

2693

NINA Rapport

Faggrunnlag for utredning av bestandsmål for gaupe og jerv

Knut Morten Vangen, Olve Krange, Jenny Mattisson, Neri Horntvedt Thorsen,
Torkild Tveraa, John D.C. Linnell & John Odden



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Faggrunnlag for utredning av bestandsmål for gaupe og jerv

Knut Morten Vangen, Olve Krange, Jenny Mattisson, Neri Horntvedt Thorsen, Torkild Tveraa, John D.C. Linnell & John Odden

Vangen, K.M., Krange, O., Mattisson, J., Thorsen, N.H., Tveraa, T., Linnell, J.D. & Odden, J. 2025. Faggrunnlag for utredning av bestandsmål for gaupe og jerv. NINA Rapport 2693. Norsk institutt for naturforskning.
<http://hdl.handle.net/11250/5329360>

Trondheim, 01.12.2025

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5522-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Denne rapporten er lisensiert under Creative Commons Navngivelse 4.0 Internasjonal lisens: [Creative Commons — Attribution 4.0 International — CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Øystein Flagstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Margarita Novoa-Garrido

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-3075 | 2025

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Siv Grethe Aarnes

FORSIDEBILDE

Gaupe spiser rein i Alta kommune © Ken Gøran Uglebakken

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 73 80 14 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Vangen, K.M., Krange, O., Mattisson, J., Thorsen, N.H., Tveraa, T., Linnell, J.D. & Odden, J. 2025. Faggrunnlag for utredning av bestandsmål for gaupe og jerv. NINA Rapport 2693. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/5329360>

Denne rapporten gir et faglig grunnlag for å vurdere endringer i de regionale bestandsmålene for gaupe og jerv i rovviltregion 6, 7 og 8. Bakgrunnen er et politisk ønske om å redusere belastningen på reindriften, samtidig som Norge skal oppfylle sine nasjonale og internasjonale forpliktelser om å sikre levedyktige bestander av store rovdyr. Dagens nasjonale bestandsmål – 65 årlige familiegrupper av gaupe og 39 ynglinger av jerv – ble fastsatt av Stortinget i 2004 og har ligget fast siden. Rapportens mandat er å vurdere tre mulige alternativer: en generell reduksjon av de nasjonale bestandsmålene, en omfordeling av de eksisterende målene for å redusere artenes relative forekomst i de nordlige regionene, eller å beholde dagens situasjon uendret.

Genetisk og demografisk levedyktighet til bestandene av gaupe og jerv i Skandinavia avhenger av størrelsen på samlet bestand og fungerende genflyt mellom Norge og Sverige og videre østover mot Finland og Russland. Begge arter viser lave nivåer av genetisk variasjon i Skandinavia, og kontakt med den finsk-russiske bestanden anses som avgjørende for å opprettholde langsiktig levedyktighet. Norge er forpliktet gjennom Bernkonvensjonen og naturmangfoldloven til å sikre at forvaltningen ikke svekker denne langsiktige bevaringen av artene.

Reindriften foregår på nær halvparten av Fastlands-Norge, og i store deler av region 6, 7 og 8 overlapper tamreinens sesongbeiter med leveområdene for gaupe og jerv. Tap til rovvilt er betydelige og utgjør en belastning for næringen. Samtidig viser forskning og analyser fra Reinbase.no at tapene i stor grad påvirkes av tetthet, kondisjon og klimatiske forhold i reinflokkene – faktorer som ofte forklarer mer av variasjonen i tap enn antall rovdyr i området. Beregnede tap per familiegruppe av gaupe og yngling av jerv varierer betydelig avhengig av tilgang på rein vinterstid, kalvevekter og alternative byttedyr, og usikkerheten er stor. Dette innebærer at effekten av å redusere rovviltbestandene vil variere og ofte være begrenset.

Region 7 og 8 har gjennomgående hatt større utfordringer med å nå bestandsmålene for gaupe, og de nordligste regionene krever store arealer for å opprettholde et gitt antall familiegrupper, sammenlignet med raddyrrike områder lenger sør. Arealanalysene i rapporten viser at rovviltregionene i Sør-Norge har kapasitet til å romme flere ynglinger av både gaupe og jerv enn dagens mål tilsier.

Vi anbefaler ikke en reduksjon av de nasjonale bestandsmålene. Dette vil svekke sikkerhetsmarginene for langsiktig levedyktighet i allerede genetisk sårbare skandinaviske rovviltbestander, og kunne komme i konflikt med Bernkonvensjonen og naturmangfoldloven. En reduksjon i norske bestandsmål vil også gjøre det vanskeligere for Sverige å oppfylle sine forpliktelser under EUs habitatdirektiv, og vi er avhengige av et tett samarbeid med Sverige.

Vi mener at det kan være aktuelt å vurdere alternative løsninger med omfordeling av bestandsmål mellom rovviltregioner, forutsatt at de nasjonale bestandsmålene for gaupe og jerv opprettholdes uendret. En slik omfordeling endrer ikke totalbestanden, og anses å være i tråd med både biologiske hensyn og internasjonale forpliktelser. Som et forslag har vi diskutert å redusere bestandsmålet med to familiegrupper av gaupe og to ynglinger av jerv i region 8 og å fjerne kravet om fire familiegrupper og tre ynglinger i Finnmark. I tillegg har vi vurdert en reduksjon på to familiegrupper av gaupe og to ynglinger av jerv i region 7. Vurderingene bygger blant annet på at region 7 i dag benytter en relativt stor andel av tilgjengelig areal for å oppnå dagens mål for gaupe, mens region 8 har en stor andel tamrein på beite. Det er viktig at en reduksjon i bestandsmål ikke kommer i konflikt med behovet for å sikre tilstrekkelig genflyt på tvers av landegrensene. Vi vurderer at en

bestand på åtte familiegrupper av gaupe og åtte ynglinger av jerv både i region 7 og 8 vil kunne sikre konnektivitet mot bestandene i øst. Vi foreslår at bestandsmålet for gaupe økes tilsvarende med fire familiegrupper i region 1, 2, 3 og/eller 4. Regionene har mye tilgjengelig areal. Dette er produktive regioner der gaupene i stor grad kan leve av rådyr og hjort. Samtlige regioner i Sør-Norge har nok areal til å øke bestandsmålene for jerv, men vi foreslår at bestandsmålet økes med fire ynglinger i region 4 og/eller 5. Disse regionene har store skogsområder tilgjengelig for jerv nesten uten frittgående beitedyr eller andre konflikter.

Vi foreslår ikke å endre bestandsmålet i rovviltregion 6. Regionen har betydelige tilgjengelige arealer, inkludert store områder uten samisk tamreindrift. Regionen har dermed gode muligheter til å omfordele familiegrupper og ynglinger internt for å redusere belastning på reindriften, f.eks. til områder lenger sør og vest der gaupa i stor grad kan basere seg på rådyr og hjort.

Til slutt anbefaler vi økt grenseoverskridende forvaltningssamarbeid med Sverige og Finland, videreutvikling av genetisk overvåking, samt prosesser som integrerer både vitenskapelig kunnskap og reindriften baserte kunnskap. Dette er nødvendig for å sikre en bærekraftig og kunnskapsbasert forvaltning av gaupe og jerv i hele den fennoskandiske utbredelsen av de to artene.

Knut Morten Vangen & Jenny Mattisson, Norsk institutt for naturforskning, Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim. knut.vangen@nina.no, jenny.mattisson@nina.no.

Olve Krange, Neri H. Thorsen & John Odden, Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo. olve.krangle@nina.no, neri.thorsen@nina.no, john.odden@nina.no.

Torkild Tveraa, Norsk institutt for naturforskning, Framsenteret, Hjalmar Johansen gate 14, 9008 Tromsø. torkild.tveraa@nina.no

John D. C. Linnell, Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguveien 40, 2624 Lillehammer. john.linnell@nina.no.

NØKKELOORD: Norge, Fennoskandia, gaupe, jerv, rovviltforvaltning, bestandsmål, reindrift, tap av tamrein, levedyktighet, Bernkonvensjonen, naturmangfoldloven, genflyt, rovviltregioner.

KEY WORDS: Norway; Fennoscandia; Eurasian lynx; wolverine; large carnivore management; population goals; reindeer husbandry; reindeer losses; population viability; Bern convention; National Biodiversity Law, gene flow; carnivore management regions.

Abstract

Vangen, K.M., Krange, O., Mattisson, J., Thorsen, N.H., Tveraa, T., Linnell, J.D. & Odden, J. 2025. Scientific basis for reviewing management population goals for lynx and wolverine. NINA Report 2693. Norwegian Institute for Nature Research. <http://hdl.handle.net/11250/5329360>

This report provides a scientific basis for assessing potential changes to the regional population goals for Eurasian lynx and wolverines in large carnivore management regions 6, 7 and 8 (central and northern Norway). The assessment is motivated by a stated political aim to reduce depredation pressure on the reindeer husbandry, while ensuring that Norway meets its national and international obligations to maintain viable populations of large carnivores. The current national population goals—65 annual lynx reproductions (family groups) and 39 wolverine reproductions—were set by the Norwegian Parliament in 2004 and have remained unchanged since then. The report's mandate asks for an evaluation of three alternative management options, namely (1) an overall reduction of the national population goals, (2) a redistribution of the existing national population goals to lower their relative occurrence in the northern regions, and (3) no change to the present-day situation.

The genetic and demographic viability of lynx and wolverine populations in Scandinavia depends on the overall population size and functional gene flow between Norway and Sweden, and further eastwards towards Finland and Russia. Both species show low levels of genetic variation in Scandinavia and contact with the Finnish–Russian population is considered essential for maintaining long-term viability. Through the international Bern Convention and the national Nature Diversity Act, Norway is obliged to ensure that management actions do not undermine this long-term conservation requirement.

Reindeer husbandry occurs across nearly half of mainland Norway, and in large parts of regions 6, 7 and 8 the seasonal grazing areas of semi-domesticated reindeer overlap with core areas for lynx and wolverine. Losses due to large carnivore depredation represent a significant burden on the husbandry. At the same time, research and analyses from Reinbase.no show that losses are strongly influenced by herd density, animal body condition, and climatic conditions—factors that often explain more of the variation in losses than the number of carnivores present. Estimated losses per lynx family group and wolverine reproduction vary considerably depending on their access to reindeer in winter (reindeer are migratory), calf body mass, and availability of alternative prey, and the uncertainty is high. This means that the effect of reducing carnivore populations will vary in space and time and will often be limited.

Regions 7 and 8 have faced challenges in meeting the population goals for lynx, and the northernmost regions require much larger areas to support a given number of family groups compared with roe deer-rich areas further south. Spatial analyses presented in this report show that the large carnivore management regions in southern Norway (outside the semi-domestic reindeer herding areas) have substantial capacity to accommodate more reproductions of both lynx and wolverine than the current goals indicate.

We do not recommend reducing the national population goals. Such a change would weaken the safety margins for the long-term viability of already genetically vulnerable Scandinavian large carnivore populations, and could come into conflict with the Bern Convention and the Nature Diversity Act. A reduction in Norway's population goals would also make it more difficult for Sweden to fulfil its obligations under the EU Habitats Directive, and close cooperation with Sweden is essential.

We believe it may be relevant to consider alternative solutions for redistributing population goals between carnivore management regions, provided that the national population goals for lynx and wolverine remain unchanged. Such a redistribution does not alter the total population and is considered consistent with both biological considerations and international obligations. As an example, we have discussed reducing the

population goals by two lynx family groups and two wolverine reproductions in region 8 and removing the requirement for four family groups of lynx and three wolverine reproductions in Finnmark. In addition, we have considered a reduction of two lynx family groups and two reproductions of wolverine in region 7. These assessments are based on the fact that region 7 currently uses a relatively large proportion of its available area to meet the existing goals, while region 8 contains a large share of Norway's grazing reindeer. It is important that any reduction in population goals does not conflict with the need to ensure sufficient gene flow across national borders. We consider that a population of eight family groups of lynx and eight wolverine reproductions in each of the two regions would ensure connectivity with populations to the east. We propose that the four family groups of lynx can be moved to regions 1, 2, 3 and/or 4. The regions have available space and are productive regions where the lynx can largely feed on roe deer and red deer. All regions in southern Norway have enough area to increase the population goals for wolverines, but we propose that the four reproductions can be moved to regions 4 and/or 5. These regions have large areas of forest available for wolverines with almost no free-range grazing animals or other conflicts.

We do not propose any changes to the population goals in region 6. This region has substantial available habitat, including large areas without Sámi reindeer husbandry. As such, there are good opportunities to redistribute family groups internally, to areas further south and west where lynx can largely subsist on roe deer and red deer.

Finally, we recommend strengthened cross-border management cooperation with Sweden and Finland, continued development of genetic monitoring, and management processes that integrate both scientific knowledge and the experience-based / traditional knowledge of the reindeer husbandry sector. This is necessary to ensure sustainable and knowledge-based management of lynx and wolverines across their Fennoscandian range.

Knut Morten Vangen & Jenny Mattisson, Norwegian Institute for Nature Research, Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim, Norway. knut.vangen@nina.no, jenny.mattisson@nina.no.

Olve Krange, Neri H. Thorsen & John Odden, Norwegian Institute for Nature Research, Sognsveien 68, 0855 Oslo, Norway. olve.krangle@nina.no, neri.thorsen@nina.no, john.odden@nina.no.

Torkild Tveraa, Norwegian Institute for Nature Research, Framsenteret Hjalmar Johansen gt 14, 9008 Tromsø, Norway. torkild.tveraa@nina.no

John D. C. Linnell, Norwegian Institute for Nature Research, Vormstuguveien 40, 2624 Lillehammer, Norway. john.linnell@nina.no.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract.....	5
Innhold.....	7
Forord	9
1 Innledning.....	10
2 Dagens situasjon	11
2.1 Bestandsmål og gjeldende regelverk	11
2.2 Vurdering av Norges internasjonale forpliktelser	12
2.3 Historiske bestander av gaupe og jerv	14
2.4 Bestandsstatus og måloppnåelse gaupe.....	15
2.5 Bestandsstatus og måloppnåelse jerv.....	16
2.6 Gaupas økologi.....	19
2.6.1 Arealbruk	19
2.6.2 Spredning	19
2.6.3 Reproduksjon	20
2.6.4 Diett	21
2.7 Jervens økologi.....	21
2.7.1 Arealbruk	22
2.7.2 Spredning	22
2.7.3 Reproduksjon	23
2.7.4 Diett	23
2.8 Geografisk differensiert forvaltning.....	23
2.9 Vurdering av tilgjengelig areal i regionene	25
2.9.1 Beregning av gaupas arealkrav	25
2.9.2 Beregning av jervens arealkrav.....	27
2.10 Genetisk status og levedyktighet hos gaupe og jerv.....	29
2.10.1 Definisjon av bestand	29
2.10.2 Levedyktige bestander.....	30
2.10.3 Genetisk status	31
2.11 Nasjonale referanseverdier for rovvilt i Sverige	31
2.12 Bestandsstatus i Finland.....	32
3 Problemdefinisjon.....	33
3.1 Belastning for reindriften.....	33
3.1.1 Reinbase.no	36
3.1.2 Hvor ofte dreper gaupa og jerven rein?	38
3.2 Predasjon på sau	40
3.2.1 Gaupas og jervens predasjon på sau	41
3.3 Belastning for lokalsamfunn	43
3.4 Forholdet mellom ulike kunnskapsformer.....	49
3.4.1 Hva er tradisjonskunnskap?.....	50
4 Utredningsalternativer	54
4.1 Reduksjon av det nasjonale bestandsmålet.....	54

4.2	Reduksjon av bestandsmålet i region 6, 7 og/eller region 8, mens det nasjonale bestandsmålet opprettholdes.....	54
4.2.1	Flytting av bestandsmål for gaupe.....	55
4.2.2	Flytting av bestandsmål for jerv	55
4.3	Kombinasjonsløsninger	56
4.4	Nullalternativet	56
5	Konsekvensvurderinger	57
5.1	Reduksjon av det nasjonale bestandsmålet.....	57
5.2	Reduksjon av bestandsmålet i region 6, 7 og/eller region 8, mens det nasjonale bestandsmålet opprettholdes.....	58
5.2.1	Juridiske konsekvenser	58
5.2.2	Forvaltningsmessige konsekvenser	59
5.2.3	Økonomiske konsekvenser	59
5.2.4	Samfunnsmessige konsekvenser	60
5.3	Kombinasjonsløsninger	60
5.4	Nullalternativet	60
5.4.1	Juridiske konsekvenser	61
5.4.2	Forvaltningsmessige konsekvenser	61
5.4.3	Økonomiske konsekvenser	61
5.4.4	Samfunnsmessige konsekvenser	61
6	Anbefalinger og videre oppfølging	63
6.1	Anbefalte tiltak.....	63
6.2	Videre oppfølging og kunnskapsmangler.....	64
7	Referanser	66

Forord

Denne rapporten representerer et faglig beslutningsgrunnlag som skal støtte Miljødirektoratets arbeid med å svare ut oppdrag fra Klima- og miljødepartementet. Beslutningsgrunnlaget skal gi Miljødirektoratet nødvendig kunnskap og vurderinger for å kunne gjennomføre en utredning i tråd med kravene i utredningsinstruksen og de føringer som følger av nasjonalt og internasjonalt regelverk.

Utredningen omfatter tiltak som å redusere og/eller flytte bestandsmålene for gaupe og jerv i forvaltningsregionene 6, 7 og 8, med mål om å redusere belastningen på reindriften.

Bakgrunnen for utredningen er regjeringens tiltakspakke for reindrift og energi. Tiltakspakken ble lagt frem i desember 2023 for å legge til rette for bedre ivaretagelse av reindriften ved planlegging og utbygging av energi. Tiltakspakken består av ulike virkemidler, herunder tiltak for å redusere rovvilttap i næringa. Et av tiltakene var å utrede reduksjon av bestandsmålene for gaupe og jerv med mål om å redusere belastningen for reindriften i de tre nordligste forvaltningsregionene for rovvilt.

Prosjektet er finansiert av Miljødirektoratet.

01.12.2025 Knut Morten Vangen

1 Innledning

Dagens forvaltning av gaupe og jerv bygger i hovedsak på St.meld. nr. 15 (2003–2004) *Rovvilt i norsk natur*, Stortingets behandling av meldingen (Innst. S. nr. 174 (2003–2004) og rovviltforliket fra 2011 (Representantforslag 163 S; 2010–2011). Forvaltningen er basert på en todelt målsetting som skal sikre både levedyktige bestander av rovvilt og bærekraftige beitenæringer.

Stortinget fastsatte i 2004 de nasjonale bestandsmålene for gaupe (65 ynglinger) og jerv (39 ynglinger), og disse har vært uendret siden. Målene er fordelt på åtte forvaltningsregioner, som samlet skal oppfylle de nasjonale nivåene. Miljødirektoratet er bedt om å utrede tiltak som å redusere og/eller omfordele bestandsmålene for gaupe og jerv i forvaltningsregion 6, 7 og 8, med sikte på å redusere belastningen på reindriften. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har fått i oppdrag å utarbeide det faglige grunnlaget for en slik vurdering.

I denne rapporten gjennomgår vi relevant regelverk og internasjonale avtaler, og vurderer både prinsipielle og praktiske konsekvenser av ulike mulige tiltak. Vurderingene bygger på kunnskap om artenes økologi og genetiske status, tilgjengelig areal i regionene, samt belastningen på reindriften og lokalsamfunn.

