe og jerv som har de største forvaltningssonene. Disse kan overlappe med viktige kalvingsområder for rein samt viktige beiteområder for sau. Fra rovviltforskernes side argumenteres det med at rovdyrsonene ofte er for små til å dekke artens naturlige arealbehov

(hjemområder) (Mattisson et al. 2015, Odden et al. 2018, Linnell et al. 2021). Særlig gjelder dette for jerv og gaupe i den nordlige delen av Norge.

En betydelig andel av tap av beitedyr grunnet rovvilt skjer i nærområdet omkring rovviltsonene, typisk 30-50 km ut fra grensen til forvaltningsområdene for de ulike rovviltartene. Dette gjelder både for sau og rein. Spesielt er det mye rovvilt drepte kadavre i randsonene i Nordland fylke (73,6 % basert på data over perioden 2001-2015) (Strand 2016). Inndeling av rovviltprioriterte- og beiteprioriterte områder i forvaltningsplanen i rovviltregion 7 (Nordland) tar utgangspunktet i ønsket om å beskytte beiteområdene ved å legge de rovviltprioriterte områdene utenom disse. Men fordi fylket er så langt og smalt har dette gitt små, fragmenterte rovdrysoner med dertil store randsonerealer rundt og med viktige beiteområder lokalisert i randsonene (Strand 2016, Hansen et al. 2019, Strand et al. 2019). Dette gir store konflikter og høye tap. Som det fremgår av den reviderte forvaltningsplanen for rovvilt i region 7 (Rovviltnemnda i Nordland 2018) har man nå innført et «byrdefordelingsprinsipp» for forvaltningen av gaupe, der det regionale bestandsmålet for gaupe skal oppnås innenfor hele Nordland fylke, unntatt Lofoten/Vesterålen (inkludert Tjeldøya).

For å få ned tallet på rovdrydrepte sauer og rein i Norge ytterligere, må man fokusere på tiltak i randsonene. I første rekke vil dette dreie seg om tiltak som styrker beitedyrberedskapen (f.eks. ved bruk av elektronisk beitedyrovervåking), slik at skadesituasjoner oppdages raskt og tapsforebyggende tiltak (f.eks. skadefelling eller akutt sanking) kan settes inn (Hansen et al. 2020). Videre må det bli en tydeligere og strengere praktisering av soneforvaltningen.

6.3 Er bestandsestimatene gode nok?

Presise estimat på antall familiegrupper av gaupe er en forutsetning for dagens forvaltningsregime basert på eksakte regionale bestandsmål om årlige antall ynglinger (Odden et al. 2018). Det samme gjelder eksakte estimat for jerv-, bjørn og ulveynglinger samt for hekkende par av kongeørn. Odden et al. (2018) har bl.a. vist at med dagens overvåkingsmetodikk og dagens tetthet av gaupe, er det stor sannsynlighet for å overestimere antall familiegrupper i år og områder i Skandinavia der kvotejakta reduserer bestandene til lave tettheter. Tilsvarende kan man forvente en underestimering i områder med høye tettheter av gaupe. Innsamling av DNA og/eller gjenkjenning av gaupeindivider ved hjelp av viltkamera kan bidra til å gjøre bestandsestimeringen for gaupe sikrere.

Mange i beitenæringene mener at SNO/forvaltninga ikke bruker nok ressurser på bestandskartlegging og/eller at det kan være vanskelig å dokumentere alle familiegrupper/ynglinger pga. dårlige sporingsforhold. I tillegg mener de at det ikke tas nok hensyn til streifindivider. Rekonstruksjoner av bestandsstørrelse av gaupe (Nilsen et al. 2012) og genetisk fangst/gjenfangst av jerv (Brøseth et al. 2010) viser imidlertid at det nasjonale overvåkingsprogrammet for familiegrupper av gaupe og ynglinger av jerv gjenspeiler bestandsstørrelsene godt. Også studier gjennom Scandlynx-prosjektet indikerer dette. For gaupe ble 83 % av gaupe-familiene som ble fulgt i Troms og Finnmark av Mattisson et al. (2015) i tillegg meldt inn til Statens naturoppsyn (SNO) minst én gang i løpet av vinteren. Odden et al. (2018) fulgte fem familiegrupper av gaupe i Midt-Norge og 80 % av disse ble fanget opp av overvåkingsprogrammet. Til sammen over årene 1995-2017 er 92 av 100 merkede familiegrupper i Norge registrert (92 %). Når det gjelder jerv, ble 67 % av jervene i studien til Odden et al. (2018) i Midt-Norge også oppdaget i den årlige bestandsovervåkingen. Oppdagbarheten av ettårige jerver var lavere (50 %) enn for voksne individer (68 %). Dette stemmer bra med DNA-baserte fangst/gjenfangst-analyser av den sør-norske jervpopulasjonen (Gervasi et al. 2015) og oppdagbarhet av merkede jerver i Troms og Finnmark (66 %, Mattisson et al. 2015). Mattisson (2015) fant større oppdagbarhet for voksne jerver i nord (83 %) enn i Midt-Norge.