Følgende tiltak vurderes:

1. Reduksjon av det nasjonale bestandsmålet
2. Reduksjon av bestandsmålet i region 6, 7 og/eller 8, mens det nasjonale målet opprettholdes
3. Kombinasjonsløsninger
4. Nullalternativet

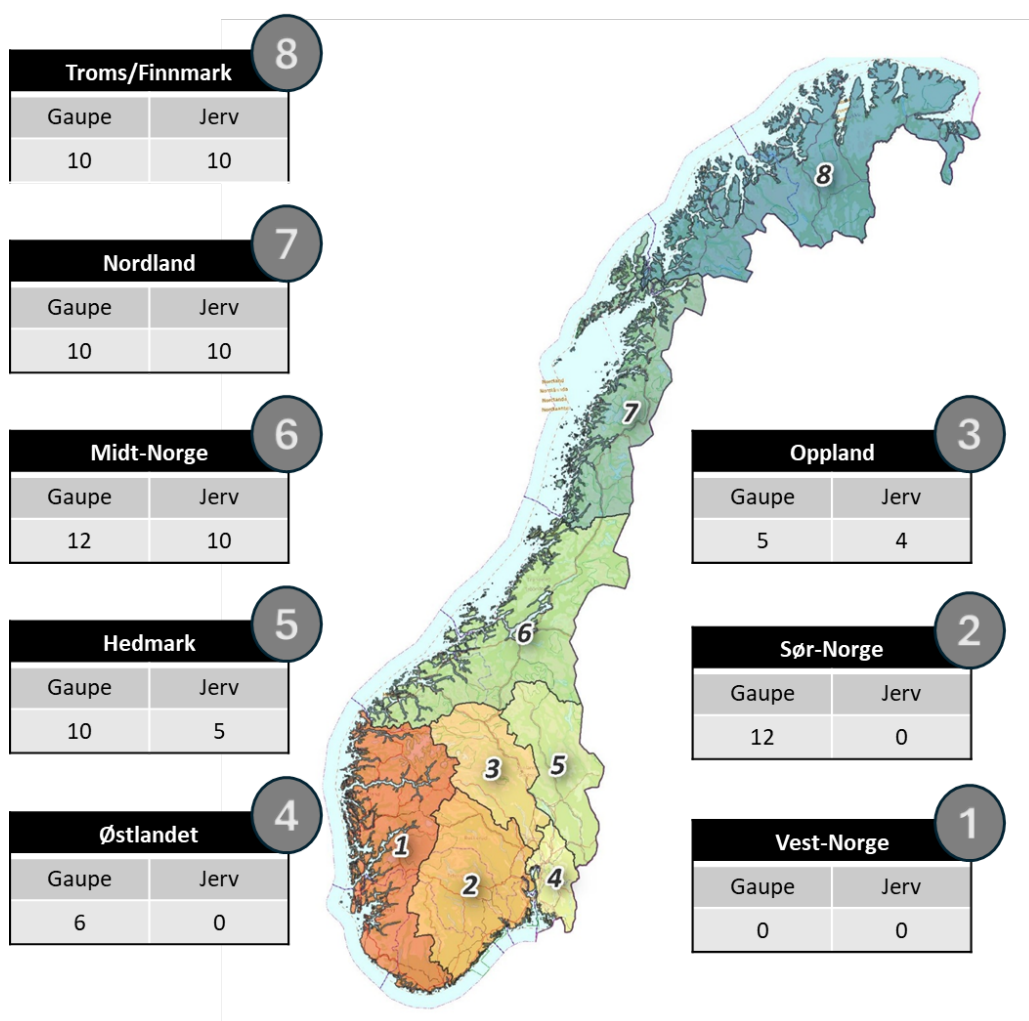
Rapporten er bygd opp slik at den svarer ut alle spørsmål i utredningsinstruksen¹. Utredningsinstruksen er et sentralt hjelpemiddel for å bidra til gode beslutningsgrunnlag for statlige tiltak og effektiv ressursbruk. Den stiller minimumskrav i form av seks spørsmål som skal besvares ved utredning av statlige tiltak.

¹ [Utrede statlige tiltak | DFØ](#)

2 Dagens situasjon

2.1 Bestandsmål og gjeldende regelverk

Det nasjonale bestandsmålet på gaupe (65 ynglinger) og jerv (39 ynglinger) ble vedtatt av Stortinget i 2004, og har vært uforandret siden. Målene er fordelt mellom åtte forvaltningsregioner som samlet skal oppfylle de nasjonale målene (**figur 1**). Lovverk og forskriftsverk som setter de juridiske rammene for rovviltforvaltningen er et resultat av en rekke politiske dokument og behandlingen av disse i Stortinget siden 2003. Rovviltforskriften (FOR-2005-03-18-242) beskriver mer i detalj hvordan forvaltningen skal gjennomføres.



Figur 1. Oversikt over forvaltningsregioner for rovvilt og antall årlige ynglinger fordelt på hver region.

Naturmangfoldloven (LOV-2009-06-19-100) inneholder bestemmelser om forvaltningsmål for arter, forvaltningsprinsipper for arter og om høsting og annet uttak av rovvilt. I tillegg har viltloven (LOV-1981-05-29-38) enkelte bestemmelser av betydning for forvaltningen av rovvilt.

Naturmangfoldloven § 5 sier at forvaltningsmålet for artene er at de og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt, og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Artenes

økologiske funksjonsområder og de øvrige økologiske betingelsene, som de er avhengige av, må ivaretas så langt det er nødvendig for å nå målet. Og § 6 sier at enhver skal opptre aktsomt og gjøre det som er rimelig for å unngå skade på naturmangfoldet i strid med § 5.

Selv om målet er at arter skal forekomme i levedyktige bestander i deres naturlige utbredelsesområde, kan andre viktige samfunnsinteresser tilsi at målet nås på andre måter, eller i et annet tempo, enn hensynet til naturmangfoldet isolert sett skulle tilsi. St.prp. nr. 52 (2008–2009) nevner som eksempel på dette den differensierte rovviltforvaltningen som baserer seg på en interesseavveining mellom utmarksnæring og rovviltvern. Det vises i denne sammenheng til naturmangfoldloven § 14 som sier at tiltak etter loven skal avveies mot andre viktige samfunnsinteresser. Hensynet som tas til beitenæringene gjennom den geografisk differensierte forvaltningen av rovvilt, er et eksempel hvor hensynet til en viktig samfunnsinteresse medfører at målet om levedyktige rovviltbestander og ivaretagelse av rovviltartene og deres genetiske mangfold på lang sikt vil nås på annen måte og i et annet tempo enn om naturmangfoldet hadde vært det eneste hensynet å ta.

Forskrift om velferd for småfe (FOR-2005-02-18-160) gitt med hjemmel i dyrevelferdsloven (LOV-2009-06-19-97) pålegger dyreeier plikter når det gjelder å ta vare på og føre tilsyn med dyr på utmarksbeite. Forskriften sier blant annet at dyreeier ved slipp på utmarksbeite skal sikre at alle dyr har god helsetilstand. Forskriften sier også at dyr som ikke holdes i bygninger skal beskyttes mot blant annet rovdyrangrep. Dyr som holdes på utmarksbeite, skal sees etter minst en gang pr. uke i områder uten særskilt risiko. Ved mistanke om økt fare må tilsynet intensiveres. Mattilsynet kan gi dyreeier pålegg om beiterestriksjoner eller andre tiltak rettet mot beitedyra for å avverge en uakseptabel dyrevernsituasjon. Dyrevelferdsloven har i tillegg en egen bestemmelse som gir eier rett til økonomisk kompensasjon, dersom Mattilsynet på grunn av rovdyr pålegger inngripende restriksjoner på bruk av beitet. Mattilsynet kan kun gjøre tidsbegrensede vedtak grunnet dyrevelferdshensyn i en situasjon med stor risiko for tap. I rovviltforliket av 2011 (Representantforslag 163 S; 2010–2011) la forlikspartene til grunn at rovdyrforvaltningen utøves på en slik måte at det ikke er behov for beitenekt etter dyrevelferdsloven i prioriterte beiteområder.

Grunnloven § 108 (LOV-1814-05-17) fastsetter en rettslig og politisk forpliktelse til å tilrettelegge for at samene skal kunne sikre og utvikle sin kultur, sitt språk og sitt samfunnsliv. Sammen med internasjonale avtaler gir grunnlovsbestemmelsen føringer for norske myndigheters politikk og forvaltning som vedrører samiske interesser. Statlige myndigheter må derfor gjøre hensynet til samisk kultur, næringsutøvelse og samfunnsliv til gjenstand for særskilt behandling og vurdering i forvaltning gjennom bærekraftig bruk og vern av natur.

2.2 Vurdering av Norges internasjonale forpliktelser

Forvaltningen av gaupe og jerv i Norge er regulert av en kombinasjon av internasjonal rett (hovedsakelig Bernkonvensjonen) og nasjonal lovgivning (naturmangfoldloven og viltloven). Nasjonal lov må ligge innenfor rammene av internasjonal rett. Selv om Norge ikke er en del av EU, er forvaltningen av store rovdyr i Norge også sterkt påvirket av – og påvirker – situasjonen i nabolandene Sverige og Finland, som er underlagt EUs habitatdirektiv.

Det er viktig å vurdere to aspekter ved rovviltforvaltningen som er styrt av lovverket. Dette gjelder forventede nivåer på bevaringsambisjon (altså hvor mange store rovdyr et land skal ha, og i hvilke områder), og hvordan disse blir forvaltet. Disse kan kalles henholdsvis mål og praksis.

Under Bernkonvensjonen er gaupe og jerv underlagt ulike betingelser. Gaupe står på liste III over arter, og regnes dermed som «beskyttet». Jerv står på liste II, og regnes dermed som «strengt beskyttet». For begge arter er de generelle bevaringsmålene fastsatt i artikkel 1 og 2 i konvensjonen;

Artikkel 1 *«Formålet med denne konvensjonen er å bevare ville planter og dyr og deres naturlige habitater, særlig de arter og habitater hvis bevaring krever samarbeid mellom flere stater, og å fremme et slikt samarbeid.»*

Artikkel 2 *«Partene skal treffe nødvendige tiltak for å opprettholde bestanden av ville planter og dyr, eller tilpasse den, til et nivå som særlig svarer til økologiske, vitenskapelige og kulturelle behov, samtidig som det tas hensyn til økonomiske og rekreasjonsmessige behov og til behovene til underarter, varieteter eller former som er lokalt truet.»*

Det juridiske språket i konvensjonen lar seg ikke direkte oversette til tydelig definerte tekniske eller vitenskapelige begreper. Den viktigste veiledningen om mål ligger i uttrykket «å bevare» i artikkel 1, som implisitt innebærer en grad av langsiktig tilstedeværelse av arten i fremtiden – noe som kan kobles til begreper som populasjonslevedyktighet og økologisk funksjon (Trouwborst et al. 2017). Selv om de ikke er direkte overførbare, bør det bemerkes at habitatdirektivet har håndtert lignende utfordringer med å koble juridiske begreper til biologiske begreper gjennom forbindelsen mellom «*gunstig bevaringsstatus*» og ideer om både demografisk og genetisk levedyktige bestander med høy økologisk funksjonalitet (Linnell & Boitani 2025). Når det er sagt, åpner artikkel 2 for å ta hensyn til andre faktorer, inkludert kulturelle og økonomiske faktorer, når nivået av bevaringsambisjon fastsettes.

Artikkel 1 er også tydelig på at et av hovedmålene med konvensjonen som helhet er å fremme internasjonalt samarbeid for arter som trenger det. Gaupe og jerv er uten tvil arter som trenger dette ettersom deres langsiktige bevaring biologisk sett bare kan sikres gjennom samlet innsats fra Norge, Sverige og Finland (med ytterligere langsiktig avhengighet av konnektivitet med Russland). Behovet for internasjonalt samarbeid er ytterligere utviklet i et sett med retningslinjer for forvaltning på bestandsnivå (Linnell et al. 2008), som ble utviklet for habitatdirektivet og anerkjent som beste praksis, men som også ble vurdert relevante for Bernkonvensjonens medlemsland.

For jerv (en appendiks II-art) finnes det strenge begrensninger på felling og forstyrrelse av individer (listet i artikkel 6) samt begrensninger på visse metoder for fangst og avlivning av dyr (listet i appendiks IV). Felling kan kun gjennomføres gjennom unntak regulert av artikkel 9. For alle unntak gjelder at (a) det ikke finnes tilfredsstillende alternativer, og (b) unntaket ikke skal ha negativ effekt på bestandens overlevelse. Selv om disse betingelsene er oppfylt, kan felling eller forstyrrelser bare skje av fem angitte grunner, som for eksempel å forhindre alvorlig skade på husdyr. Dette innebærer i praksis at jerv kun bør felles i helt spesielle og tydelig avgrensede situasjoner, uavhengig av artens bevaringsstatus. En mer omfattende diskusjon om unntak fra streng beskyttelse finnes for ulv i Norge i Linnell et al. (2017). Det eksisterer også juridiske uklarheter rundt soneringsprinsippet og konseptet bestandsmål – særlig dersom bestandsmål tolkes som maksimale grenser. Det pågår dessuten diskusjoner om hvorvidt der er lovlig å etablere nullområder uten rovvilt for arter listet i appendiks II (Trouwborst 2018).

Gaupe (liste III-art) er underlagt færre begrensninger på felling, men artikkel 7 fastsetter behovet for å «*sikre beskyttelsen*» av arten (vanligvis tolket som bevaring heller enn beskyttelse i dagens betydning av ordet) og for å «*holde bestandene utenfor fare*». Artikkel 7 krever også konkrete tiltak som jaktfrie perioder og muligheten til å forhindre felling dersom bestandene er i fare.

Hovedforskjellen mellom artene er at for jerv må man begrunne motivasjonen for felling, mens for gaupe er det ikke nødvendig med en spesifikk begrunnelse. Kravene til mål, bevaringsresultater og internasjonalt samarbeid er like for begge artene.

Artikkel 9 åpner for unntak fra forbud mot visse fellingsmetoder (listet i liste IV) for begge artene etter de samme kriteriene som gjelder for unntak fra streng beskyttelse av jerv.

Bernkonvensjonens begrensninger og restriksjoner på felling av gaupe og jerv er overført til nasjonal lov gjennom paragraf 18 i Naturmangfoldloven. Ett av de mulige unntakene fra streng beskyttelse som finnes i Bernkonvensjonen («å tillate, under strengt kontrollerte forhold, på selektiv basis og i begrenset omfang, fangst, hold eller annen forsvarlig utnyttelse av enkelte ville dyr og planter i små antall») ble ikke overført til norsk lov. Forskjellen mellom jerv og gaupe (Appendiks II vs. Appendiks III) er ikke spesifisert i loven, men håndteres i tilhørende forskrifter og gjennom skillet mellom lisensfelling av jerv og kvotejakt på gaupe.

Norge har også forpliktet seg til å følge opp Kunming-Montreal-avtalen (naturavtalen) under konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), som ble inngått mellom medlemslandene i desember 2022. I avtalen er det bl.a. mål om å sikre umiddelbare forvaltningstiltak for å stanse menneskeskapt utryddelse av kjente truede arter (jf. mål 4), og å sikre at bruk av høsting og handel med viltlevende arter er bærekraftig, trygg og lovlig og ikke medfører overbeskatning (jf. mål 5).

Rovvilt i Norge har et folkerettslig vern etter Bernkonvensjonen, og samisk reindrift har et folkerettslig vern i FNs konvensjon om sivile og politiske rettigheter. Klima- og miljødepartementet og Kommunal- og distriktsdepartementet har satt ned et ekspertutvalg for å vurdere om forpliktelsene overfor reindriften gjør at det er behov for, eller grunnlag for, endringer i norsk rovviltforvaltning. Ekspertutvalgets vurdering skal leveres innen 15. desember 2025.

Norge har et spesielt ansvar for arter der vi har minst 25 prosent av den europeiske bestanden, såkalte ansvarsarter. Jerv er definert som en ansvarsart for Norge med 25 – 50 prosent av den europeiske bestanden (Artsdatabanken 2021).

2.3 Historiske bestander av gaupe og jerv

Etter at «*Lov om Udryddelse af Rovdyr og om Fredning af andet Vildt*» ble innført i 1845 ble det innført statlig skuddpremie på alle store rovdyr, inkludert gaupe og jerv (Linnell et al. 2010). Hovedmålet var å utrydde rovdyrene på grunn av deres skade på husdyr og konkurranse om jaktbart vilt. For gaupe varte ordningen fram til 1980, mens jerven ble fredet i Sør-Norge i 1973 og i hele landet i 1982 (Landa et al. 2000).

Vi kan benytte skuddpremiestatistikken for å få et inntrykk av bestandsutviklingen for gaupe og jerv i denne perioden (Linnell et al. 2010, Landa et al. 2000). Til tross for en statlig utryddelsespolitikk overlevde bestander av gaupe og jerv i Trøndelag og Nord-Norge. I perioden 1846–1880 ble det i gjennomsnitt felt 127 gauper årlig, noe som førte til en kraftig tilbakegang i bestanden. Mot slutten av 1800-tallet var gaupa utryddet i flere fylker, med små restbestander i Telemark, Aust-Agder, Trøndelag og Sør-Helgeland. Rundt 1930 var utbredelsen tilsynelatende begrenset til Nord-Trøndelag og Sør-Helgeland, men avskytningsstatistikk og genetiske studier viser at det fortsatt fantes spredte forekomster i Sør-Norge (Rueness et al. 2003). Fra 1940- til 1960-tallet spredte gaupa seg på nytt til Østlandet, og nordgrensen for utbredelsen ble flyttet til Troms. Bestanden holdt seg lav fram til skuddpremieordningen ble avskaffet i 1980. Samtidig økte bestanden i Sverige, og bestanden av gaupe begynte igjen å vokse i Norge. Det årlige jaktuttaket var da rundt 50 dyr, men sank til omkring 20 på 1980-tallet. Yngletidsfredning ble innført i 1981 og gradvis utvidet utover tiåret. I 1992 ble gaupa fredet i Sør-Norge, og fra 1994 ble det innført kvoteregulert jakt i hele landet, med unntak av Finnmark og deler av Sør- og Vestlandet der det fortsatt var fri jakt i februar–mars. Bestanden økte kraftig fram til midten av 1990-tallet, trolig som følge av lave kvoter og mye rådyr.

Jerven har hatt samme bestandsutvikling (Landa et al. 2000). I perioden 1846–1900 ble det årlig felt mellom 40 og 90 jerver i Norge, med unntak av tre år på 1870-tallet og i 1885 da antallet oversteg 100 dyr. Samtidskilder beskriver jerven som et sjeldent dyr, noe som også gjenspeiles i den lave årlige avskytingen på 20–30 dyr fram til andre verdenskrig. Bestanden hadde da sitt tyngdepunkt nord for Trondheimsfjorden, med de tetteste forekomstene i Troms og Finnmark. I Sør-Norge fantes jerv i fjellområdene i Oppland, Østerdalen, på Hardangervidda, i Jotunheimen og enkelte steder på Vestlandet. Jerven ble funksjonelt utryddet i Sør-Norge på 1960-tallet som følge av hard jakt. På 1970-tallet fantes arten kun spredt langs grensefjellene mellom Norge og Sverige, og trolig en restbestand i fjellområdene vest for Østerdalen i Sør-Norge (Flagstad et al. 2004). I Sverige ble jerven fredet allerede i 1969, mens fredning i Sør-Norge kom i 1973 og i resten av landet i 1982. Først mot slutten av 1970-tallet ble det igjen registrert regelmessige ynglinger i Sør-Norge. Etter fredningen økte bestanden gradvis både i antall og utbredelse. Lisensfelling ble innført i Nord-Norge i 1993 og i Sør-Norge i 1997, og de årlige fellingene lå på 5–10 dyr fram til år 2000.

2.4 Bestandsstatus og måloppnåelse gaupe

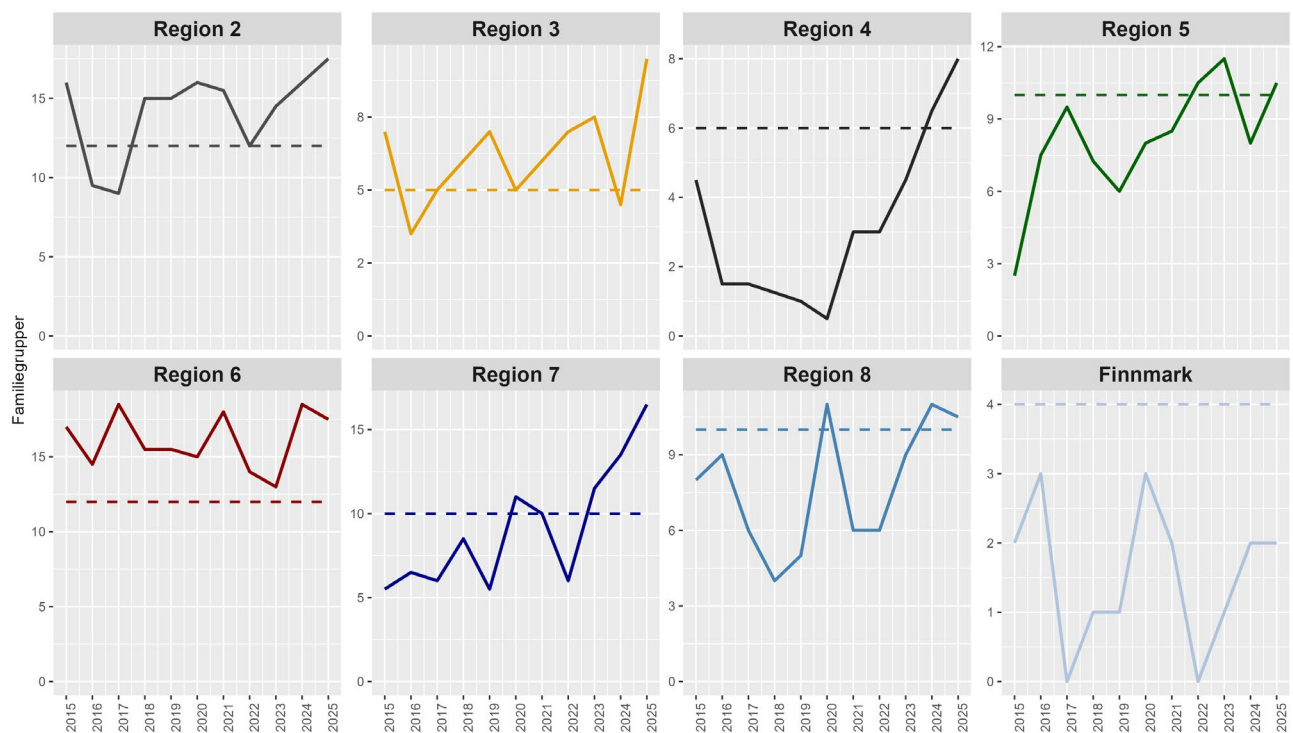
Den Eurasiske gaupa er i hovedsak knyttet til det boreale barskogbeltet, som strekker seg fra Atlanterhavet og Norge i vest til Stillehavet og Beringstredet i øst. Den eurasiske gaupa består av flere underarter, og den skandinaviske underarten finnes i Skandinavia og Nord-Europa østover til Vest-Sibir. I Europa finnes gaupa i de skandinaviske landene (med unntak av Danmark) og i flere land med skog- og fjellområder i Vest-, Øst- og Sør-Europa, samt i Russland (Chapron et al. 2014). Bestanden av gaupe i Europa ble i 2023 estimert til å være omkring 9 000 individer, hvorav ca. 20 % av gaupene finnes i Skandinavia (Kaczensky et al. 2024). Gaupa er vurdert som sterkt truet i Norge (Eldegard et al. 2021).

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt har siden 1996 overvåket bestandsstørrelse og bestandsutvikling hos gaupe i Norge gjennom registrering av familiegupper, det vil si hunndyr i følge med årunger. Ved hjelp av avstandsregler estimeres antallet familiegupper før jakt basert på alle dokumenterte og antatt sikre observasjoner, inkludert spor, synsobservasjoner og funn av døde unger (Linnell et al. 2007). Før gaupejakta i 2025 ble bestanden estimert til 91 familiegupper på landsbasis, noe som ligger over det fastsatte nasjonale bestandsmålet på 65 årlige ynglinger. Dette tilsvarer en total bestand på mellom 447 og 630 individer (Frank & Brøseth 2025).

De tre nordlige rovviltregionene, region 6, 7 og 8, har i ulik grad nådd de regionale bestandsmålene i regionene siden 2014/2015 (**tabell 1, figur 2**). Vi valgte å starte i 2014 da måten vi beregner antall familiegupper ble endret dette året. Vi ser at region 7 og 8 i gjennomsnitt ikke har klart å oppnå sin målsetning om antall ynglinger i perioden 2015–2025, men de har klart det i snitt for siste treårs-periode. Finnmark har i perioden 2015–2025 aldri klart å oppnå målsettingen om fire ynglinger. Region 6 har i gjennomsnitt ligget klart over målsettingen om antall ynglinger. I Sør-Norge ser vi at rovviltregion 4 og 5 i stor grad har ligget under bestandsmålene, mens region 2 og 3 i stor grad har ligget over bestandsmålet.

Tabell 1. Bestandsstatus og måloppnåelse for antall gaupeynglinger siden vinteren 2014/2015 i de ulike rovviltregionene.

Region	Bestandsmål	2025	Gjennomsnitt (2023-2025)	Gjennomsnitt (2015-2025)	Prosentvist vintre $\geq$ bestandsmål (2015-2025)
1	0	1	0,3	0,1	100
2	12	17,5	16	14,2	83
3	5	9,5	7,2	6,2	83
4	6	8	6,3	3,4	17
5	10	10,5	10	8,2	25
6	12	17,5	16,3	16,1	100
7	10	16,5	13,8	9,1	42
8	10	10,5	10,2	7,8	25
Finnmark del av region 8	4	2	1,7	1,6	0



Figur 2. Antall familiegrupper av gauper (heltrukken linje) siden 2015 i de ulike rovviltregionene, samt Finnmark vist separat, med fastsatt mål (stiplet linje). Region 1, som ikke har fastsatt mål for gaupe, har totalt hatt 1 familiegruppe av gaupe i samme periode.

2.5 Bestandsstatus og måloppnåelse jerv

Jerven har en sirkumpolar utbredelse i Nord-Amerika, det nordlige Europa og Asia. Jerven i Norge lever først og fremst i fjellområdene fra Møre og Romsdal, Hedmark og nordover. De senere årene har den også spredd seg og i større grad tatt i bruk de mer lavereliggende barskogområdene, og sist år var det yngling av jerv så

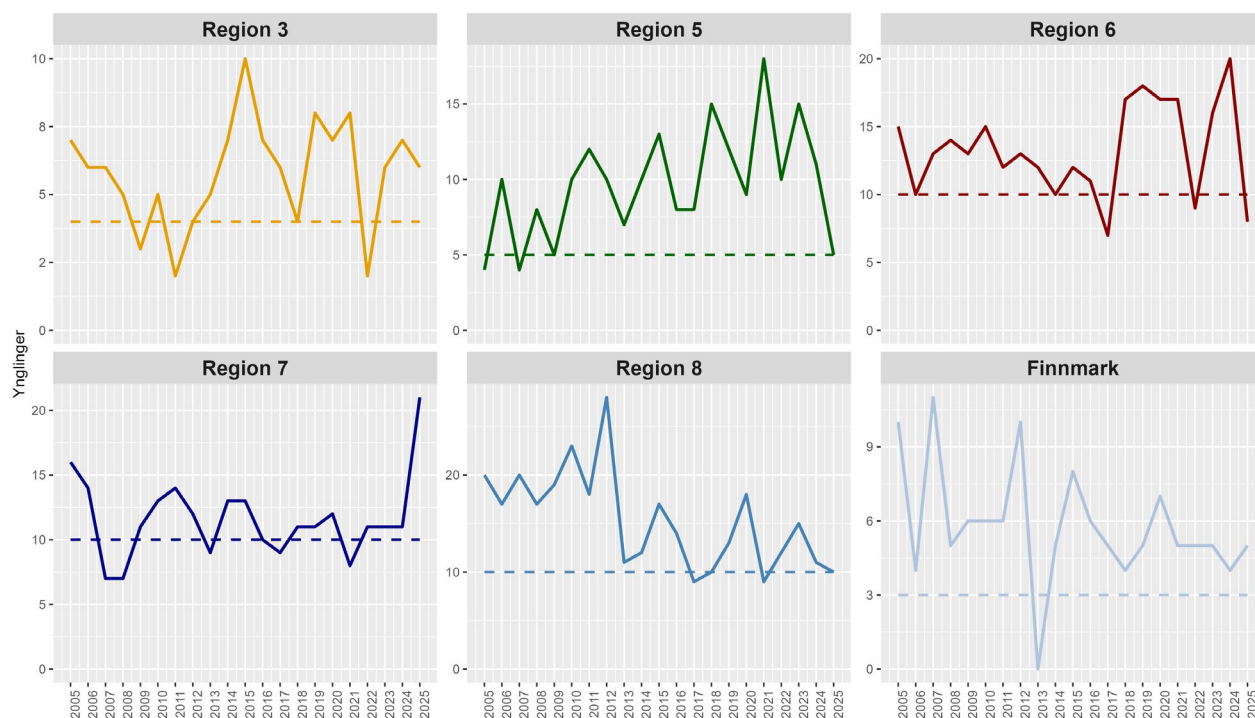
langt sør som Akershus (Tovmo & Brøseth 2024). Jerven er vurdert som sterkt truet i Norge (Eldegard et al. 2021).

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt har siden tidlig på 2000-tallet overvåket bestandsstørrelse og bestandsutvikling for jerv i Norge gjennom både registrering av ynglinger (overvåkning av hi) og DNA-basert overvåking. På bakgrunn av antall registrerte ynglinger av jerv estimeres det totale antallet voksendyr i bestanden, både for rovviltregioner og i Norge som helhet. Individidentifisering basert på DNA-profiler fra f.eks. ekskrementer, hår og urin har gitt en alternativ metode for estimering av bestandsstørrelse basert på en romlig fangst-gjenfangst modellering (Bischof et al. 2020, Kleven et al. 2024). I 2025 ble det påvist 51 jervekull i Norge. Det nasjonale bestandsestimatet basert på antall ynglinger de tre siste årene anslår nå bestanden til å være på omkring 370 voksendyr i Norge (usikkerhetsintervall: 308-431; Tovmo & Brøseth 2025). Basert på den romlige fangst-gjenfangst modellen ble jervebestanden i Norge estimert til mellom 360 og 393 individer i 2024 (95 % Bayesiansk konfidensintervall) (Milleret et al. 2024; Kleven et al. 2024).

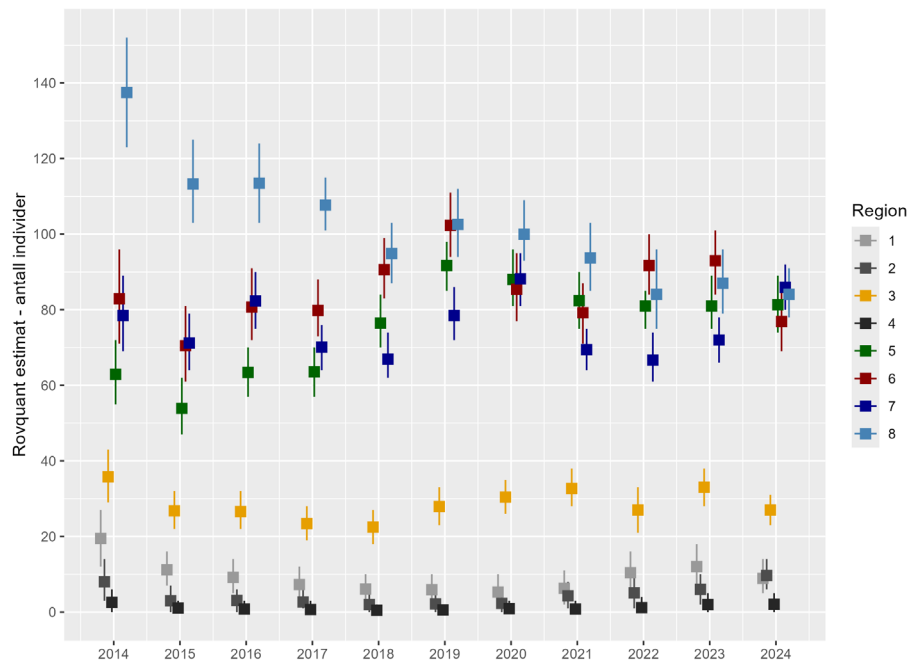
I samtlige av de fem rovviltregionene med mål om yngling av jerv har man i gjennomsnitt vært over bestandsmålene siden 2005 (**tabell 2, figur 3**). Da jerven ikke reproducerer hvert år (kap. 2.7.) fluktuerer antall ynglinger betydelig mellom år sammenlignet med estimert antall jerv (**figur 4**).

Tabell 2. Bestandsstatus og måloppnåelse for antall jerveynglinger siden 2005 i de ulike rovviltregionene.

Region	Bestands- mål	2025	Gjennomsnitt (2023-2025)	Gjennomsnitt (2005-2025)	prosentvist antall vintre på eller over bestandsmål (2005-2025)
1	0	0	0,3	0,4	100
2	0	1	0,3	0,0	100
3	4	6	6,3	5,8	86
4	0	0	0,3	0,0	100
5	5	5	10,3	9,7	90
6	10	8	14,7	13,3	86
7	10	21	14,3	11,6	76
8	10	10	12	15,4	90
Finnmark del av region 8	3	5	4,7	5,8	95



Figur 3. Antall jerveynglinger (heltrukken linje) siden 2005 i de ulike rovviltregionene, samt Finnmark vist separat, med fastsatt mål (stiplet linje). Region 1, 2, og 4, som ikke har fastsatt mål for jerv, har totalt hatt henholdsvis 8, 1 og 1 jerveyngling i samme periode.



Figur 4. Estimert antall jerv i de ulike rovviltregionene basert på en romlig fangst-gjenfangst modell (gjennomsnitt med 95 % Bayesiansk konfidensintervall). Data fra RovQuant².

² <https://www.nmbu.no/en/research/projects/rovquant>

2.6 Gaupas økologi

Det meste av kunnskapen vi har om gaupas økologi kommer fra forskningsprosjektet [Scandlynx](#). Prosjektet er et samarbeid mellom NINA og Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), og har de siste 30 årene forsket på gaupe ved å følge gaupeindivider (>450) med GPS-sendere i ulike deler av Skandinavia. Forskningen har blant annet gitt data på forflytningen til gauper, reproduksjon og dødelighet, samt data på hvor ofte gaupene tar ulike byttedyr.

2.6.1 Arealbruk

Studier av gauper med GPS halsband har gitt viktig informasjon om gaupas arealbruk. Forskningen har vist at voksne gauper stort sett ferdes alene, bortsett fra i parringstiden i mars. Etter parringstiden viser hann- og hunngaupa igjen generelt liten interesse for hverandre, men det er flere eksempler på at hanngauper kan besøke hunngaupa også utenom parringstiden.

Gaupe er en revirhevdende art. De forsøker å ha revirene sine for seg selv, men kanten av reviret deles gjerne med naboindivider av samme kjønn. Er naboene i slekt kan de ha mer overlapp enn hvis de er ubeslektede (Aronsson et al. 2020). En hanngaupe prøver gjerne å ha et revir som overlapper med revirene til flere hunngauper.

Størrelsen på revirene varierer med hvor du er i Skandinavia (Aronsson et al. 2016, Herfindal et al. 2005, Linnell et al. 2001, Linnell et al. 2021; **tabell 3**), og hanngaupene bruker større revir enn hunngaupene. Vi ser også at i de sørlige deler av Skandinavia med mye rådyr kan hunngauper bruke revir ned mot 150 km². Forskningen har også vist at gauper i Nord-Trøndelag, Finnmark og Troms, kan benytte revir på opp mot 4 000 km², noe som tilsvarer areal større enn Østfold fylke. Det er verdt å merke seg at de store leveområdene vi ser hos gaupene i Nord-Norge også inkluderer mye fjell og hav, som gaupene bruker i liten eller ingen grad. Det faktiske arealet som gaupene bruker innenfor revirene i nord er derfor vesentlig mindre.

Kunnskap om størrelsene på gaupas leveområder hjelper oss til å bestemme den riktige skala for forvaltning av individer og bestander. De store leveområdene skaper utfordringer for forvaltningen av gaupe i nordområdene. Det krever betydelig mer areal for å oppnå bestandsmålene i nordlige deler av rovviltregion 6 og rovviltregion 7 og 8 sammenlignet med de mer produktive områdene lenger sør i landet (kap. 2.9). Eksempelvis hadde man vinteren 2024/2025 fire ynglinger innenfor ca. 1 500 km² i Vestfold, noe som er litt større enn et gjennomsnittlig leveområde for en hunngaupe i Finnmark.

2.6.2 Spredning

For at den skandinaviske bestanden skal være levedyktig kreves utveksling av gener mellom den skandinaviske bestanden og områder lenger øst. Forskning fra Scandlynx (Samelius et al. 2012) viser at unge gauper kan vandre langt vekk fra sine oppvekstområder før de etablerer et eget revir. Avstander helt opp til 550 km har blitt registrert. Unge hanngauper sprer seg lenger og i større omfang enn hunner. Samtlige hanner vandrer ut fra oppvekstområdet, mens en av tre hunngauper etablerte seg i revir som helt eller delvis overlappet med mødrenes revir.

I dag møter gaupene barrierer i form av at landskapet i større og større grad blir oppstykket av veier og bebygde områder. Sørøver i Europa synes spredningen av unge gaupeindivider i stor grad å være begrenset av

slike menneskeskapte barrierer. Dette skaper store konsekvenser for en ønsket reetablering av gaupe i nye områder, og kan føre til isolerte og sårbare bestander. De siste årenes tilsvarende nedbygging av arealer rundt de store trafikklårene i Skandinavia kan føre til lignende utfordringer også her hjemme.

Tabell 3. Oversikt over leveområdestørrelse til VHF- og GPS-merkede hunngauper i Scandlynx-prosjektet. Arealet er beregnet med 95 % minimum konveks polygon-metoden (MCP) og vi har kun brukt «gaupeår» der gaupene har blitt fulgt minst 7 måneder og mer enn 30 posisjoner. Vi har definert start av gaupeåret som 1.juni, som er omtrent tidspunktet gaupene får unger. Vi presenterer også arealet med skog innenfor leveområdene. I denne beregningen er gauper med leveområde som går inn i Sverige ekskludert. Gaupene fra Østerdalen er fulgt med VHF, og de virkelige leveområdene er antageligvis noe større.

Studieområde	Gjennomsnitt areal	SD	Antall gaupeår	Gjennomsnitt skog	SD skog	Antall gaupeår skog
Akershus	373	217	16	260	133	12
Østafjells	227	43	8	189	37	8
Østerdalen	565	185	24	444	154	23
Trøndelag	2004	1177	2	857	518	2
Nordland	939	205	2	149	NA	1
Troms	985	624	12	202	134	9
Finnmark	1220	930	15	262	263	15

2.6.3 Reproduksjon

Nilsen et al. (2012) undersøkte hvordan reproduksjonsmønstre hos hunngauper varierte mellom områder og aldersklasser i Skandinavia basert på data fra 1994-2006. Analysene viste at toårige hunner hadde lavere reproduksjon enn eldre hunner, og andelen toårige hunngauper som fikk fram unger varierte mellom områder. Den høyeste andelen reproduktive hunner ble funnet i områder med mest rådyr, og den laveste i tamreinområdene nord i Sverige. En annen studie av Lopez-Bao et al. (2019) som analyserte sannsynlighet for reproduksjon og overlevelse hos unger for 57 radiomerka hunner i Sør-Skandinavia, fant at sannsynligheten for at andelen hunngauper med minst en unge på vinteren var ca. 0,6. De fant mye variasjon i ynglesuksess mellom hunngauper, men variasjonen kunne ikke forklares av tilgang på byttedyr eller menneskelige faktorer som veitethet og bosettingsgrad.

I nordområdene derimot er andelen hunngauper som reproduserer avhengig av om de har tilgang på tamrein på vinterstid. Walton et al. (2017) viste at i gjennomsnitt klarte halvparten av hunnene å få unger i områder der det ikke var rein om vinteren, mens 85 % fikk unger der rein var til stede. I tillegg hadde gaupeunger lavere overlevelse den påfølgende vinteren når reintettheten var lav.

Vi har her reanalysert norske data i Scandlynx-prosjektet på andelen hunngauper som reproduserer, og andelen som har unger på vinteren før jakt (rekrutter), i ulike deler av Norge (**tabell 4**). Dataene er fra 1995 fram til 2024. Vi understreker at antall fulgte hunngauper er svært lave i noen av studieområdene. Vi har her ikke skilt på toåringer og eldre hunngauper, men antar at vi har fulgt et representativt utvalg av hunngauper av ulike alder. Vi ser at andelen hunngauper som føder unger er relativt lik mellom områdene. Det kan se ut som at andelen hunngauper som går med unger på vinteren er noe lavere i Østerdalen, Troms og Finnmark. Disse forskjellene var ikke signifikant forskjellige. Dette ble undersøkt ved å kjøre en generalized linear model (glm) med binomisk fordeling og logit link med påfølgende parvise kontraster (estimated marginal means, em-means) for å se om det var forskjell mellom studieområdene, men heller ikke i denne tilnærmingen ble det funnet statistisk signifikante forskjeller.