Vi betviler ikke at bestandsovervåkingen av store rovdyr i Norge er i verdenstoppen og at bestandsestimeringene er så gode som mulig med dagens kunnskapsgrunnlag og modelleringsverktøy. Vi vil likevel påpeke at overvåkingen av familiegrupper (gaupe), ynglinger (jerv, bjørn og ulv) og

hekkende par av kongeørn er svært ressurskrevende og gir uttrykk for minimumstall, nettopp fordi man av ressursmessige hensyn ikke har mulighet til å sjekke alle observasjoner eller søke bredt etter nye forekomster. Ikke minst kan vær- og sporingsforhold sette begrensninger for dette arbeidet. Med de pågående klimaendringene som fører til stadig kortere perioder med snødekt mark, vil mulighetene for effektivt sporingsarbeid bli redusert.

Det er antall rovviltindivider og ikke antall ynglinger som er av størst betydning for beitebrukerne og omregningsfaktoren fra familiegrupper til individer for gaupe er et usikkerhetsmoment. Omregningsfaktoren er bl.a. avhengig av kjønns- og aldersfordeling i populasjonen og andelen familiegrupper sett i forhold til alle uavhengige individer ellers i bestanden. Forskjeller i reproduksjons-parametere mellom populasjoner er også speilet av ulikheter i hjemområdestørrelsen, som igjen er bestemt bl.a. av tettheten av byttedyr og andre revirhevdende hunngauper. Omregningsfaktoren kan derfor variere mye mellom ulike gaupepopulasjoner og år. Lav reproduksjon og/eller lav ungeoverlevelse gir en høy omregningsfaktor.

Det brukes i hovedsak modellbaserte omregninger fra antall familiegrupper til antall individer for gaupe, jerv og bjørn. Detaljert beskrivelse av populasjonsmodellene for de respektive arter finnes her:

- Gaupe: Andrén et al. (2002)
- Jerv: Landa et al. (1998), Brøseth et al. (2010), Persson & Brøseth (2011)
- Skandinavisk brunbjørn: Bishhof & Swenson (2010), Bishhof & Swenson (2012)

For ulv benyttes det ikke en omregningsmodell i Norge, da Rovdata/overvåkingsprogrammet forsøker å regne alle individer (Jonas Kindberg, pers. medd. 2022).

Avstandskriteriene brukt for gaupe for å skille ulike familiegrupper fra hverandre er en annen usikkerhetsfaktor. Kunnskapsgrunnlaget om områdebruken (til alle våre store rovviltarter) har økt betraktelig de siste ti-årene. Det er nå på tide med en revidering av avstandskriteriene. Fagrådet for Nasjonalt overvåkingsprogram for rovdyr anbefalte den 06.05.2021 Miljødirektoratet å gjøre en helhetlig gjennomgang av avstandskriteriene for gaupe. Dette arbeidet er påbegynt. Fagrådet anbefalte også at kunnskapsgrunnlaget når det gjelder tilliten til det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt må kartlegges og en påfølgende behovsanalyse gjennomføres. Dette arbeidet er ikke startet opp.

6.4 Additivt eller kompensatorisk tap?

Et rent additivt tap er dyr drept av rovdyr som ellers ville overlevd. Et kompensatorisk tap er derimot dyr drept av rovdyr som er svekket av sult eller andre forhold og som ville hatt omkommet uansett (Mattisson et al. 2015). De rapporterte tapene av rein til rovvilt i Tveraa et al. (2013a) sin landsomfattende studie på produksjon og tap i reindriften, viste at mye av reintapet til rovvilt var kompensatorisk, særlig i Finnmark. Denne hypotesen støttes av mye annen forskning (Tveraa et al. 2003b, Norberg et al. 2006, Nieminen 2010, Nieminen et al. 2011, Tveraa et al. 2012, Tveraa et al. 2014). Basert på den negative sammenhengen som er funnet mellom jervens drapstakt om sommeren og kalvenes slaktevekt (Mattisson et al. 2015), er det eksempelvis sannsynlig at en bedret kondisjon hos reinen vil redusere jervens predasjon sommerstid. Det samme gjelder trolig for gaupe (Mattison et al. 2014). Det er for øvrig sprikende resultater fra forskningsmiljøer i Norge med hensyn til hvor sterk sammenhengen mellom tettheten av rein og slaktevekter er i Finnmark (jfr. Marin et al. (2020) kontra Stien et al. (2021)).

Dersom man deler inn i additivt og kompensatorisk tap kommer man fort opp i diskusjonen om hvor grensen mellom de to skal gå. Et lam som blir kongeørndrept kan i tillegg være belastet med innvollsnyltere, men hvor stor må parasittbelastningen være for at dette skal kalles et kompensatorisk tap? Og i hvor dårlig kondisjon kan en reinkalv være og likevel overleve dersom det ikke var rovvilt i området? Additivt og kompensatorisk tap er interessant reint økologisk, men for beitebrukerne er det til syvende og sist totaltapet som er avgjørende.