I en ny studie fra Eurolynx (Liang et al. submitted) ble aldersspesifikk variasjon i reproduksjon hos gauper analysert basert på data fra 173 hunngauper i Europa og vestlige deler av Asia. Studien viser at andelen hunngauper som reproducerer øker med alder, når et maksimum ved mellomliggende alder, og avtar igjen hos eldre hunner. Kullstørrelsen ser ut til å variere mindre med alder, men eldre hunner nord i Skandinavia får mindre kull.

Tabell 4. Oversikt over reproduksjon hos GPS- og VHF-merkede hunngauper i Scandlynx-prosjektet. Kolonnen «andel gaupeår med yngling» viser andelen av de merkede hunngaupene som fødte unger i et gitt år og kolonnen «andel gaupeår med rekrutter» viser andelen av de merkede hunngaupene som gikk med unger i registreringsperioden. I parentesene er det angitt 95 % Wald konfidensintervall.

Studieområde	Antall gaupeår	Antall individer	Andel gaupeår med yngling	Andel gaupeår med rekrutter
Akershus	39	16	0,82 (0,70 - 0,94)	0,63 (0,49 - 0,79)
Østafjells	39	18	0,90 (0,80 - 0,99)	0,64 (0,48 - 0,80)
Østerdalen	56	15	0,68 (0,56 - 0,80)	0,54 (0,41 - 0,67)
Trøndelag	4	2	0,50	0,50
Nordland	4	2	0,75	0,75
Troms	24	11	0,73 (0,54 - 0,91)	0,48 (0,26 - 0,69)
Finnmark	31	8	0,78 (0,66 - 0,95)	0,54 (0,35 - 0,72)

Undersøkelsene vist til her dokumenterer at reproduksjon påvirkes av miljømessige forhold. I de nordlige regionene og i Hedmark kan det være slik at man vil trenge noen flere hunngauper for å oppnå bestandsmålene enn i de mer rådyrrike delene av Norge. Forvaltningen bør også ta hensyn til at variasjon i antall registrerte familiegrupper mellom år kan skyldes endringer i reproduksjon fremfor bestandens størrelse. En bestand med en stor andel unge hunner vil ha lavere reproduktiv suksess sammenlignet med en bestand med eldre hunner.

2.6.4 Diett

Gaupas diett varierer med tilgjengeligheten av byttedyr, og det gjør også andelen tamrein i dietten. I rovvilt-region 7 og 8 er tamrein den viktigste matkilden (Mattisson et al. 2014a, Mattisson et al. 2011b, Mattisson et al. 2015). I region 6 har gaupa tilgang til både rådyr og rein, og i områder med tamrein utgjorde rein ca. en tredjedel av gaupas diett (33 % rein, 35 % rådyr) (Odden et al. 2018).

I de andre sørlige rovviltregionene (region 2-5) dominerer rådyr dietten. Gaupa dreper også sau, og forekomsten av sau i gaupas diett avhenger av tettheten av alternative byttedyr som rådyr og tamrein (Odden et al. 2006, Odden et al. 2002, Odden et al. 2013). Sau utgjør en mindre del av dietten der alternative byttedyr er tilgjengelige.

2.7 Jervens økologi

NINA og Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har de siste 30 årene forsket på jervens økologi ved å følge jerver med radio- eller GPS-sender i ulike deler av Skandinavia. I tillegg har det de siste årene foregått forskning på jerv i skogsområder i Innlandet i regi av Universitetet i Innlandet. Forskingen har blant annet gitt data på

forflytningen til jerver, reproduksjon og dødelighet, samt data på hva jervene spiser. I tillegg har data fra den DNA-baserte overvåkingen av jerv gitt ny kunnskap om spredning (Mattisson et al. 2024).

2.7.1 Arealbruk

Forskning på jerver med VHF/GPS-halsbånd har vist at jervens arealbruk varierer mye mellom områder - i gjennomsnitt mellom 170 og 830 km² for hunner og mellom 430 og 1 150 km² for hanner (Landa et al. 1998, Mattisson et al. 2015, Mattisson et al. 2011c, May et al. 2010, Odden et al. 2018, Persson et al. 2010). Leveområdet til en hann overlapper som regel med flere hunner. Basert på sesongvise leveområder (vår, sommer, høst og vinter) for jerv i skogsområder, tyder resultatene på at jerven har noe mindre arealbruk her enn i mer fjellnære områder (Aronsson et al. 2022), men tallene er ikke helt sammenlignbare. Variasjonen i arealbruk kan ikke bare forklares av fødetilgang, men sannsynligvis også av tetthet av jerv. Et høyt jakttrykk på voksne individer på norsk side fører til stadig ledige revir, noe som kan skape ustabilitet i den sosiale strukturen og øke størrelsen på leveområdene hos jerven, som er en sterkt revirhevdende art (Mattisson et al. 2011c). Ledige revir blir raskt okkupert ved at naboer utvider eller skifter revir, eller ved at unge jerver etablerer seg i det ledige området (Aronsson 2017, Gervasi et al. 2015).

Jervens arealbruk går på tvers av grenser. NINA har fulgt totalt 36 jerver med GPS-halsbånd i Finnmark, Troms og Nord-Trøndelag. Av disse beveget nesten halvparten seg over grensen til Sverige, og en tredjedel av disse var også innom Finland minst en gang. De enkelte jervene brukte områder som omfattet fra en til 11 kommuner (i gjennomsnitt tre kommuner) og en fjerdedel av jervene krysset fylkesgrenser. Ingen av jervene i Nord-Norge holdt seg innenfor områdene rovviltneemdene har avsatt som prioriterte for jerv. I Nord-Trøndelag har rovviltneemnda satt av et relativt stort område prioritert for jerv mellom E6 og svenskegrensen. Her oppholdt alle jervene seg innenfor sonen så lenge de var i Norge. Mer enn halvparten av disse jervene hadde imidlertid leveområder som lå delvis på svensk side, eller så utvandret de mot Sverige. Det er imidlertid ikke normalen. Det skjer betydelig oftere at jerven vandrer motsatt vei, fra Sverige og inn i Norge (Gervasi et al. 2015).

2.7.2 Spredning

Jerver som ennå ikke har etablert sitt eget revir kan bevege seg over betydelig større områder og gå langt fra fødestedet. Basert på rekonstruerte slektskapsforhold mellom jervindivider identifisert via DNA og identifi-sering av foreldre-avkom relasjoner, har kunnskapen om natal spredning hos jerv i Skandinavia økt betydelig (Mattisson et al. 2024). I studien undersøkte man hvor nesten 700 jerver ble født og hvor de senere etablerte seg og reproduserte. Spredningsavstanden var i gjennomsnitt 55 km (SE: $\pm 4,3$ km, median: 22 km) for tisper og 94 km (se: $\pm 5,5$ km, median: 64 km) for hanner. De lengste spredningsavstandene var nesten like lang for tisper (632 km) som for hanner (696 km). Mange av jervene etablerte seg i samme forvaltningsregion som de var født, men spredning ble observert mellom alle nærliggende regioner i Norge og Sverige. Sannsynligheten for ingen eller kort spredning (<10 km) varierte mellom føderegioner og var betydelig høyere for tisper (21-53%) enn for hanner (3-13 %).

2.7.3 Reproduksjon

Jerven parer seg i perioden april–august, og implantasjonen av egget skjer først etter 5–8 måneder (Inman et al. 2012). Etter en drektighetstid på 40–50 dager føder jerven ungene i perioden 5. februar til 11. mars (90. persentil), med et gjennomsnittlig kull på to unger (variasjon 1–4) (Brøseth 2024).

Jerven kan få unger fra to års alder, men vanligvis skjer første yngling når hunnen er 3–4 år gammel (Persson et al. 2006, Rauset et al. 2015). Om jerven får unger eller ikke er påvirket av mattilgangen om vinteren. De store energikostnadene ved å få unger gjør at jerven ikke yngler hvert år (Persson 2005). Ynglefrekvensen øker med økende mattilgang, og mye tyder på at jerven yngler oftere i områder med jevn og god tilgang på mat enn i områder der mattilgangen varierer og kan være svært lav vinterstid. Hunndyras alder spiller også en rolle, ettersom kostnaden ved å få unger er høyere for unge og eldre hunner. Det resulterer i at de yngler sjeldnere (Rauset et al. 2015).

Undersøkelsene det vises til her dokumenterer at reproduksjonen påvirkes av miljømessige forhold. I områder med lavere mattilgang vil det være behov for flere voksne hunndyr for å oppnå bestandsmålene, sammenlignet med områder med mer stabil mattilgang. Forvaltningen bør ta høyde for at variasjon i antall registrerte ynglinger mellom år kan skyldes endringer i antall jervetisper som får unger, snarere enn endringer i bestandens størrelse. Dette blir tydelig når man sammenligner bestandstall basert på DNA fra individuelle jerver med antall registrerte ynglinger mellom år.

2.7.4 Diett

Jerven er en opportunist som spiser det den finner, og dietten varierer etter hva som er tilgjengelig. I reinbeiteområder er tamrein en viktig matkilde – både som bytte den selv dreper, og som kadaver den finner. Andelen rein i kosten varierer imidlertid mellom områder. I region 8 utgjør tamrein hele 88 – 95 prosent av dietten, mens den i nordlige deler av region 6 bare står for rundt 40 prosent (Mattisson et al. 2016). Der spiller også elgkjøtt en større rolle, enten fra åtsler eller slakterester etter jakt, i tillegg til mindre dyr og annet åtsel. Også utenfor reinbeiteområder viser studier at jerven har en variert diett, med stor andel åtsel (Aronsson et al. 2022).

Selv om jerven er en utpreget åtseleter – to tredjedeler av maten stammer fra døde dyr – kan den også være en effektiv jeger. Om sommeren dreper den særlig reinkalver, og flest i områder med lav kalvevekt og der det er høy tetthet av rein. Om vinteren tar den færre dyr, men kan likevel drepe voksne rein når snø- og værforholdene ligger til rette for det.

Jerven er kjent for å lagre maten sin. Den deler opp byttet og flytter delene til skjulte og kjølige lagringsplasser – i snø, mellom steiner, i myr eller til og med i trær. Disse «naturlige kjøleskapene» gjør at den kan fordele matforrådet utover året. Selv om hamstringen krever mye energi, er den avgjørende for jervens overlevelse og reproduksjon i et miljø med uforutsigbar mattilgang.

2.8 Geografisk differensiert forvaltning

Stortinget har ved behandlingen av rovviltmeldingen (2004) og rovviltforliket (2011) slått fast at geografisk differensiert rovviltforvaltning skal være et bærende prinsipp for å redusere konflikter mellom rovdyr og

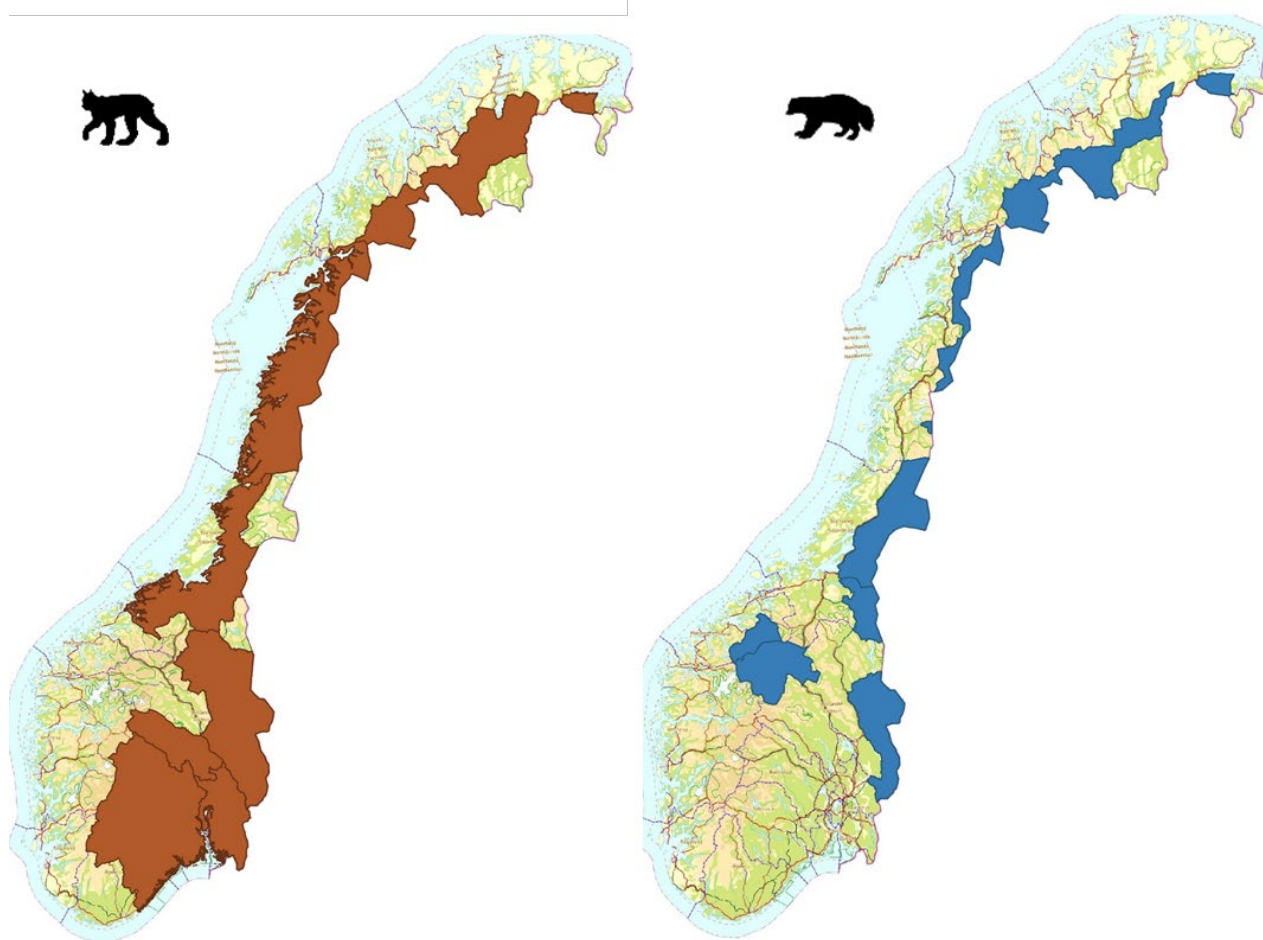
beitenæring. Prinsippet innebærer tydelig soneinndeling der man har uttak av skadegjørende individer i prioriterte beiteområder, mens man tilpasser husdyrholdet i prioriterte rovviltområder. For at dette systemet skal fungere må (1) rovdyrsonene være store nok til å romme leveområdene som rovdyreindividerne krever for å oppnå bestandsmålene, og sonene må inneholde habitat rovdyrene foretrekker. Videre kreves det (2) omfattende forebyggende tiltak og tilpasning av beitebruk i rovviltområdene, samt (3) et effektivt uttak av rovdyr fra prioriterte beiteområder.

Den regionale rovviltforvaltningen i Norge ble evaluert i 2016 (Krange et al. 2016). En av konklusjonene var at de regionale rovviltmyndighetene i begrenset grad hadde lyktes med bruk av geografisk differensiert forvaltning av jerv og gaupe (**figur 5**). Rapporten slo også fast at i de nordlige rovviltregionene ville det ikke være mulig å nå regional målsetning om antall ynglinger av jerv og gaupe innenfor rovviltsonene. Hovedproblemet er at sonene er for små til å romme de store leveområdene til gaupe og jerv. Dermed vil rovdyrene individuelle leveområder strekke seg på tvers av ulike forvaltningssonene (Mattisson et al. 2015). Region 7 har økt arealet på gaupesonen, mens region 5, 6 og 7 har minsket arealet på jervesonen i ettertid.

Videre viste rapporten fra Krange et al. (2016) at det i liten grad var gjennomført effektive tapsreducerende tiltak i områder der gaupe og jerv var gitt prioritet. Tvert imot hadde antall sau på utmarksbeite vært relativt stabilt, og tapene i disse områdene hadde ikke vært høye nok til å motivere endringer i måten sauehold drives.

Reindriften er svært arealkrevende og dekker nesten halvparten av Fastlands-Norge. I rovviltforliket fra 2011 (pkt. 2.2.19) slås det fast at det ikke skal være rovdyr som representerer et skadepotensial i prioriterte beiteområder for husdyr og kalvingsområder for tamrein. Dette har vist seg svært vanskelig å gjennomføre da rovdyrene som nevnt beveger seg over svært store arealer (se kap. 2.6 og 2.7). Rapporten fra Krange et al. (2016) slo fast at for reindriften er sannsynligvis den beste strategien å tillate spredte populasjoner av store rovdyr for å holde tapene på et akseptabelt nivå for hver reineier.

Reindriften på sin side viser til at reinen er spesielt sårbar i kalvings- og pregningstiden, og mener at kalvingsområder skal være rovviltfrie områder. Reindriften er, på samme måte som rovviltbestandene, arealkrevende med spredte kalvingsområder fra Femunden i sør til Finnmark i nord. Det er derfor ikke mulig å ha en forvaltning der alle kalvingsområder er rovviltfrie samtidig som det skal oppnås bestandsmål for rovvilt i den nordlige delen av Norge.



Figur 5. Forvaltningsområder for gaupe (venstre) og jerv (høyre) i 2025.

2.9 Vurdering av tilgjengelig areal i regionene

Vi har her gjort enkle beregninger av hvor stort areal som kreves for å oppnå det fastsatte antall ynglinger av gaupe og jerv i de ulike rovviltregionene. En mer presis vurdering av tilgjengelig areal ville krevd mer detaljerte analyser av faktisk egnet habitat, men dette lå utenfor rammen for dette oppdraget.

2.9.1 Beregning av gaupas arealkrav

Som vist i kapitlene over varierer leveområdenes størrelse for hunngauper mellom rovviltregionene. Også andelen hunngauper som går med unger om vinteren varierer noe regionalt. Dette har vi tatt hensyn til når vi beregner hvor stort areal som kreves for å oppnå dagens målsetting for antall familiegrupper i de ulike rovviltregionene.

I beregningene inkluderte vi regionale forskjeller i andelen hunngauper med unger om vinteren (**tabell 5**). Dette innebærer at region 5, 7 og 8 trenger noe flere hunngauper for å nå bestandsmålet sammenlignet med region 2, 3, 4 og 6. Vi beregnet arealkravet per hunngaupe ved å beregne størrelsen på leveområder for

hunngauper (79 gaupeår) som 95 % minimum konveks polygon (MCP) (**tabell 3**). Gaupa er knyttet til skogen, selv om de særlig i nord kan oppholde seg på fjellet i perioder (Mattisson & Odden 2016). Vi beregnet derfor videre arealene i skog innenfor gaupenes leveområder (**tabell 3**). Vi ser at gjennomsnittlig areal skog innenfor leveområdene til hunngauper varierer relativt lite (fra 149-857 km²). I illustrasjonen nedenfor har vi derfor benyttet arealkrav på 250 og 500 km² skog. Deretter har vi tatt ut hvor mye skog det er innenfor rovviltregionene.