6.5 Tapsundersøkelser

Konflikten mellom utmarksbasert beitenæring og forvaltningen av våre store rovviltarter er betent. En av årsakene er usikkerheten rundt nøkkeltall, bl.a. når det gjelder hvor mange reinsdyr og sauer som faktisk blir drept av rovdyr og hvor store rovviltbestandene egentlig er. I tillegg utbetales det erstatning for et vesentlig lavere antall beitedyr enn det dyreeier omsøker som drept av rovdyr. Det er et klart behov for å tallfeste antall rovviltdrepte beitedyr bedre.

For å kunne dokumentere rovviltdrepte rein og sau, forsøker beitenæringene å lete etter kadaver. Dette er et stort, og etter vår mening, fånyttens arbeid. Gjenfinningsprosenten er meget lav og de færreste kadaverne er det mulig å dokumentere dødsårsaken for. Jf. Kapittel 1.2 klarer man å dokumentere eller sannsynliggjøre dødsårsaken for mindre enn 5 % av de tapte dyrene (Mattisson et al. 2015) og for sau ligger dette tallet på anslagsvis 5-10 % på landsbasis.

Tapsundersøkelser ved hjelp av mortalitetssendere har gitt oss kunnskap om hvor vanskelig det er å finne sauekadavre i utmarka generelt. Det er helt utrolig hvor godt gjemt og hvor vanskelig tilgjengelig mange kadavre kan ligge. I de fleste tilfellene hadde det ikke vært mulig å finne igjen kadavrene, og langt fra tidsnok, til å kunne dokumentere dødsårsak uten bruk av mortalitetssendere. Dette ble vist f.eks. av Hansen (2009), der kun ett av 22 gaupedrepte lam ville blitt funnet om ikke lammene var utstyrte med mortalitetssendere. Peilepersonalet i denne tapsundersøkelsen som ble gjennomført i Krødsherad i 2008 fant alle de døde radiomerkede lammene og tapsårsak ble dokumentert for hele 91,7 % av disse.

Bruk av mortalitetssendere er per i dag eneste mulighet for å kartlegge lammetap i større omfang, eksempelvis på beitelagsnivå, på en tilfredsstillende måte. I slike undersøkelser avdekkes alle dødsårsaker, ikke bare rovviltskader. Vi får dermed også kunnskap om normalt tapet som skyldes sykdom og ulykker i flokkene. Dette er etterspurt både av forvaltning og beitenæring gjennom en årrekke. Vi mener derfor at det burde legges mer vekt på slike undersøkelser. Ulempen er at studiene er kostbare og de kan ikke generaliseres til å gjelde et større område og flere år. Vi har imidlertid høye forventninger til at ny teknologi skal kunne gi oss enda bedre dødsvarslerutstyr i nær framtid.

6.6 Hva koster en rovviltyngling?

Dette LMD-initierte prosjektet er delt inn i tre arbeidspakker, hvorav denne rapporten er del av arbeidspakke 2 som skal belyse konsekvensene av rovviltbestander over bestandsmålene for produksjon og lønnsomhet i beitenæringene i Nord-Norge. Det nærmeste man kommer svaret på hvor mye en rovdryngling koster beitenæringene, er beregningen til Mabille et al. (2015b), j.f. kapittel 4.1. (Figur 5): «Økning av gaupetettheten med 1 familiegruppe per 1000 km² og jervetettheten med 1 yngling per 1000 km² økte estimerte tap av lam med henholdsvis 2,5 og 4,4 %. Tap av lam tenderte også til å bli høyere ved høyere tettheter av bjørn, men med et stort konfidensintervall knyttet til dette parameterestimater. Høye tap av søyer var assosiert med høy tetthet av bjørn og jerv. Økning av bjørnetettheten med 1 bjørn per 1000 km² og jervetettheten med 1 yngling per 1000 km² økte forventet tap av søyer med henholdsvis 1,4 og 1,7 %». Tilsvarende analyser mht. ulv var ikke mulig å utføre (Mabille et al. 2015b) fordi faktorer som var assosiert med tap av sau var grunnleggende forskjellig i fylker med og uten ynglinger av ulv. I ulvesonene benytter man i dag inngripende tapsforebyggende tiltak (eks. rovviltavvisende gjerder, flytting av sau osv.) og det finnes ikke lenger frittgående sau på utmarksbeite her.

I Mabille et al. (2015b) er totalt antall søyer og lam sluppet og tapt på beite hentet fra Organisert beitebruk (OBB) i perioden 2001 til 2011. Denne informasjonen finnes også under NIBIO sin tjeneste Kilde (<https://kilden.nibio.no/>), der vi i tillegg kan finne tall for tettheten og tap av sau på utmarksbeite. Data over ynglinger av de ulike rovviltartene er hentet fra Rovbase over samme tidsperiode. Tettheten av den respektive rovviltart er beregnet ved å henføre hver dokumenterte rovviltobservasjon til fylket der den ble observert oftest og beregne tettheten som totalsummen delt på

arealet til fylket. Den relative virkninger av predatortetthet, slaktevekter hos lam om høsten og rådyrtetthet på tap av lam og søyer ble beregnet på fylkesnivå og forklaringsvariablene ble standardisert for å tillate en direkte sammenligning av effektene.