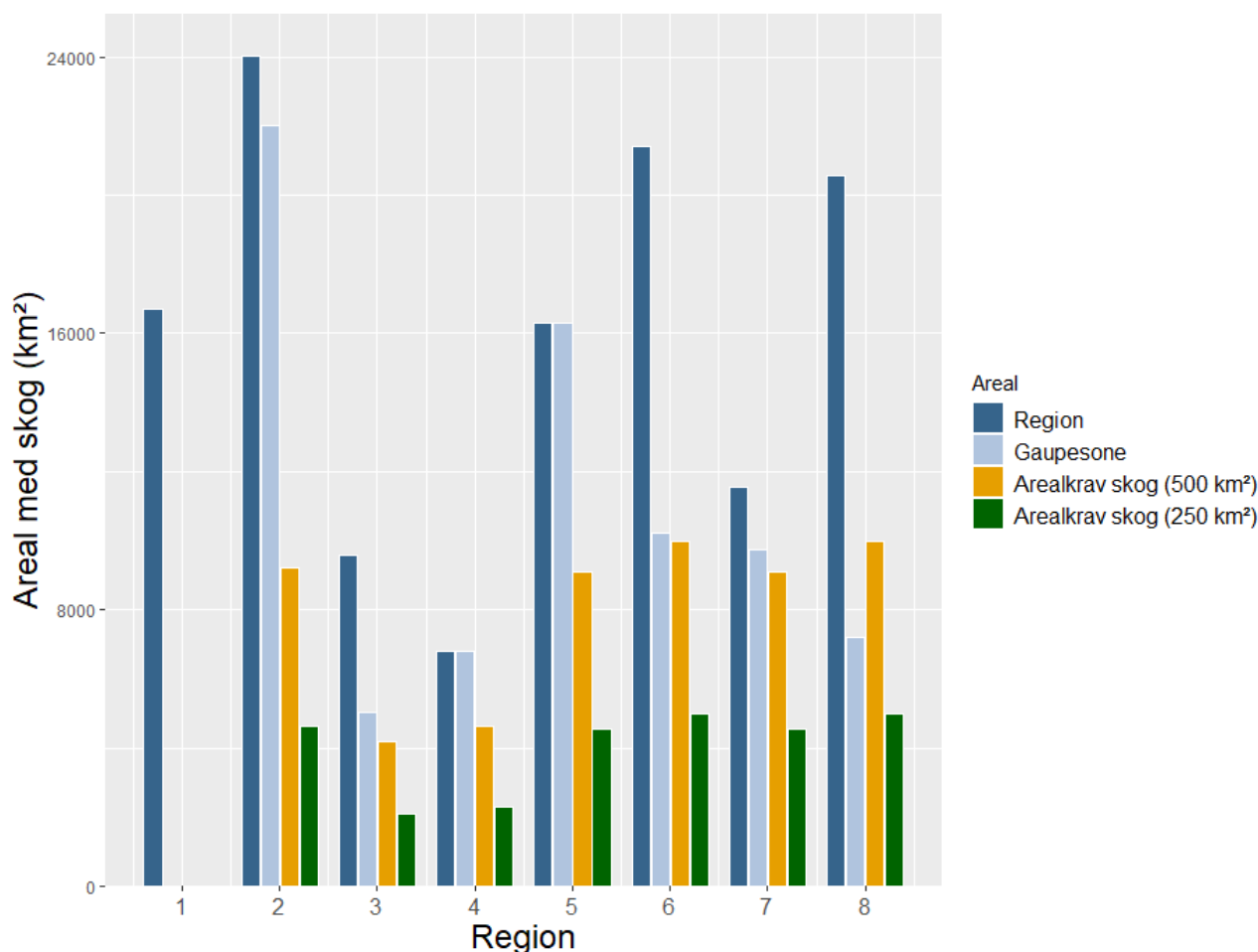
Figur 6 viser hvor stort areal som kreves for å oppnå det fastsatte antallet familiegrupper av gaupe i de ulike rovviltregionene, målt opp mot regionenes tilgjengelige skogareal. Analysene viser at alle regionene er store nok til å innfri dagens bestandsmål, både dersom man legger til grunn et arealkrav på 250 km² og 500 km² skog per hunngaue. Samtlige regioner har også potensiale for å øke målsettingen på antall familiegrupper utover dagens nivå.

Rovviltregion 7, og til dels region 5, er de regionene der dagens målsetting beslaglegger den største andelen av skogarealet. I regionene 1, 2, 3, 4, 6 og 8 utgjør dagens målsetting en mindre del av tilgjengelig areal, og det er disse regionene som har størst potensiale for å øke bestandsmålene.

Vi understreker at dette er enkle analyser. En mer presis vurdering av tilgjengelig areal ville krevd detaljerte analyser av faktisk egnet gaupehabitat i hver rovviltregion, noe som lå utenfor rammen for dette oppdraget. Etter vår vurdering gir de enkle beregningene likevel en god indikasjon på om regionene har tilstrekkelig areal til å oppfylle dagens bestandsmål. Videre bygger beregningene på en forutsetning om at hunngaupers leveområder ikke overlapper. Data fra Scandlynx-prosjektet viser at hunngauper kan ha overlappende leveområder, men graden av overlapp varierer betydelig.

Tabell 5. Oversikt over hvilke tall vi har benyttet for andelen gaupehunner med rekrutter (unger i registreringsperioden) i beregningene.

Rovviltregion	Antatt andel gaupehunner med rekrutter
1	0
2	0,65
3	0,60
4	0,65
5	0,55
6	0,60
7	0,55
8	0,50



Figur 6. Hvor stort areal som kreves for å oppnå dagens målsetting om antall familiegrupper av gaupe i de ulike rovvilt-regionene i forhold til tilgjengelig areal av skog i de ulike regionene. Mørkeblå søyle viser skogareal (km²) tilgjengelig i hver region. Lyseblå søyle viser skogareal tilgjengelig innenfor dagens gaupesoner i hver region. Gul søyle viser arealene som kreves for å oppnå det årlige bestandsmålet gitt at hver hunngaue i gjennomsnitt krever 500 km² skog. Grønn søyle viser arealene som kreves for å oppnå det årlige bestandsmålet gitt at hver hunngaue i gjennomsnitt krever 250 km² skog.

2.9.2 Beregning av jervens arealkrav

Vi har beregnet hvor stor jervesonen må være for å oppnå bestandsmål per region ved å bruke data om jervetispers arealbehov, kombinert med kunnskap om hvor stor andel av de kjente ynglelokalitetene som registreres med yngling hvert år (ynglefrekvens). Ynglefrekvensen ble beregnet per region (og for Finnmark separat) ved hjelp av data fra alle hilokaliteter i Norge som ble overvåket alle årene i perioden 2016 til 2025 (ti år), og som hadde hatt minst en yngling i løpet av disse ti årene.

Når vi ser på antall ynglinger per hilokalitet i denne tiårsperioden, fordelt på regioner, gir dette et gjennomsnitt på 0,3 for alle regioner (dvs. omtrent hvert tredje år; **tabell 6**). Dette betyr at man bare kan forvente å registrere yngling i omtrent en tredjedel av revirene hvert enkelt år. Vår beregning er basert på observert ynglefrekvens per ynglelokalitet, og ikke på den biologiske ynglefrekvensen per tisper. Forskning på jerv viser en høyere ynglefrekvens per tisper enn det som er estimert her (Persson et al. 2006, Rauset et al. 2015).

Gjennomsnittet per region varierte mellom 2,3 og 3,6 ynglinger per ynglelokalitet i løpet av tiårsperioden (**tabell 6**). Hver region har enkelte ynglelokaliteter med minst fem registrerte ynglinger, og i region 5 og 6 ble det registrert ynglelokaliteter med opptil åtte ynglinger i løpet av tiårsperioden.

Vi kan beregne minimum arealkrav per region som kreves for å oppnå målsettingen for jerveynglinger, basert på forventet ynglefrekvens og et gjennomsnittlig hjemmeområde for en jervetispe. Sivertsen et al. (2018) brukte i tilsvarende beregninger 500 km², basert på eksisterende litteratur fra Norge. Nyere kunnskap tyder imidlertid på at jerven kan ha betydelig mindre leveområder, spesielt i skogsområder. Derfor har vi også beregnet arealkrav basert på et hjemmeområde på 250 km². Det er normalt noe avstand mellom hjemmeområdene, og formen på jervesonen og hjemmeområdenes utforming vil sannsynligvis skape areal som ikke kan brukes for etablering av nye hjemmeområder.

Alle regionene, med unntak av region 7, har per i dag stor nok jervesone til å nå målet basert på et hjemmeområde på 250 km² leveområde (**tabell 7, figur 7**). Dersom vi bruker 500 km² som arealgrunnlag, er også jervesonen i region 8 for liten. Region 3, 5, 6 og Finnmark har derimot kapasitet til flere ynglinger enn det som kreves for å nå målsettingen (basert kun på areal og forutsett at alt areal i sonen er jervehabitat). Hvis man ser på areal som også er utenfor dagens jervesone, er det god plass i alle regionene.

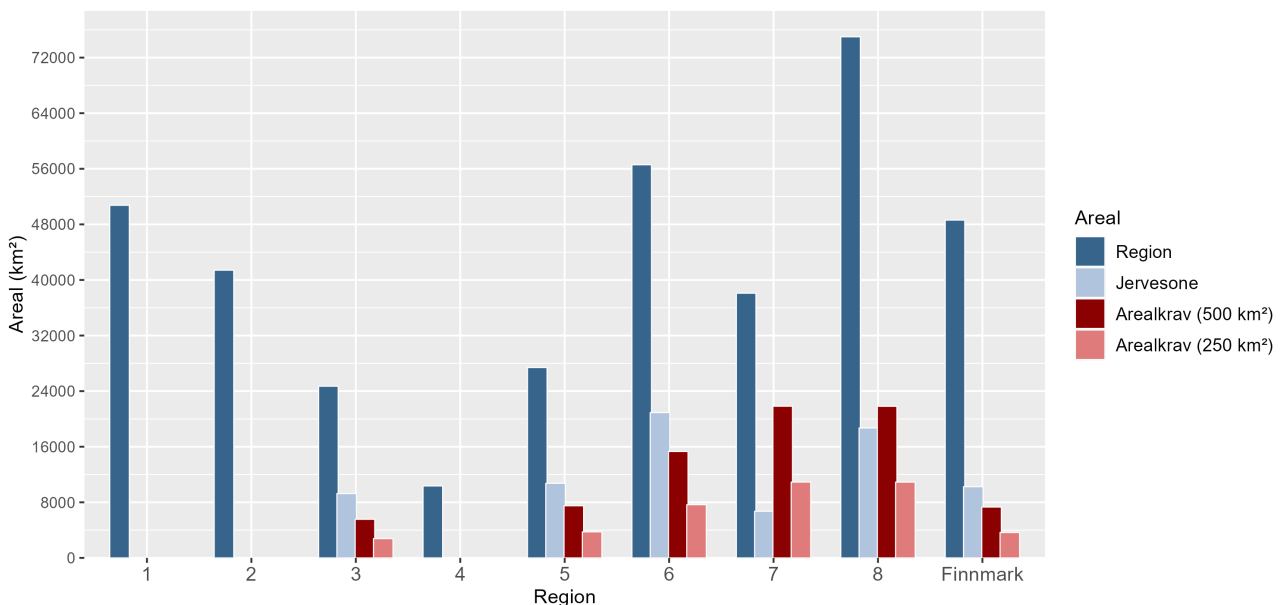
Vi understreker at dette er enkle analyser. En mer presis vurdering av tilgjengelig areal ville krevd detaljerte analyser av faktisk egnet jervehabitat i hver rovviltregion, noe som lå utenfor rammen for dette oppdraget.

Tabell 6. Beregnet gjennomsnittlig registrert ynglefrekvens (antall år med registrert yngling per ynglelokalitet i løpet av en tiårsperiode) per region og for Finnmark, med standardfeil. Maksimal ynglefrekvens for enkelt-yngelelokaliteter per region, samt antall ynglelokaliteter (N Ynglelokaliteter) som inngikk i beregningen i perioden 2016 – 2025, er også angitt.

Region	Ynglefrekvens (Snittverdi ±SD)	Ynglefrekvens (SD)	Ynglefrekvens (Maks)	N (Ynglelok.)
1	0,10		0,1	1
3	0,36	0,17	0,6	15
5	0,33	0,25	0,8	24
6	0,33	0,19	0,8	34
7	0,23	0,12	0,5	31
8	0,23	0,15	0,7	48
Finnmark	0,21	0,13	0,5	20

Tabell 7. Beregnet totalt areal for hver region (og for Finnmark), areal for dagens jervesone innenfor respektive region, samt antall ynglelokaliteter som kreves for å oppnå det årlige bestandsmålet (N ynglelok.) basert på tallene i tabell 6. Totalt arealkrav for disse ynglelokalitetene er beregnet ut fra både 250 km² og 500 km² leveområdestørrelse per tisper.

Region	Bestandsmål	N (Ynglelok)	Areal (km ²) Fylke	Areal (km ²) Jervesone	Areal krav (250 km ²)	Areal krav (500 km ²)
1	0		50747			
2	0		41409			
3	4	11	24711	9260	2778	5556
4	0		10355			
5	5	15	27401	10738	3750	7500
6	10	31	56578	20912	7658	15315
7	10	44	38095	6715	10915	21831
8	10	44	74995	18703	10909	21818
Finnmark	3	15	48618	10247	3659	7317



Figur 7. Totalt areal (km²) for hver region (og for Finnmark separat), areal av dagens jervesone innenfor respektive regioner, samt de arealene som kreves i hver region for å oppnå det årlige bestandsmålet (basert på ynglefrekvens i tabell 6 og 7), beregnet ut fra både 250 km² og 500 km² leveområdestørrelse per jervetisper.

2.10 Genetisk status og levedyktighet hos gaupe og jerv

2.10.1 Definisjon av bestand

Begrepet «populasjon» eller «bestand» er noe uklart definert. Store rovdyr har store leveområder og komplekse sosiale strukturer og det kan være vanskelig å avgjøre hvor én populasjon slutter og en annen begynner. Forskere og forvaltere har derfor ofte måttet trekke grenser mellom populasjoner etter praktiske hensyn. For

å kunne bruke populasjonsbegrepet i praksis er det foreslått å benytte et hierarkisk system med flere nivåer der en «metapopulasjon» er den overordnede enheten som omfatter alle individer med lignende genetisk struktur (Ovaskainen & Saastamoinen 2018). En (sub)populasjon kan ses på som en mer sammenhengende gruppe individer som samhandler regelmessig, der demografien hovedsakelig bestemmes av lokale fødsler og dødsfall.

Det er utfordrende å omtale gaupe og jerv som egne norske populasjoner, ettersom begge arter forekommer sammenhengende over landegrensene og det skjer regelmessig utveksling av både individer og gener mellom landene. Ut fra et biologisk perspektiv bør derfor forvaltning og overvåking av artene skje i fellesskap over landegrenser for å sikre en bærekraftig forvaltning.

Selv om Norge og Sverige i dag ikke har en felles politisk forankret forvaltning av artene, samarbeider landene tett om forskning og overvåking. Det er imidlertid fortsatt uklart hvilken andel av det felles ansvaret for å sikre bestandens levedyktighet Norge må ivareta på egen hånd. Tolkningen av lovverket har over tid utviklet seg – fra at Norge hadde et selvstendig ansvar for å sikre levedyktige bestander innenfor egne grenser, til at vi nå skal bidra til en felles skandinavisk levedyktig bestand.

Uansett tolkningsramme er dagens fokus å bevare genetisk levedyktige bestander, noe som uansett vil kreve tett samarbeid mellom de nordiske landene.

2.10.2 Levedyktige bestander

I naturforvaltningen er det viktig å skille mellom genetiske og demografiske prosesser (Lande 1988). Genetiske prosesser virker over større områder og lengre tidsskalaer, fordi selv sjeldne vandringer kan opprettholde genflyt (Mills & Allendorf 1996). Demografiske prosesser – fødsler og dødsfall – virker derimot lokalt og på kortere tidsskala. Derfor trengs langt flere individer for å bevare genetisk mangfold på lang sikt enn for å unngå demografisk utryddelse på kort sikt.

Demografisk levedyktighet handler om sannsynligheten for at en populasjon av en viss størrelse blir utryddet innen et gitt tidsrom. Det finnes likevel ingen universelle standarder for hvilke modeller som bør brukes for å beregne nivået for demografisk levedyktighet. Usikkerhet i parameterestimering, hvordan tetthetsavhengighet og miljøvariasjon inkluderes, og valg av programvare kan gi svært ulike resultater (Chaudhary & Oli 2020). Derfor brukes ofte «population viability analysis» (PVA) primært til å sammenligne ulike scenarier, heller enn å sette absolutte mål.

Genetisk levedyktighet handler om ivaretagelse av genetisk variasjon på lang sikt, evolusjonært potensiale og unngåelse av innavl. Selv om empiriske data er få, antyder prinsipper som «50/500-regelen» at effektive populasjonsstørrelser må være betydelig større enn dem som kreves for kortsiktig demografisk overlevelse (Traill et al. 2007). I praksis krever dette at populasjoner er så godt knyttet sammen som mulig for å opprettholde genflyt.

I tillegg til demografisk og genetisk levedyktighet kan man også snakke om en «økologisk komponent». Dette innebærer at arten må ha tilgang til alle nødvendige habitatkrav (byttedyr, skjul, yngleområder), samtidig som arten selv påvirker sitt miljø gjennom predasjon og andre interaksjoner. For store rovdyr betyr dette at populasjonsstørrelser må være store nok til å opprettholde naturlige økologiske prosesser, ikke bare overleve som isolerte individer. Vern av bestander handler derfor ikke bare om å unngå utryddelse, men også om å sikre at arten kan utføre sin naturlige rolle i økosystemet.

2.10.3 Genetisk status

Selv om bestandsstørrelsene og den geografiske utbredelsen til gaupe og jerv i Skandinavia har økt de siste 40 årene, er det usikkerhet knyttet til artenes genetiske levedyktighet. Studier har vist at den norske bestanden av gaupe har lavere genetisk diversitet og høyere grad av innavl sammenliknet med gauper i Finland og de baltiske landene (Mueller et al. 2024). Tilsvarende har studier dokumentert svært lav genetisk diversitet og indikasjoner på innavl hos jerv i Skandinavia (Ekblom et al. 2018). Den relativt lave genetiske variasjonen og høye graden av innavl skyldes trolig historiske flaskehalser, da artene nesten ble utryddet i Skandinavia, kombinert med geografisk isolasjon fra andre bestander.

Genflyt og genetisk struktur i Fennoskandia har blitt undersøkt for gaupe og jerv og resultatene har avdekket ganske like mønstre hos begge artene. Hemmingmoore et al. (2024) undersøkte genflyt mellom den skandinaviske og finske gaupebestanden ved hjelp av vevsprøver fra døde gauper samlet inn i Sverige, Norge og Finland i perioden 2019–2022. Analysene viste at det var lite genetisk struktur innad i Skandinavia, men at Skandinavia og Finland var adskilte genetiske bestander. Analysene viste videre at de ikke var fullstendig isolert fra hverandre, men det synes å være begrenset genflyt mellom Finland og Skandinavia. De genetiske analysene identifiserte ett migrerende individ fra Finland til Sverige, og ingen nære slektskapsforhold mellom individer i de to bestandene. De beregnet videre at migrasjonsraten trolig var høy nok til å overstige terskelen på én migrant per generasjon, som kan være nødvendig for å motvirke tap av genetisk variasjon (Mills & Allendorf 1996). Tilsvarende analyser av jerv har vist at Skandinavia og nordlige deler av Finland tilhører samme genetiske gruppe, som er atskilt fra jerv i sørlige Finland (Lansink et al. 2022). Svært få jerver fra det sørlige Finland har blitt detektert i Skandinavia eller nordlige del av Finland (Kleven et al. 2019, Lansink et al. 2020).

Til tross for gaupe og jervens evne til langdistansespredning (Samelius et al. 2012, Mattisson et al. 2025) er genflyt mellom Skandinavia og Finland lav. For at den skandinaviske bestanden av gaupe og jerv skal være levedyktig vil en bestand i Troms og Finnmark kunne være viktig for å bevare konnektivitet og øke sannsynligheten for genflyt fra den finsk-russiske bestanden.

2.11 Nasjonale referanseverdier for rovvilt i Sverige

For at en art skal klassifiseres som levedyktig på lang sikt, må det finnes nok individer av arten, men også tilstrekkelig store områder med riktig habitat. Når myndighetene setter mål for ulike arter, er det viktig å ta hensyn til samspillet med andre arter og med samfunnet som helhet. I Sverige fastsetter Riksdagen intervaller for referanseverdier, og Naturvårdsverket har som oppgave å rapportere en spesifisert referanseverdi for hver rovdyrart til EU. Referanseverdien angir det minste antallet individer av rovdyr som bør finnes i Sverige. Bevaringsstatusen for rovdyr rapporteres til EU hvert sjette år i henhold til EUs arts- og habitatdirektiv. Den siste rapporteringen ble utført i august 2025. Bestanden må være større enn referanseverdien for at aktiv forvaltning skal være mulig.