Vi ser behovet for å oppdatere disse beregningene for siste tiårsperiode fram til i dag. På denne måten kan vi få oppdaterte tall over hvor mye hver yngling belaster beitenæringene i form av tapstall, og man kan f.eks. benytte erstatningssummene for sau utregnet og revidert årlig av NIBIO for å kalkulere konsekvensene for beitenæringene av en yngling i kroner. I tillegg kommer egeninnsats ved søk etter kadaver, eventuelle akutt-tiltak som skadefelling eller tidlig sankning samt den psykiske belastningen, som ikke kan måles i kroner. Tilsvarende skulle være mulig å gjøre for rein ved å bruke datagrunnlaget som ligger i det årlige ressursregnskapet for reindriften.

En annen måte å beregne hva en rovviltungling koster beitenæringene, er å benytte drapstaktene for hver rovviltart og estimere predasjonstrykk på rein og sau på grunnlag av kunnskap om hvor mange dyr av ulik status i populasjonen hver yngling representerer. Etter det vi forstår ligger disse tallene i omregningsmodellene. Ved å multiplisere dette predasjonstrykket med dagens erstatningssatser for rovvilt drepte rein og sauer, vil man få et kostnadsestimat over hva en yngling koster. Men som understreket i kapittel 6.1, vil dette være tall som er heftet med svært stor usikkerhet så lenge man ikke har drapstakter for et stort antall rovviltindivider over et større geografisk område enn hva som er tilfellet i dag. Per i dag mangler også tall for drapstakter hos de fleste rovviltartene på sau. Drapstakter er derfor mindre hensiktsmessig å bruke for å beregne kostnadene av rovviltunglinger for beitenæringene.

7 Kunnskapsbehov

Formålet med denne rapporten er å samle kunnskapsgrunnlaget når det gjelder tapsomfang, drapstakter på rein og sau forårsaket av våre fredete rovviltarter samt å identifisere kunnskapshull innen dette temaet. Kunnskapsgrunnlaget kan styrkes bl.a. på følgende områder:

- Det er behov for bedre dokumentasjon av alle tapsårsaker (både rovvilt, sjukdom og ulykker) hos rein og sau, spesielt årsaker til tidlig tap av reinkalv.
- Det mangler kunnskap om kongeørnas predasjon på rein. Det er interessant også å undersøke havørnas kapasitet til å ta lam og reinkalv.
- Det er mange påvirkningsfaktorer som virker inn på predasjon og drapstakter som man ikke forstår så godt og som bør belyses bedre og mer helhetlig. Nøkkelord er arealinngrep og menneskelig aktivitet i utmarka, betydningen av at reinen får beitero, tetthetsavhengig ressursbegrensning, klimaendringer osv.
- Resultater fra studier i svenske skogssamebyer (Udtja og Gällivare) indikerer at reinen tvinges til å avvike fra å følge vårgørningen («green wave») og endre bevegelsesmønsteret i områder med høy bjørnetetthet, noe som kan føre til redusert kondisjon for rein som er eksponert for høy predasjonsrisiko (Riverud et al. 2018). Det kunne være interessant å undersøke denne hypotesen også når det gjelder de andre rovviltartene og for sau.
- Det er behov for å forbedre datagrunnlaget for rovviltpopulasjonene ved å sørge for at registreringene, både i overvåkingsprogrammene og i andre aktuelle databaser, er tilstrekkelig detaljerte og tilgjengelige for alle FoU-miljøer, og dessuten sammenlignbare over tid.
- Det bør gjøres en helhetlig gjennomgang av avstandskriteriene for gaupe.
- Kunnskapsgrunnlaget når det gjelder tilliten til det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt bør kartlegges og en påfølgende behovsanalyse gjennomføres.
- Det må gis tilstrekkelige ressurser til at SNO og andre involverte får mulighet til å overvåke og dokumentere rovviltbestandene på best mulig måte. Dette vil kunne føre til mindre usikkerhet rundt bestandstallene og dermed dempe konfliktnivået mellom beitenæringer og forvaltning.
- En oppdatering av beregningene til Mabile (2015b) på relativ betydning av predatortetthet (samt en del andre forklaringsvariable) på sauetap i Norge over perioden 2012-2022 vil være interessant. Vi vil anbefale å benytte slippvekter i stedet for slaktevekter som en av forklaringsvariablene, da slippvekter i mange tapsundersøkelser for lam har vist seg å være av signifikant betydning for totaltapet. Tilsvarende bør tilstrebes å gjøre også for tamrein.

8 Konklusjon

Denne litteraturgjennomgangen samler kunnskapsgrunnlaget fra Norge, Sverige og Finland p.d.d. når det gjelder tapsomfang, tapssammenhenger og drapstakter forårsaket av våre fredete rovviltarter på rein og sau, med hovedfokus på drapstakter. Studien viser at drapstaktene innen art variere mye, avhengig av rovviltart, kjønn, sosial status, byttedyrtilgjengelighet, rovvilttetthet, tid på året, områdets beskaffenhet mm. Fordi det er heftet stor usikkerhet mht. drapstaktene, mener vi at det er lite hensiktsmessig å benytte denne variabelen ved beregning av hva en rovviltyngling «koster» beitenæringene. En bedre måte kan være å estimere hvor mye økningen av én yngling per arealenhet vil øke tapet av beitedyr.

Litteraturliste

- Andrén, H. & Liberg, O. 2015. Large Impact of Eurasian Lynx Predation on Roe Deer Population Dynamics. *PLoS ONE* 10(3): e0120570. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120570>
- Andren, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzen, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerstrom, P. 2002. Estimating total lynx population size from censuses of family groups. *Wildlife Biology* 8(4): 299-306.
- Andrén, H., Persson, J., Mattisson, J. & Danell, A.C. 2011. Modelling the combined effect of an obligate predator and a facultative predator on a common prey: lynx and wolverine predation on reindeer *Rangifer tarandus*. *Wildl. Biol.* 17: 33-43. <https://doi.org/10.2981/10-065>
- Bischof R. & Swenson J.E. 2010. Estimating the number of annual reproductions based on the number of female brown bears documented in Norway in 2008 and 2009. Report 2010-1, The Scandinavian Brown Bear Research Project, Norwegian University of Life Sciences, 1-26.
- Bischof, R. & Swenson, J.E. 2012. "Linking noninvasive genetic sampling and traditional monitoring to aid management of a trans-border carnivore population." *Ecological Applications* 22(1): 361-373.
- Björvall, A., Franzén, R., Nordquist, M. & Åhman, G. 1990. Renar och riovdjur. – Naturvårdsverket, 1-295. (ISBN 91-620-1095-6).
- Brøseth, H., Flagstad, Ø., Wårdig, C., Johansson, M. & Ellegren, H. 2010. Large-scale noninvasive genetic monitoring of wolverines using scats reveals density dependent adult survival. *Biological Conservation* 143(1): 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.012>
- Bunnefeld, N., Linnell, J.D.C., Odden, J., Van Duijn, M.A.J. & Andersen, R. 2006. Risk-taking by Eurasian lynx in a human dominated landscape: effects of sex and reproductive status. *Journal of Zoology, London*, 270: 31-39. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00107.x>
- Bårdsen, B.-J. & Tveraa, T. 2012. Density-dependence vs. density-independence – linking reproductive allocation to population abundance and vegetation greenness. *Journal of Animal Ecology* 81: 364-376.
- Fauchald, P., Tveraa, T., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2004. En økologisk bærekraftig reindrift. Hva begrenser naturlig produksjon og høsting? NINA Fagrapport 76: 1-35.
- Gervasi, V., Nilsen, E.B., Odden, J., Bouyer, Y. & Linnell, J.D.C. 2014. The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. *Journal of Zoology* 292: 175-183.
- Gervasi, V., Nilsen, E.B., Sand, H., Panzacchi, M., Rauset, G.R., Pedersen, H.C., Kindberg, J., Wabakken, P., Zimmermann, B., Odden, J., Liberg, O., Swenson, J.E. & Linnell, J.D.C. 2012. Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore-ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology* 81: 443-454.
- Gervasi, V., Brøseth, H., Nilsen, E.B., Ellegren, H., Flagstad, Ø. & Linnell, J.D.C. 2015. Compensatory immigration counteracts contrasting conservation strategies of wolverines (*Gulo gulo*) within Scandinavia. - *Biological Conservation* 191: 632-639. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.024>
- Hansen, I. 2009. Tapsårsaker hos lam på beite i Ørpen-Redalen, 2007 og 2008. *Bioforsk Rapport* 4(19): 1-21.
- Hansen, I., Bråten, S.E., Sjulstad, K., Odden, J. & Linnell, J. 2012. Arealbruk og tapsårsaker hos lam i Hallingdal. Årsrapport 2011. *Bioforsk rapport* 7 (18): 1-25.
- Hansen, Svavarsdóttir, S., Krarup Hanssen, K., Mienna, M. & Sørby Hansen, J.G. 2013. Tapsårsaker hos lam på Dyrøya 2013. *Bioforsk Rapport* 9 (31): 1-36.
- Hansen, I., Strand, G.-H., de Boon, A. & Sandström C. 2019. Impacts of Norwegian large carnivore management strategy on national grazing sector. *Journal of Mountain Science* 2019. <https://doi.org/10.1007/s11629-019-5419-6>
- Hansen, I., Strand, G.-H., Krange, O., Mattisson, J. Støen, O.-G. Kårstad, S. Eilertsen, S.M., Winje, E. Austmo, L.B., Skogen, K. & Lindhjem, H. 2020. Vurdering av FKT-ordningen: NIBIO Rapport 6(130): 1-127.
- Hebblewhite, M. 2011. Unreliable Knowledge About Economic Impacts of Large Carnivores on Bo-vine Calves. *Journal of Wildlife Management* 75(8): 1724-1730.