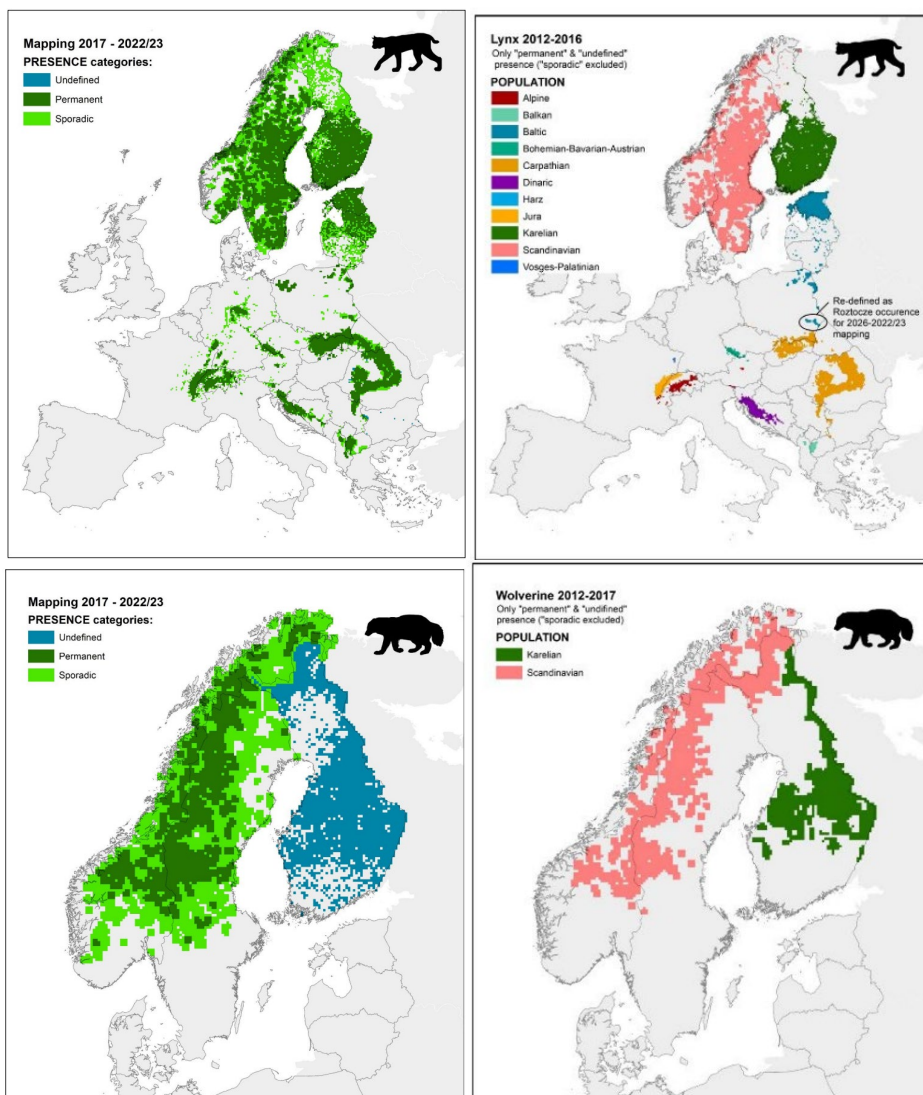
På regionalt nivå deles referanseverdiene ned til minimumsnivåer. Et minimumsnivå angir dermed minimumsantallet for rovdyr på regionalt nivå. De totale minimumsnivåene må ikke være lavere enn en nasjonal referanseverdi for hver art, såkalt «gunstig bevaringsstatus».

For gaupe ble det fastsatt minimumnivåer sist i 2024. Dette ble fastsatt til 870 individer, og ble rapportert til EU som nasjonal referanseverdi for gunstig bevaringsstatus.

For jerv ble det fastsatt miniminivåer sist i 2024. Dette ble fastsatt til 600 individer, og ble rapportert til EU som nasjonal referanseverdi for gunstig bevaringsstatus.

2.12 Bestandsstatus i Finland

Gaupe og jerven i Finland er strengt beskyttet under EUs habitatdirektiv. Bestanden av gaupe har økt betydelig siden 1970-tallet, fra rundt 107 individer i 1978 til 2 155–2 280 dyr i 2021. Arten er nå klassifisert som «Livskraftig». I forvaltningen av gaupe deles Finland i to hovedområder: reindriftsområdet i nord og resten av landet. I reindriftsområdet er gaupebestanden relativt liten, mens den er mer tallrik i andre deler av Finland (**figur 8**). Bestanden av jerv er tidobbelst siden begynnelsen av 1990-tallet og er nå på rundt 400 individer (385–390 jerver i 2020, hvorav 135–140 i reinbeiteområdene). Arten har også spredt seg sørover fra sin tradisjonelle utbredelse i Øst- og Nord-Finland (Lämsä et al. 2025) (**figur 8**). Jerven er fortsatt klassifisert som sterkt truet i Finland.



Figur 8. Utbredelse til gaupe og jerv i Europa i perioden 2017–2022/23 (venstre), og bestander av gaupe og jerv i Europa (høyre) fra Kaczensky et al. (2024). Hver bestand har ulike farge. Avgrensing mellom ulike bestander er delvis trukket av praktiske hensyn.

3 Problemdefinisjon

Denne utredningen omfatter tiltak som å redusere og/eller flytte bestandsmålene for gaupe og jerv i forvaltningsregionene 6, 7 og 8, med mål om å redusere belastningen på reindriften.

Miljødirektoratet har tidligere utredet en reduksjon av gjeldende bestandsmål for brunbjørn i Norge (Miljødirektoratet 2023a) og en utredning om endring av bestandsmål for ulv i Norge (Miljødirektoratet 2023b). Problemstillinger rundt disse artene er derfor ikke tema i denne utredningen. Denne utredningen er også spesifikt knyttet til et mål om å redusere belastningen på reindriften, og er derfor også knyttet til forvaltningsregionene 6, 7 og 8, der hoveddelen av reindriften i Norge utøves.

Selv om utredningen er knyttet til reindrift og utfordringer i de tre nordligste forvaltningsregionene, kan alternative tiltak (se kap. 4) påvirke lokalsamfunn og annen beitenæring (sauehold) i de sørlige forvaltningsregionene.

3.1 Belastning for reindriften

I Norge foregår reindriften over et område på ca. 145 000 km², tilsvarende nesten 45 % av Fastlands-Norge. Det er store topografiske og klimatiske forskjeller mellom de ulike reinbeiteområdene, og det er også forskjeller i driftsmønster (reinbase.no). Finnmark er det største reindriftsfylket, og vi finner nesten 75 % av reinen her. I Finnmark beiter reinen i kystnære områder om sommeren, mens vinteren tilbringes på de tørre og kalde viddene i indre Finnmark. Slik gis reinen tilgang til beiter hvor det vanligvis er lite snø og sjelden ising om vinteren, og derfor gode beiter. I kystområdene fra Troms til Nord-Trøndelag er beitemønstret mer sammensatt. I Troms beiter enkelte flokker ute på øyene året rundt, mens andre forflytter seg innover i landet om vinteren. I Nordland og Nord-Trøndelag er flytting ut mot kysten vanlig om vinteren. Noen få flokker flytter også over til vinterbeiter i Sverige. Kystområdene preges av frodige sommerbeiter, men har variabel tilgang til mat gjennom vinteren som følge av mye snø og ising. En tommelfingerregel er at tilgangen på mat gjennom sommeren bestemmer størrelsen på reinen, mens mattilgangen gjennom vinteren er avgjørende for hvor stor tetthet av dyr man kan ha (reinbase.no).

Forskning har vist at store rovdyr i stor grad lever av rein i hele Nord-Skandinavia, og rovdyr oppfattes av reindriften som den viktigste enkeltårsaken til tap av rein og lav produktivitet. Basert på omsøkte og erstattede dyr er tapene til gaupe og jerv omfattende (se oppsummering i Hansen et al. 2019). Siden reindriftsåret 2013/2014 er det søkt om erstatning for 772 702 rein i Norge, og det er utbetalt erstatning for 218 921 rein til alle rovviltartene (ulv, bjørn, gaupe, jerv, kongeørn og fredet rovvilt) ifølge Rovbase (**figur 9 – 11**). Gaupe og jerv stod for henholdsvis 63 289 og 68 038 av disse erstattede tapene. Kalvetap utgjør 77 % av det erstattede tapet.

De erstattede tapene er basert på dokumenterte rovviltskader. Feltpersonell i Statens naturoppsyn (SNO) gjennomfører en uavhengig kadaverundersøkelse av innmeldte kadaver der det er mistanke om at rovvilt har drept dyrene. I perioden fra 2013/2014 til 2023/2024 har dokumenterte tap utgjort mellom 3 og 6 % av de erstattede tapene årlig. Andelen av de udokumenterte tapene som faktisk blir erstattet blir fastsatt etter en skjønnsmessig vurdering gjort av statsforvalteren (**figur 9**).

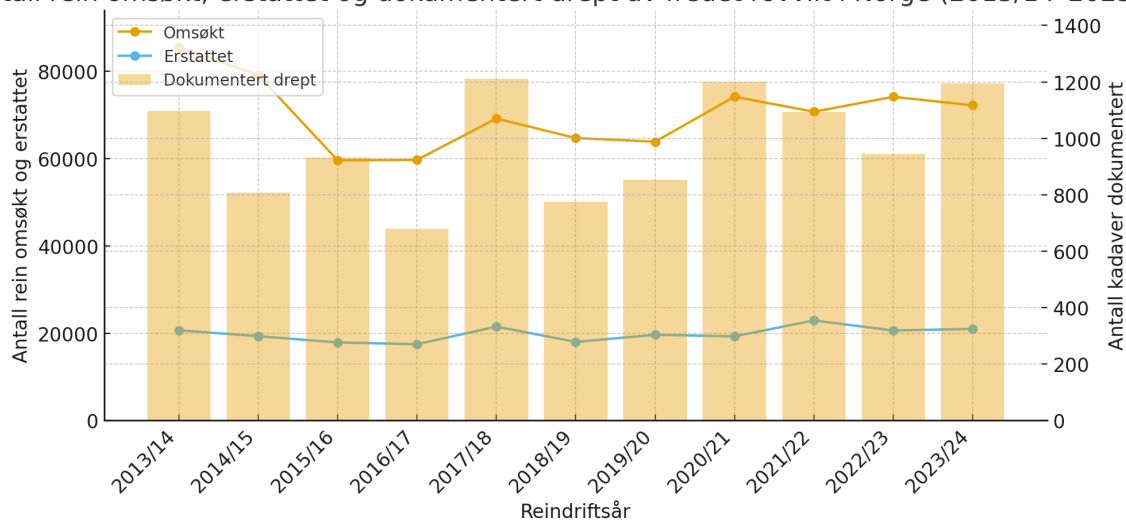
Det største antallet erstattede rein er i Vest- og Øst-Finnmark reinbeiteområder, der 121 400 rein er erstattet siden 2013/2014 (rovbase.no). I Nordland er det i samme periode erstattet 34 805 rein. I Troms og Nord-

Trøndelag er det erstattet henholdsvis 20 312 og 28 387 rein, og i Sør-Trøndelag/Hedmark ble det erstattet 9 465 rein til store rovdyr.

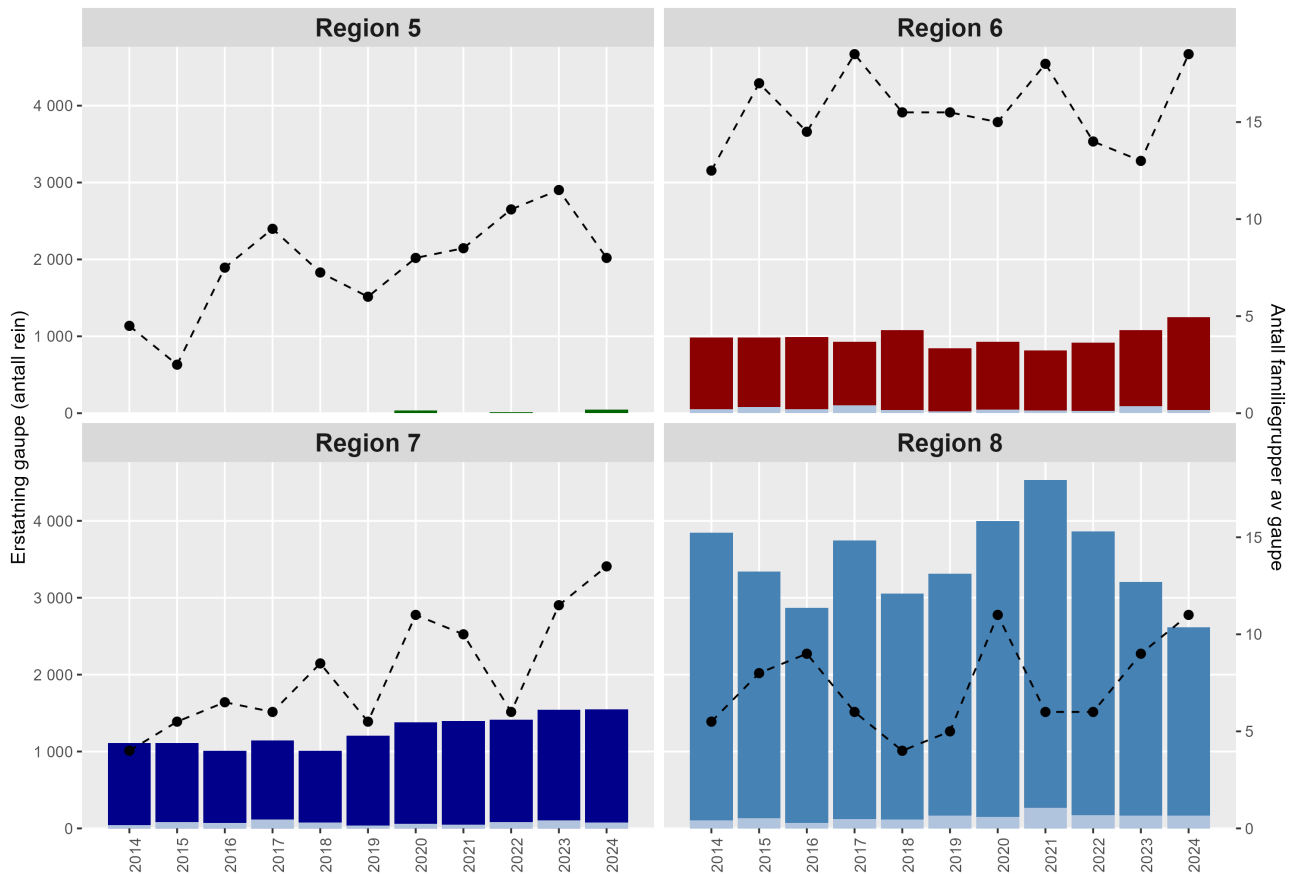
De største tapene er altså innenfor region 8 (Troms og Finnmark) og det er også der den største erstatningen blir utbetalt. Figur 9 - 11 viser utbetalt erstatning per år og region, sammen med bestandstall for gaupe og jerv. Disse illustrasjonene viser at det ikke finnes noen enkel sammenheng mellom bestandsstørrelsen av gaupe og jerv og omfanget av erstattet tap, og at skadeomfanget (ifølge erstatningsnivåene) per rovdyr varierer mellom regionene.

I perioden fra 2013/2014 til 2023/2024 har dokumenterte tap utgjort henholdsvis 4,8 % og 3,6 % av de erstattet tapene for gaupe og jerv.

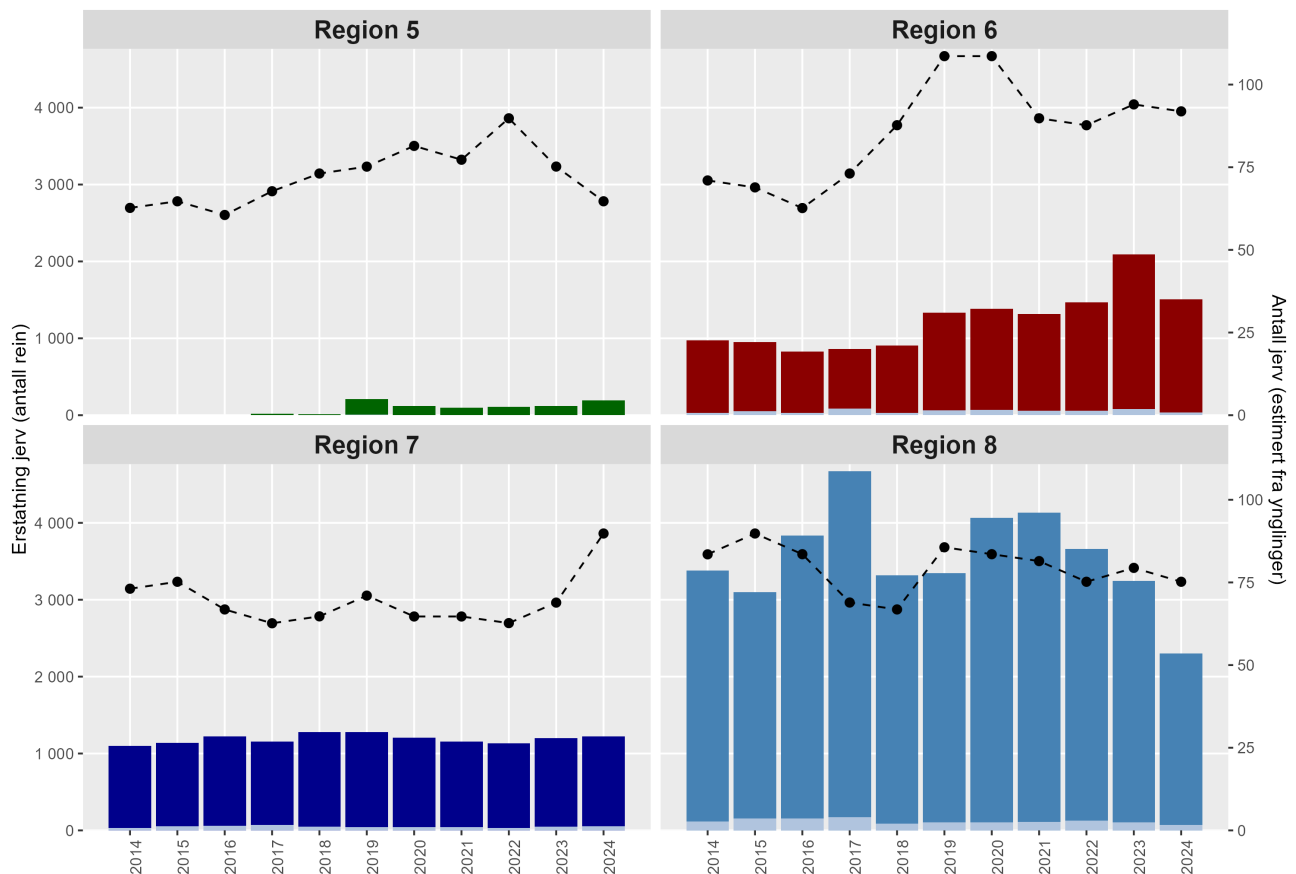
Antall rein omsøkt, erstattet og dokumentert drept av fredet rovvilt i Norge (2013/14-2023/24)



Figur 9. Antall rein omsøkt (rød linje) og erstattet (grønn linje) til alle rovviltartene (ulv, bjørn, gaupe, jerv, kongeørn og fredet rovvilt) i Norge i perioden 2013/2014-2023/2024 (venstre akse). Gule søyler viser antall kadaver dokumentert som drept av de ulike rovviltartene (høyre akse) i samme periode. Data fra Rovbase.no.



Figur 10. Antall rein erstattet der gaupe er antatt skadevolder per rovviltregion (reinlagene er ikke tatt med) i reindriftsårene 2013/2014 til 2023/2024 (søyler). X-aksen viser starten av reindriftsåret (2014 = 2014/2015). Antall familiegupper av gaupe (svart linje) er vist på høyre y-akse. De lyseblå delene av søylene viser antall rein dokumentert eller antatt sikkert drept av gaupe per reindriftsår.



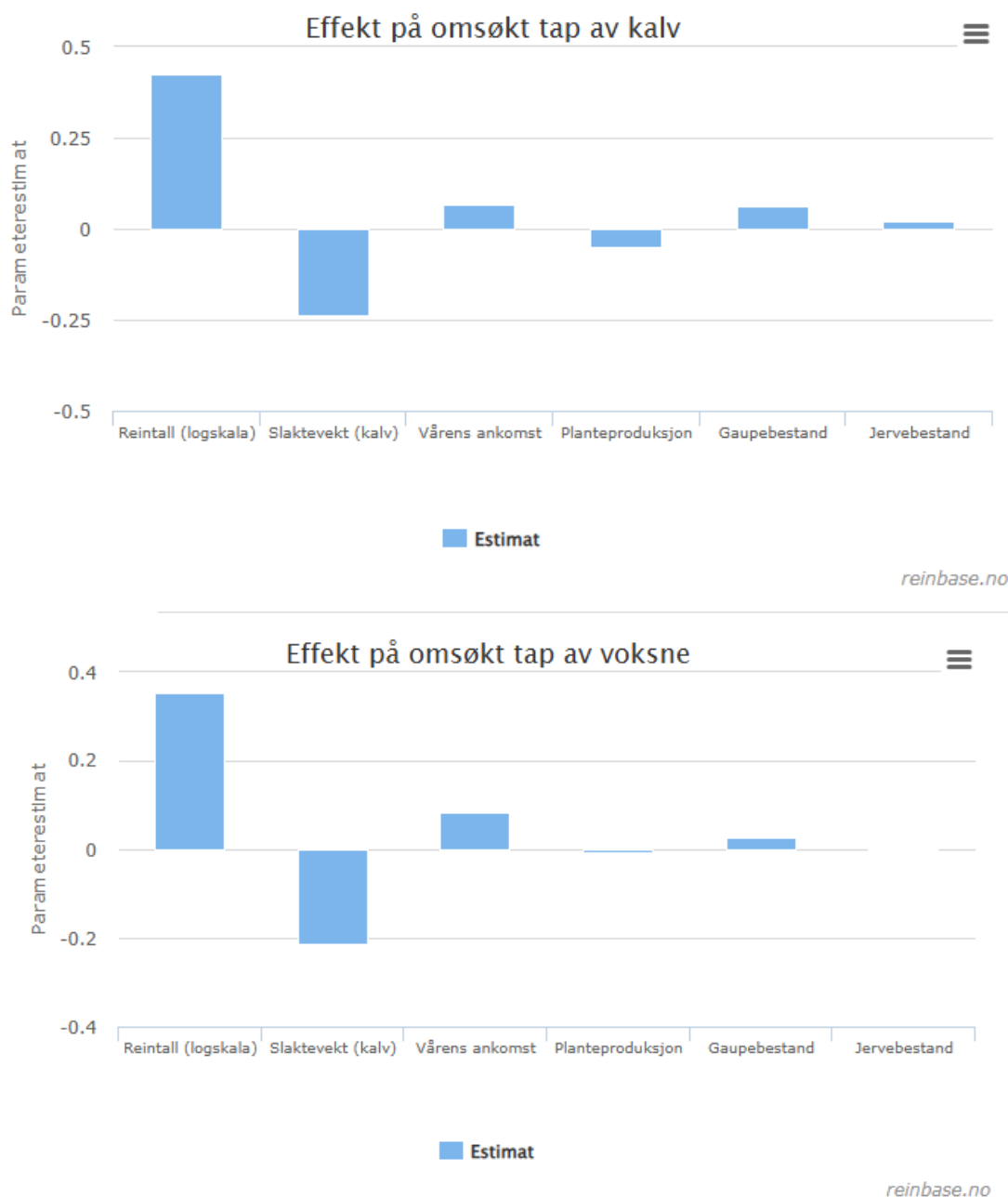
Figur 11. Antall rein erstattet der jerv er antatt skadevolder per rovviltregion (tamreinlagene er ikke tatt med) i rein-driftsårene 2013/2014 til 2023/2024 (søyler). X-aksen viser starten av reindriftsåret (2014 = 2014/2015). Antallet jerv (voksendyr) er estimert på bakgrunn av antall registrerte ynglinger de tre siste årene (rovdata.no) (x=2014 tilsvarer overvåkingsårene 2013-2015; høyre y-akse (rovdata.no) De lyseblå delene av søylene viser antall rein dokumentert eller antatt sikkert drept av jerv per reindriftsår.

3.1.1 Reinbase.no

Reinbase.no er et nasjonalt program for overvåking og beregning av produksjon og tap i reindriften som følge av fredet rovvilt og ressursbegrensning (www.reinbase.no). Ved slutten av reindriftsåret rapporterer alle rein-eiere med egen siida-/sijteandel hvor mange rein de hadde ved reindriftsårets start og slutt, hvor mange kalver som er blitt merket, og hvor mange dyr de mener er tapt til fredet rovvilt. I tillegg rapporterer slakteriene hvor mange dyr som er slaktet i hver driftsenhet og vektene på slaktedyrene. Reinbase.no lar oss analysere hvordan omsøkt rovvilttap, andel merket kalv per voksne simle, og reintallsutvikling påvirkes av reintall, kondisjon i reinflokken, miljøforhold og rovviltforekomster. Reinbase bruker gjennomsnittlige vektene fra kalvene som ble slaktet i foregående år som mål på kondisjon i reinflokkene. Som mål på miljøforhold brukes satellitt-basert informasjon over når våren kommer og hvor god planteproduksjonen er. Informasjon om rovviltforekomster er hentet fra Rovdata.

Langtidsdataene fra overvåkingsprogrammet kan hjelpe oss med å forstå hvordan tap av rein henger sammen med forekomst av rovvilt, driftsmessige og klimatiske forhold. Reinbase har en presentasjon av overvåkingsdata i en innsynsløsning, og analysene og figurene nedenfor er tatt fra reinbase.no. Analysene viser at tapene

øker med antall ynglinger av jerv og gaupe, men tetthets- og klimarelaterte faktorer synes å ha sterkere innvirkning på tapene (**figur 12** fra reinbase.no) (Tveraa et al. 2014).



Figur 12. Figuren viser resultatene fra en statistisk modell som undersøker hvilke forhold som betyr mest for hvor mye tamrein som blir meldt tapt til rovvilt. Hver søyle viser effekten av en forklaringsvariabel på tapene. Tallene på y-aksen er parameterestimert, altså hvor sterk og hvilken retning effekten har – jo høyere søyle, desto større påvirkning har den. Søylar som går opp, betyr at tapene øker når denne variabelen øker. Søylar som går ned, betyr at tapene reduseres når variabelen øker. Effekten er relativ og viser retning og styrke, ikke et direkte antall dyr. Analysen er basert på data fra Reinbase.no og omfatter alle tilgjengelige tall fra reindriftsåret 2000 og fram til i dag. Den øverste figuren viser effekten på omsøkt tap av kalv, mens den nederste viser effekten på omsøkt tap av voksne rein. På reinbase finnes også et estimat for hvor store tap hver jerve- og gaupeyngling bidrar med.

3.1.2 Hvor ofte dreper gaupa og jerven rein?

Scandlynx-prosjektet samlet inn data på hvor ofte gaupa og jerven dreper tamrein. I Norge er predasjonsstudiene hovedsakelig gjennomført i Troms og Finnmark, Nord-Trøndelag, og i Sverige i områdene rundt Sarek nasjonalpark. Det finnes lite data fra Nordland. Generelt dreper gaupene flere tamrein enn jerv i løpet av et år (Mattisson et al. 2011a, Mattisson et al. 2015). Gaupas predasjon varierer både med kjønn og årstid. Høyest drapstakt (antall rein drept per tidsenhet) er registrert hos hanngauper om sommeren, samt om vinteren uavhengig av kjønn i områder med god tilgang på rein (Mattisson et al. 2011b). Gaupa forlater vanligvis ikke sitt leveområde når reinen flyttes mellom sesongbeitene (Walton et al. 2017). Dermed reduseres drapstakten naturlig i områder der gaupa mister tilgang til rein på grunn av flytting mellom vinter- og sommerbeiter (Mattisson et al. 2011b).

Tilgangen på alternative byttedyr påvirker også gaupas predasjon på rein. Gaupa foretrekker rein fremfor sau, og forekomst av sau ser derfor normalt ikke ut til å påvirke drapstakten på rein (Mattisson et al. 2014b). Derimot vil gauper med tilgang til rådyr vanligvis ha lavere drapstakt på rein, ettersom rådyr utgjør en betydelig del av dietten der de forekommer (Odden et al. 2018, Sunde et al. 2000).

Jervens predasjon på rein varierer betydelig gjennom året, og påvirkes av blant annet av reintetthet, størrelse på reinen og tilgang på alternative matkilder (Mattisson et al. 2016). Reinkalvenes vekt er nært knyttet til reintettheten (Bårdsen & Tveraa 2012), og jerven dreper flest rein om sommeren når kalvene er små og lette byttedyr (Mattisson et al. 2015). Vintertid er jervens predasjon generelt lav, men varierer mye mellom individer og områder.

Beregnet tap av rein per familiegruppe av gaupe og yngling av jerv vil derfor avhenge blant annet av reintetthet og tilgang til alternative byttedyr. Vi kan beregne predasjon på rein per familiegruppe av gaupe og per yngling av jerv basert på de estimerte drapstaktene (Mattisson & Odden 2016). Beregnet tap per familiegruppe av gaupe er beregnet til 224 rein per familiegruppe i Troms og Finnmark med rein vinterstid og til 106 rein per familiegruppe i Finnmark uten rein vinterstid. For Nord-Trøndelag er beregnet tap per familiegruppe 111 rein. Her er det antatt at en familiegruppe tilsvarer fire voksne gauper. Vi brukte omregningsfaktoren som inngår i bestandsovervåkingen. Denne er beregnet gjennom statistiske analyser av alders- og kjønnsspesifikk overlevelse og reproduksjon, og uttrykker hvor stor del av bestanden som utgjøres av hunner med unger. For gaupe varierer faktoren mellom 5,48 og 6,24 avhengig av byttedyrtilgang (Andrén m.fl. 2002). Siden vår drapstakt er beregnet per hunn med unger, trekker vi ungene fra omregningsfaktoren. Omregningsfaktoren uten unger er $3,8 \pm 0,5$ SE i Bergslagen (høy byttetetthet), $4,7 \pm 0,5$ SE i Sarek (tamrein) og $4,7 \pm 0,8$ SE i Hedmark (lav byttetetthet; Andrén m.fl. 2002).

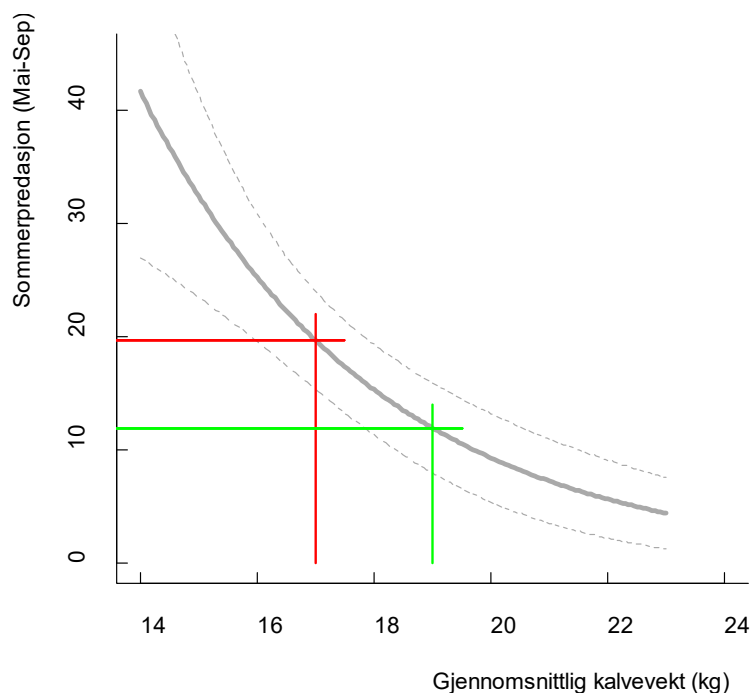
Dataene fra Nord-Trøndelag vil kunne være representative for andre distrikt som har rådyr og/eller hjort tilgjengelig (Sør-Trøndelag, Hedmark og deler av Nordland). I de deler av Nordland hvor rein er eneste hjortevilt er sannsynligvis data fra Troms og Finnmark med rein mer representativt.

Beregnet tap per yngling av jerv er på samme måte beregnet til 303 rein per yngling i Finnmark og 140 per yngling i Troms og Nord-Trøndelag antatt at en yngling tilsvarer seks voksne jerver. For å beregne populasjonsstørrelsen ut fra antall ynglinger brukes kunnskap om hvor stor andel av de voksne tispene som yngler hvert år, ved hvilken alder de får sitt første kull, samt kjønnsfordelingen i bestanden. Modellens parametere bygger på forskning på merkede jerver i Sarek og DNA-overvåking i Norge (Brøseth mfl. 2010; Persson & Brøseth 2011). Predasjonstakten på voksen rein er relativt lav og varierer lite mellom områdene. Jervens predasjonsrate på kalv om sommeren er derimot svært avhengig av størrelsen på kalven (**figur 13**), noe som medfører at den beregnede predasjonen i Finnmark blir betydelig høyere (Mattisson & Odden 2016). Den gjennomsnittlige slaktevekten av reinkalv i distrikter som de merkede jervene beveget seg innenfor var 16,7 kg (14,4-19,7) i Finnmark, 21,1 kg (15,3-23,2) i Troms og 19,6 kg (18-20,8) i Nord-Trøndelag (Mattisson m.fl.

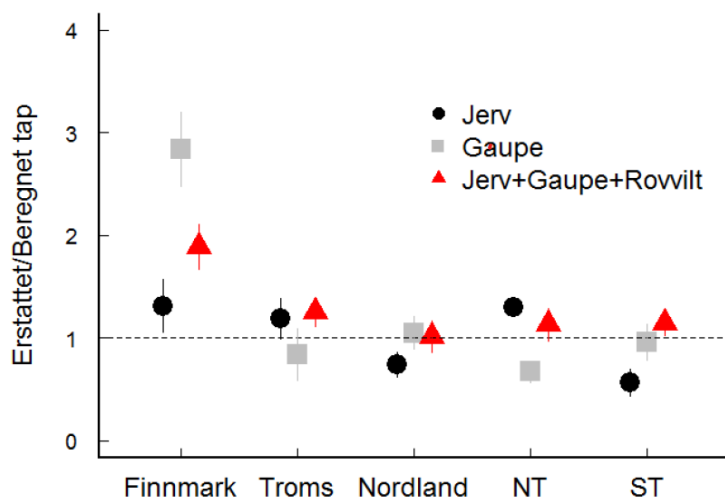
2016). Disse estimatene ligger i samme størrelsesorden som dem beregnet gjennom analysen av omsøkte rovvilttap i lys av gaupe- og jerveynglinger, reintall, slaktevekter og miljøforhold (Tveraa et al. 2014). Også en svensk studie som så på hvordan slakteuttaket i reindriften påvirkes av gaupe- og jerveynglinger gir tilsvarende estimater for tap (Hobbs et al. 2012). Det at flere studier kommer fram til omtrent samme resultat tilsier at vi har god overordnet kunnskap om tapsomfanget voldt av gaupe og jerv.

I mange områder er det store avvik mellom antall rein omsøkt drept av rovdyr og det antallet man forventer at gaupe og jerv faktisk kan drepe basert data på hvor ofte jerv og gaupe dreper tamrein (Mattisson et al. 2015). Eksempelvis ble det i rovviltregion 8 i 2023/2024 søkt om erstatning for mer enn 50 000 rein som drept av rovvilt. Beregnet tap per yngling av jerv og gaupe basert på estimert drapstakt og antall registrerte ynglinger av jerv og gaupe vil ligge betydelig lavere enn det omsøkte tapet og mer på nivå med det som faktisk blir erstattet.

NINA har evaluert erstatningstallene basert på estimert drapstakt og antall registrerte ynglinger av jerv og gaupe (Mattisson et al. 2015/16). Det er en relativt god sammenheng mellom erstattet tap og forventet tap for tamrein i de fleste tamreinområder (**figur 14**). I Finnmark er imidlertid sammenhengningen svakere, og der var det erstattede tapet høyere enn det beregnede tapet basert på data fra forskningen.



Figur 13. Antall reinkalv drept per jerv gjennom en sommer (153 dager) i relasjon til slaktevekt på reinkalv. Den røde linjen indikerer antall reinkalv drept i løpet av en sommer ved en slaktevekt på 17 kg og den grønne ved 19 kg slaktevekt. Figur fra Mattisson & Odden (2016).



Figur 14. Gjennomsnittlig kvotient for erstattet tap (2005-2013) 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 likt det beregnede tapet. Røde punkter er det erstattede tapet av gaupe, jerv og fredet rovvilt slått sammen. Figur fra Mattisson et al. (2015).

3.2 Predasjon på sau

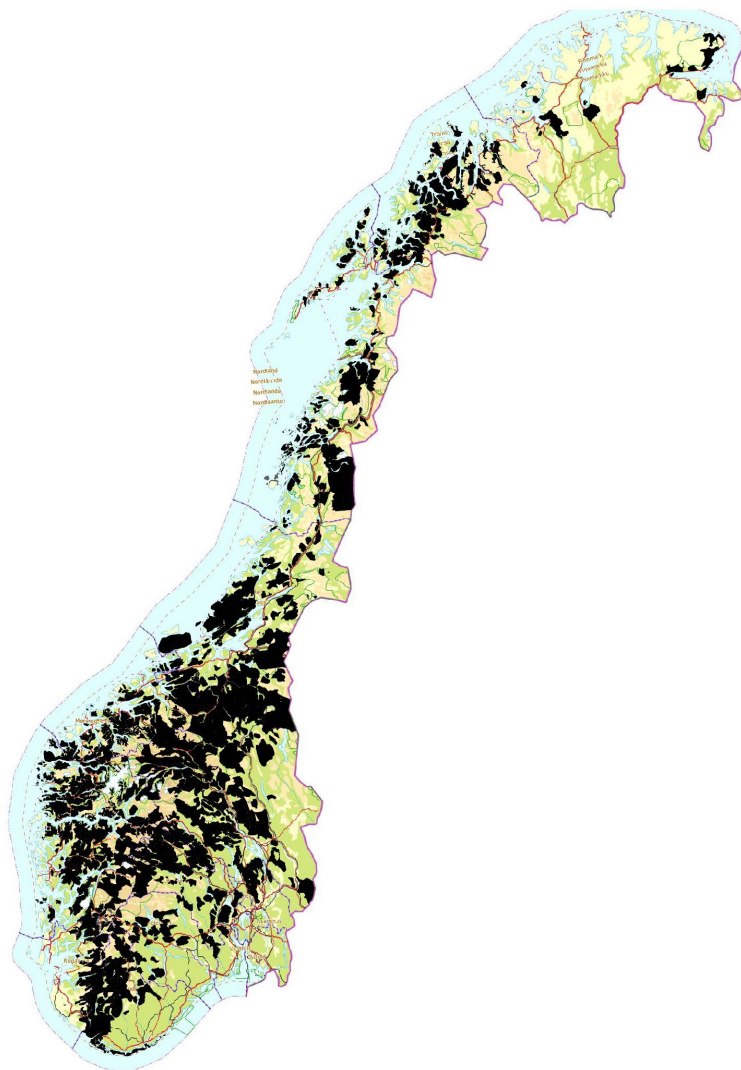
Sauehold har en sentral rolle i norsk utmarksbasert landbruk, og om lag 35 % av landarealet blir benyttet av organiserte beitelag (Rekdal & Angeloff 2021). I 2023 ble det gitt produksjonstilskudd for ca. 1,8 millioner sau, 267 000 storfe, ca. 60 000 geiter og ca. 8 000 hester som har vært på utmarksbeite i minst 5 uker (<https://beitestatistikk.nibio.no/>).