- 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.
- Hobbs, N.T., Andrén, H., Persson, J., Aronsson, M. & Chapron, G. 2012. Native predators reduce harvest of reindeer by Sámi pastoralists. *Ecological Applications* 22(5): 1640-1654.
- Karlsson, J., Støen, O.-G., Segerström, P., Stokke, R., Persson, L.-T., Stokke, L.-H., Persson, S., Stokke, N.A., Persson, A., Segerström, E., Rauset, G.-R., Kindberg, J., Bischof, R., Ramberg Sivertsen, T., Skarin, A., Åhman, B., Ängsteg, I. & Swenson, J. 2012. Björnpredation på ren och potentiella effekter av tre forebyggande åtgärder. Rapport från Viltskadecenter 2012:6, 1-56.
- Kjelvik, O., Nybakk, K. & Kvam, T. 1998. Dødelighet hos tamrein i et rovdryrområde. *Reindriftnytt* nr. 2 1998, 35-42.
- Kvam, T., Sørensen, J., Eggen, T., Knutsen, K., Overskaug, K., Berntsen, F. & Swenson, J.E. 1995. Årsrapport fra Rovdyrprosjektene i Nord-Trøndelag 1994. - NINA Oppdragsmelding 364: 1-37.
- Kvam, T., Hasselvoold, A., Brøndbo, K., Eggen, T. & Sørensen, O.J. 1999. Telemetribasert undersøkelse av tap av sau på beite. Nordfjellet I Overhalla og Kongsmoen på Høylandet 1997-1998. Sluttrapport. NINA Oppdragsmelding 597: 1-28.
- Kvam, T., Aune, A., Brøndbo, K., Moa, P. F. & Rosendal, K. M. 2002. Sluttrapport fra prosjektet ”Telemetribasert undersøkelse av sauetap i Meråker 2001. - HiNT Rapport 39: 1- 37.
- Kvam, T., Aune, A., Due, R., Ingerslev, T., Kjelvik, O., Overskaug, K., Sørensen, O.J. & Vedal, O. 2003. Tap av rein i et rovdryrområde.- Telemetribasert undersøkelse av tap av reinkalv i Luru reinbeitedistrikt 1997-1998. HiNT Utredning nr. 42, 1-25.
- Kvam, T., Rosvold, E.M., Rosendal, K.M., Brøndbo, K., Aune, A., Rosendal, S.M., Moa, P.F., Gifstad, T. & Holøymoen, I. 2004. Tap av sau i et bynært område-Vestmarka ved Oslo, 2002 og 2003. - HiNT Utredning nr. 55: 1-59.
- Landa, A., Tufto, J., Franzen, R., Bø, T., Linden, M., & Swenson J.E. 1998. Active wolverine *Gulo gulo* dens as a minimum population estimator in Scandinavia. *Wildlife Biol* 4: 159-168
- Linnell, J.D.C., Andersen, R., Kvam, T., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P.F. 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management* 27(6): 869-879.
- Linnell, J.D.C. & Tveraa, T. (red) 2015. Kunnskapsstatus og kunnskapsbehov for forvaltning av rovvilt i Norge. NINA Rapport 1195: 1-80.
- Linnell, J.D.C., Mattisson, J. & Odden, J. 2021. Extreme home range sizes among Eurasian lynx at the northern edge of their biogeographic range. *Ecology and Evolution*, 11: 5001–5009. <https://doi.org/10.1002/ece3.7436>
- Mabille, G., Stien, A., Tveraa, T., Mysterud, A., Brøseth, H. & Linnell, J.D.C. 2015a. Sheep farming and large carnivores: What are the factors influencing claimed losses? *Ecosphere* 6(5): 82. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00444.1>
- Mabille, G., Stien, A., Tveraa, T., Mysterud, A., Brøseth, H. & Linnell, J.D.C. 2015b. Mortality and lamb body mass growth in free-ranging domestic sheep – environmental impacts including lethal and non-lethal impacts of predator. *Ecography* 39: 763–773. <https://doi.org/10.1111/ecog.01379>
- Marin, A., Sjaastad, E., Benjaminsen, T.A., Sara, M.N.M. & Borgenvik, E.J.L. 2020. Productivity beyond density: A critique of management models for reindeer pastoralism in Norway. *Pastoralism* 10, 9 (2020). <https://doi.org/10.1186/s13570-020-00164-3>
- Mattisson, J., Odden, J., Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C., Persson, J. & Andrén, H. 2011a. 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* 144(12): 3009-3017.
- Mattisson, J., Andrén, H., Persson, J. & Segerstrom, P. 2011b. Influence of intraguild interactions on resource use by wolverines and Eurasian lynx. *Journal of Mammalogy* 92(6): 1321-1330.
- Mattisson, J., Odden, J. & Linnell, J.D.C. 2014a. A catch-22 conflict: Access to semi-domestic reindeer modulates Eurasian lynx depredation on domestic sheep. *Biological Conservation* 179: 166-122.
- Mattisson, J., Arntsen, G.B., Nilsen, E.B., Loe, L.E., Linnell, J.D.C., Odden, J., Persson, J. & Andren, H. 2014b. Lynx predation on semi-domestic reindeer: do age and sex matter? *Journal of Zoology* 292:56-63.

- Mattisson, J., Odden, J., Strømseth, T. H., Rauset, G. R., Flagstad, Ø. & Linnell, J. D. C. 2015. Gaupe og jerv i reinbeiteland. Sluttrapport for Scandlynx Troms og Finnmark 2007-2014. NINA Rapport 1200, 1-45.
- Mattisson, J., Rauset, G. R., Odden, J., Andrén, H., Linnell, J. D. C. & Persson, J. 2016. Predation or scavenging? Prey body condition influences decision-making in a facultative predator, the wolverine. *Ecosphere* 7(8): e01407.
- Mattisson, J., Jacobsen, K-O. & Kjørstad, M. 2018. Kungsörn, havsörn och tamren - En kunnskapssammanställning. NINA Rapport 1368: 1-28. Norsk institutt for naturforskning.
- Mattisson, J., Stien J., Kleven, O., Stien, A. 2022. Predasjonsstudier av kongeørn i Trøndelag. NINA Rapport 2203. Norsk institutt for naturforskning, 1- 28.
- 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 in Finland. *Rangifer* 30: 79-88.
- Nieminen, M., Norberg, H. & Majjala, V. 2011. Mortality and survival of semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) calves in northern Finland. *Rangifer* 31: 71-84.
- Nilsen, P.A., Hansen, I. & Bjørn, R. 2002. Tapsundersøkelse for lam på utmarksbeite i rode 5 i Beiarn kommune, Nordland 2002. *Planteforsk Grønn forskning* 43/2002: 1-25.
- Nilsen, E.B., Linnell, J.D.C., Odden, J., Samelius, G. & Andren, H. 2012. Patterns of variation in reproductive parameters in Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Acta Theriologica* 57(3): 217-223.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s13364-011-0066-5>
- Norberg, H. 2005. Cause-specific mortality of radio-collared reindeer calves: a summary report of calf mortality studies in the Finnish reindeer herding area from 1997–2004. Finnish Game and Fisheries Research Institute. P 1–65.
- Norberg, H. & Nieminen, M. 2007. Suurpetojen vaikutus poronvasojen kuolleisuuteen Kallioluoman paliskunnassa vuosina 2005–06. Kala- ja riistaraportteja. 415.
- Norberg, H., Kojola, I., Aikio, P. & Nylund, M. 2006. Predation by golden eagle *Aquila chrysaetos* on semi-domesticated reindeer *Rangifer tarandus* calves in northeastern Finnish Lapland. *Wildlife Biology* 12: 393-402.
- Nybakk, K., Kjelvik, O. & Kvam, T. 1999. Golden eagle predation on semidomestic reindeer. - *Wildlife Society Bulletin* 27: 1038-1042.
- Odden, J., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. 2006. 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* 52(4): 237-244.
- Odden, J., Mattisson, J., Gervasi, V. & Linnell, J. 2014. Gaupas predasjon på sau – en kunnskapsoversikt. – NINA Temahefte 57. 71 s.
- Odden, J., Mattisson, J., Langeland, K., Stien, A., Linnell, J.D.C. & Tveraa, T. 2018. Rovdyr og rein i Midt-Norge. Sluttrapport. NINA Rapport 1380: 1-63.
- Pekkarinen, A.-J., Kumpula, J. & Tahvonen, O. 2020. Predation costs and compensations in reindeer husbandry. *Wildlife Biology*. 2020(3), 1–14. <https://doi.org/10.2981/wlb.00684>
- Persson, J. & Brøseth, H. 2011. Järv i Skandinavien - status och utbredning 1996-2010. NINA Rapport. Trondheim, Norway, Norwegian Institute for Nature Research, 732: 1-39.
- Pohjola, A. & Valkonen, J. 2012. Poronhoitajien hyvinvoinnin uhat ja avun tarpeet. Rovaniemi: Lapland University Press
- Rasmus, S., Turunen, M., Norberg, H., Kojola, I., Kumpula, J. & Ollila, T. 2020. Mission impossible? Pursuing the co-existence of viable predator populations and sustainable reindeer husbandry in Finland. *Journal of Rural Studies*, 80: 135–148.
- Risvoll, C. & Kaarhus, R. 2020. Struggling with ‘clear zoning’: Dilemmas of predatorpastoral coexistence in Nordland, northern Norway. In: Breidlid, A. & R. Krøvel, R. (eds.) *Indigenous Knowledges and the Sustainable Development Agenda*. London and New York: Routledge.
- Risvoll, C., Hovelsrud, G.K. & Riseth, J.Å. 2022. Falling between the cracks of the governing systems: Risk and uncertainty in pastoralism in northern Norway. *Weather, Climate and Society (WCAS)*. 14: 191–204.

- Rivrud, I. M., Sivertsen, T. R., Mysterud, A., Ahman, B., Støen, O.-G. & Skarin. 2018. Reindeer green- wave surfing constrained by predators. *Ecosphere* 9(5): e02210.
- Rovviltnemnda i Nordland 2018. Forvaltningsplan for rovvilt i region 7 – Nordland, 1-28.
- Sivertsen, T.R. 2017. Risk of brown bear predation on semi-domesticated reindeer calves. Predation patterns, brown bear – reindeer interactions and landscape heterogeneity. Ph.D. Diss. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Sparrok Larsen, R. 2019. Presentasjon/innlegg under FoU-seminar om tap og produksjon i reindriften i Nordland, Bodø 22.05.2019.
- Stien, A., Hansen, I., Langeland, K. & Tveraa, T. 2016. Kongeørn som tapsårsak for sau og lam. Tapsstudier i Rødsjø beiteområde 2014- 2015. - NINA Rapport 1285. 1-33.
- Stien, A., Tveraa, T., Ims, R.A., Stian, J. & Yoccoz, N. 2021. Unfounded claims about productivity beyond density for reindeer pastoralism systems. *Pastoralism* 11(20). <https://doi.org/10.1186/s13570-021-00209-1>
- Stien, J. Mattisson, J., Hansen, I., Mørk, T., Kleven, T., Randsby, Å., Loe, L.E, Ropstad, E., Mysterud, A. & Stien, A. 2023. Kongeørn som skadevolder på lam på Fosen. NINA Rapport 2308. Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, G.-H. (ed) 2016. Rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon basert på norske ressurser. NIBIO Rapport 2(63): 1-128.
- Strand, G.-H. 2021. The combined effects of centralization and carnivore management on sheep farmers and sheep farming in Norway. *Human Dimensions of Wildlife* 26(4): 321-336. <https://doi.org/10.1080/10871209.2020.1818895>
- Strand, G.-H., Hillestad, M.E., Kildahl, K., Rekdal, Y., Hansen, I., Mathiesen, H.F., Stenbrenden, M., Fjellhammer, E., Angeloff, M., Bungler, A. & Stokstad, G. 2018. Beitebruk i ulvesona. NIBIO Rapport 4(121): 1-100.
- Strand, G.-H., Hansen, I., de Boon, A. & Sandström, C. 2019. Carnivore Management Zones and their Impact on Sheep Farming in Norway. *Environmental Management*, <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01212-4>.
- Støen, O.-G., Moen, G.K., Kindberg, J. Tveraa, T & Skarin, A. 2016. En vurdering av brunbjørnens potensielle predasjon på tamrein i Norge. Det skandinaviske bjørneprosjektet, Rapport 2016(1): 1-14.
- Støen, O.-G., Sivertsen, T.R., Tallian, A., Rauset, G.R., Kindberg, J., Persson, L.-T., Stokke, R., Skarin, A., Segerstrom, P. & Frank, J. 2022. Brown bear predation on semi-domesticated reindeer and depredation compensations. *Global Ecology and Conservation* 37 e02168, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02168>
- Tablado, Z., Fauchald, P., Mabile, G., Stien, A. & Tveraa, T. 2014. Environmental variation as a driver of predator-prey interactions. *Ecosphere* 5 (12): art164-art164.
- Teichman, K.J., Cristescu, B. & Nielsen, S.E. 2013. Does Sex Matter? Temporal and Spatial Patterns of Cougar-Human Conflict in British Columbia. *PLoS ONE* 8(9): e74663. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0074663>
- Turunen, M., Rasmus, S., Norberg, H. Kumpula, J, Kojola, I. & Ollila, T. 2017. Porot ja pedot – kuinka poronhoidon sopeutuminen petoihin on muuttunut 90 vuodessa? Suomen Riista. 63: 19–42.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N.G. & Henhaug, C. 2003a. Sammenhengen mellom simlenes størrelse, kalveproduksjon og rovdyr tap i år med svært ulike beiteforhold. NINA Oppdragsmelding 774.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Henaug, C. & Yoccoz, N.G. 2003b. An examination of a compensatory relationship between food limitation and predation in semi-domestic reindeer. *Oecologia*, 137: 370-376.
- Tveraa, T., Ballesteros, M., Bårdsen, B. J., Fauchald, P., Lagergren, M., Langeland, K., Pedersen, E. & Stien, A. 2012. Rovvilt og reindrif: kunnskapstatus i Finnmark. NINA Rapport 821: 1-28.
- Tveraa, T., Ballesteros, M., Bårdsen, B. J., Fauchald, P., Lagergren, M., Langeland, K., Pedersen, E. & Stien, A. 2013a. Beregning av produksjon og tap i reindriften. NINA Rapport 938: 1-38.
- Tveraa, T., Stien, A., Bårdsen, B. J. & Fauchald, P. 2013b. Population densities, vegetation greenup, and plant productivity: Impacts on reproductive success and juvenile body mass in reindeer. *PLoS ONE* 8(2): e56450. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056450>

- Tveraa, T., Stien, A., Brøseth, H. & Yoccoz, N. G. 2014. The role of predation and food limitation on claims for compensation, reindeer demography and population dynamics. *Journal of Applied Ecology* 51:1264-1272. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12322>
- Tveraa, T., Brøseth, H., Langeland, K., Stien, A., Stien, J. & Tovmo, M. 2018. Produksjon og tap i reindriften i Nordland. NINA Rapport 1556: 1-58.
- Åhman, B., Svensson, K. & Rönnegård, L. 2014. High female mortality resulting in herd collapse in free-ranging domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Sweden. *PLoS ONE*. 9(10), e111509.
- Åhman, B., Rasmus, S., Risvoll, C., Eilertsen, S.M. & Norberg, H. 2022. Large predators and their impact on reindeer husbandry. In: Horstkotte, T, Holand, Ø, Kumpila, J & Moen, J. (eds), *Reindeer Husbandry and Global Environmental Change*, Chapter 6, 118-130. London, Routledge, <https://doi.org/10.4324/9781003118565>

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.