I den norske driftsformen slippes sauene ofte på utmark i perioder uten konstant tilsyn, noe som er forskjellig fra rovviltutsatte beiteformer i andre land der dyr ofte gjerdes inn eller voktes aktivt. Dette gjør at saueholdet blir spesielt utsatt for predasjon fra fredet rovvilt, og Norge er det landet i Europa som erstatter flest sauer som drept av store rovdyr til tross for at mange land har større rovdyrstammer (Gervasi et al. 2021). Siden 2006 er det erstattet 463 983 sau og lam som drept av store rovdyr i Norge (rovbase.no).

NIBIOs beitestatistikk (<https://beitestatistikk.nibio.no/>) viser at det i 2024 ble sluppet ca. 1,2 millioner sau og lam på utmarksbeite i Norge i organisert beitebruk (OBB) (figur 15). Det tilsvarer om lag 72 % av alle dyr på utmarksbeite (basert på produksjonstilskuddstall på ca. 1,78 mill. sau/lam i utmark). Det største antallet beitedyr finner vi på Vestlandet og Sør-Vestlandet (region 1). Vestland alene har over 270 000 dyr i OBB og Rogaland rundt 100 000. Det er imidlertid også mye sau på utmarksbeite i deler av Oppland (region 3), Buskerud, indre Telemark og Agder (region 2). Det er færre beitedyr på utmarksbeite i rovviltregionene 4 og 5, men deler av disse regionene har også betydelig sauehold. I de tre nordligste fylkene er det rovviltregion 6 som har det største antallet sau på utmarksbeite.

I 2016 gjennomførte Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), på oppdrag fra Landbruks- og matdepartementet, en vurdering av hva rovviltbestandene betyr for norsk landbruk (Hansen et al. 2019b, Strand 2016, Strand et al. 2019). Analysene viste at saueholdet var i tilbakegang innenfor rovviltområdene, men at saueholdet økte utenfor rovviltområdene, slik at antall dyr på landsbasis var relativt stabilt. Tilbakegangen var størst i områder med flere og større rovdyrarter. Forvaltningsområdene for gaupe, jerv, bjørn og ulv utgjør om lag 55 % av Norges landareal. Innenfor disse rovviltprioriterte områdene finner man 53 % av de som driver aktivt

landbruk i Norge (søker om produksjonstilskudd). De rovviltprioriterte områdene omfatter 60 % av alt jordbruksareal i drift og halvparten av arealet som benyttes av samisk reindrift. 30 % av landets sauer og lam slippes på beite i disse områdene. Det er gjort noen endringer i areal etter 2016, slik at prosentfordelingen i dag er noe annerledes.



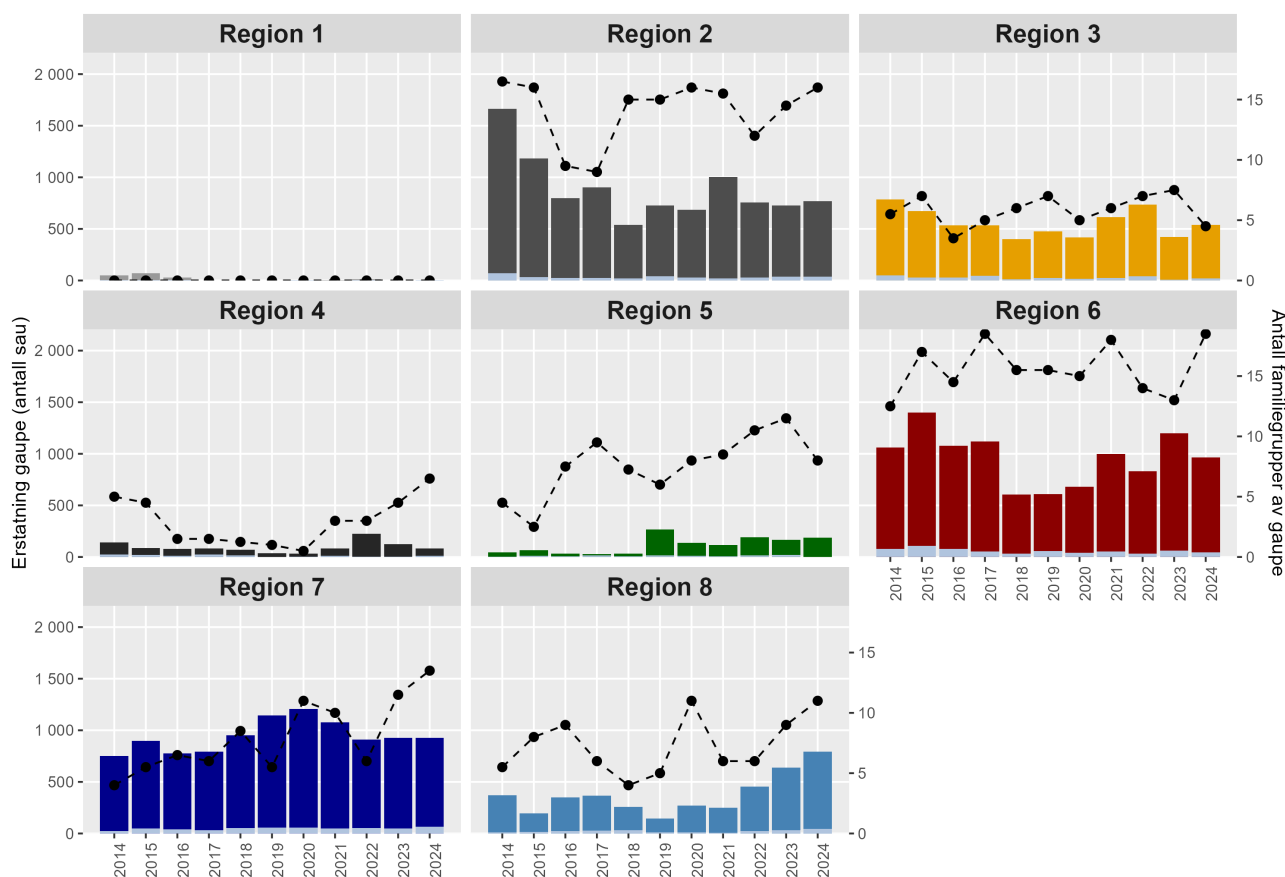
Figur 15. Områder med sau på utmarksbeite basert på data fra Organisert beitebruk <https://beitestatistikk.nibio.no/>.

3.2.1 Gaupas og jervens predasjon på sau

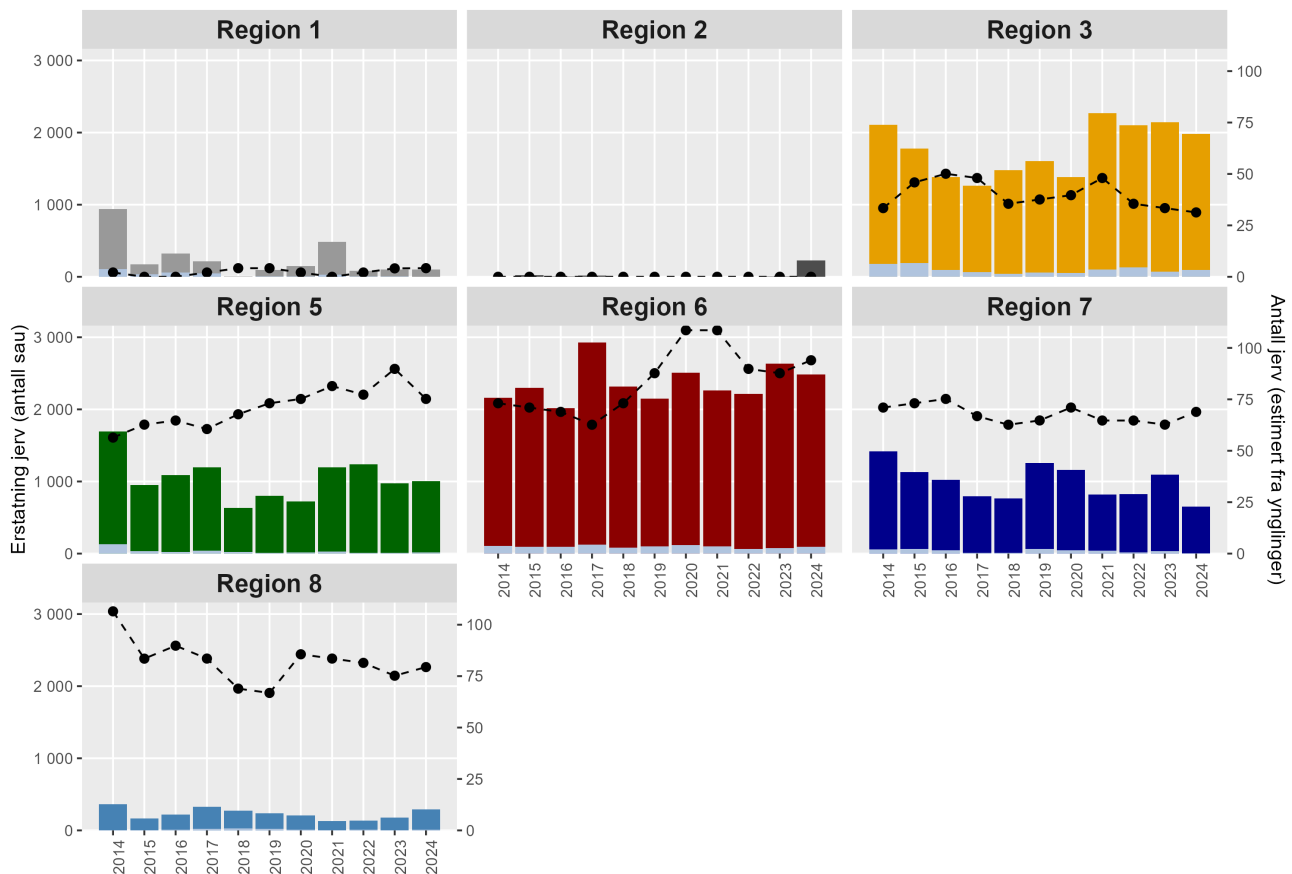
Siden 2006 er det erstattet 463 983 sauer som drept av fredet rovvilt (rovbase.no). Jerv og gaupe er de største skadevolderne, og står for henholdsvis 34,8 % og 24,2 % av de erstattede tapene. Flest sau er erstattet til gaupe i region 2, 6 og 7 (**figur 16**). De største erstattede tapene til jerv finner vi i rovviltregionene 3 og 6 (**figur 17**). I perioden fra 2014 til 2024 har dokumenterte tap utgjort henholdsvis 6,5 % og 5,4 % av de erstattede tapene til gaupe og jerv.

Forskningsprosjektet Scandlynx har tallfestet hvor ofte gaupene dreper sau (drapstakt) i ulike deler av Norge og analysert hvilke faktorer som forklarer variasjonen i drapstakten (Odden et al. 2008, Odden et al. 2002, Odden et al. 2013). Studiet viste at hannauger i områder med lav rådyrtetthet og høy sauetetthet hadde de høyeste drapstaktene. Når tettheten av rådyr øker og tilgangen på sau minker, reduseres antallet sau drept per tidsenhet. I Nord-Norge viste analysene at sannsynligheten for at gaupa dreper sau øker når tettheten av tamrein avtar. Det finnes per i dag ingen data på jervenes drapstakt på sau.

NINA har også evaluert erstatningstall for gaupas predasjon på sau basert på observerte drapstakter og estimert bestandsstørrelse. Analysene fant betydelige avvik fra erstatningstallene for flere rovviltregioner. Generelt ble det erstattet flere sauer enn det som beregnes drept av gaupe.



Figur 16. Antall sau erstattet der gaupe er antatt skadevolder(søyler) per rovviltregion basert på beitekommune. Antall familiegupper av gaupe (svart linje) er vist på høyre y-akse. De lyseblå delene av søylene viser antall sau dokumentert eller antatt sikkert drept av gaupe.



Figur 17. Antall sau erstattet der jerv er antatt skadevolder (søyler) per rovviltregion basert på beitekommune. Antallet jerv (voksen) er estimert på bakgrunn av antall registrerte ynglinger de tre siste årene (høyre y-akse, rovdatab.no). De lyseblå delene av søylene viser antall sau dokumentert eller antatt sikkert drept av jerv. Det er ikke erstattet sau for jerv i region 4.

3.3 Belastning for lokalsamfunn

I mediene og det offentlige ordskiftet handler rovviltkonfliktene oftest om forhold som husdyr og beitebrukeres problemer, om jakt, reduksjon i jaktbare viltbestander og rovdyr (særlig ulv) som en trussel mot hunder, og om frykt, redusert livskvalitet og ubehag i utmarka. Men konfliktene stikker også dypere. De har sammenheng med strukturelle og kulturelle endringer i bygde-Norge, som enkelte grupper opplever som truende. Rovdyrmotstand vever seg inn i dette og blir slik del av et bredere og mer generelt opprør mot samfunnsmessige endringer og sentral makt (Krange et al. 2022, von Essen et al. 2015). Naturvern, inkludert vern av store rovdyr, representerer endring i verdier – en form for modernisering som bryter med, eller står i motsetning til, hva man kan kalle tradisjonell bruk av utmarka (Bruskotter et al. 2017). Det er en urban-rural dimensjon i dette. Tradisjonell bruk av utmarka har sterkere fotfeste i rurale områder, men befolkningen i bygde-Norge er uensartet. Flere studier har vist at hva man mener om rovdyr har sammenheng med utdanning og kulturell orientering (Blekesaune & Rønningen 2010). En slik «middelklassekultur» disponerer for et positivt syn på rovdyr, også på bygda (Skogen & Thrane 2007).

Det er ikke få sider som har vært skrevet om folks ulike meninger om store rovdyr, forvaltningen av dem og de sosiale konfliktene som følger av lovverk og forvaltningspraksis. Samlet kjennetegnes forskningsfeltet av

et betydelig teori- og metodemangfold. Det faller utenfor denne utredningsoppgaven å gi en fyldig gjennomgang, men en skillelinje har relevans nok til å bli trukket fram. Det gjelder en forskjell i perspektiv mellom store holdningsundersøkelser, gjerne med landsrepresentative data, hvor man forsøker å måle en befolknings holdninger til de store rovdyra, og undersøkelser som retter seg mot deler av befolkningen som man kan hevde er særlig berørt.

I Norge har forskere fra NINA flere ganger spurt befolkningen om hva de mener om at det finnes store rovdyr (alle fire) i Norge og etter hvert også om hva de mener om å ha dem i naturen der de selv bor. Undersøkelsene har vist at rovdyr er populære i den norske befolkningen (Krange & Figari 2024, Tangeland et al. 2010). Det gjelder også når vi spør dem om hva de mener om å ha dem som nabo (Krange & Skogen 2018). Denne forskningen har blitt møtt med en kritikk som tar utgangspunkt i at ikke alle er like berørt av at det finnes rovdyr i norsk natur. Her er fokus for eksempel rettet mot rekruttering til bondeyrket og beitebrukeres psykiske helse, og Zhal-Thanem et al. (2020) fant at sauebønder i ulveområder i større grad opplever psykiske plager. Nærhet til rovdyr og rovdyras betydning for rekruttering til beitenæringene eller avvikling av drift har vist seg vanskeligere å dokumentere (Blekesaune 2019, Rønningen 2020, Zahl-Thanem et al. 2020).

På oppdrag for NRK stilte meningsmålingsbyrået Norstat 800 personer i Finnmark spørsmålet; «Bør bestanden av de store rovdyrene bjørn, jerv og gaupe i Finnmark være lavere enn i dag, omtrent som i dag eller høyere enn i dag?» Resultatet ble publisert 01.09.2025³. Undersøkelsen ble foretatt i etterkant av en sommer hvor rovdyra hadde fått særlig stor oppmerksomhet. I Jarfjord samme sommer ble en mann bitt i armen av en bjørn da han var ute og gikk med hunden sin⁴.

Finnmarkinger om rovdyr

Bør bestanden av de store rovdyrene bjørn, jerv og gaupe i Finnmark være lavere enn i dag, omtrent som i dag eller høyere enn i dag?

Search in table			
Search in table			
	Alle	Menn	Kvinner
Lavere	27 %	25 %	30 %
Som i dag	45 %	48 %	43 %
Høyere	11 %	12 %	10 %
Usikker / vet ikke	17 %	16 %	18 %

(Faksimile fra NRKs hjemmeside).

800 personer er et tilstrekkelig antall til at undersøkelsen kan være representativ for finnmarksbefolkningen. Det kommer an på om det er store skjevheter i rekrutteringen til å delta. Avisartikkelen sier ingen ting om det, men antar vi at undersøkelsen gir et riktig bilde av befolkningens oppfatninger om spørsmålet

³ Meningsmåling: De fleste i Finnmark godtar rovdyrene – NRK Troms og Finnmark

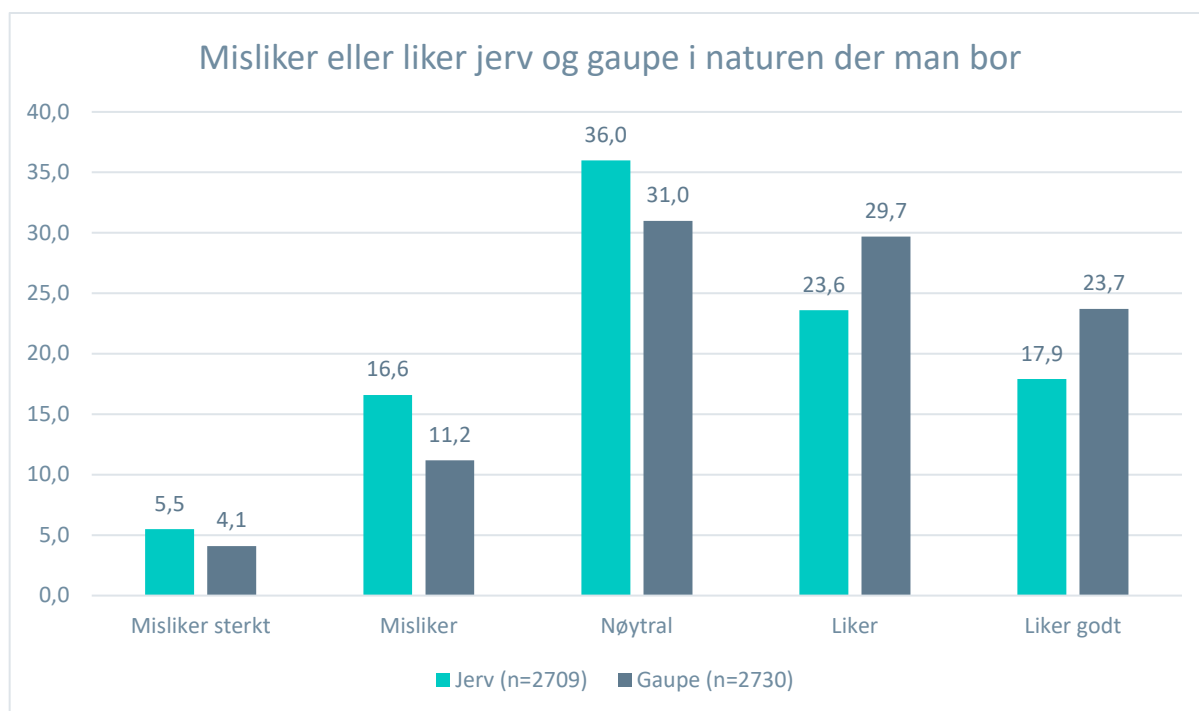
⁴ <https://www.nrk.no/tromsogfinnmark/turgaer-bitt-av-bjorn-i-finnmark--onsker-ikke-bjornesafari-1.17467247>

ser vi at det bare er hver fjerde person (27 %) som ønsker en reduksjon i antall rovdyr. Til tross for stor støtte i etterdønningen av hendelsen i Jarfjord viser tallene at befolkningen i fylket har stor aksept for at det finnes rovdyr der. Nær halvparten (45 %) mener bestandsstørrelsen er på et passelig nivå. Dette funnet korresponderer godt med funn NINA har gjort i andre sammenhenger. I en landsrepresentativ undersøkelse fra 2010 stilte vi spørsmålet; «Hva mener du om størrelsen på bestandene som er av store rovdyr i Norge i dag?» Her skilte vi mellom artene og ba respondentene angi hva de mente på en fempunktsskala fra «bør reduseres mye» til «bør økes mye». Skalaens midtkategori var «Akseptabelt». For bjørn, gaupe og jerv svarte mer enn halvparten at de mente bestandsstørrelsen var akseptabel (Tangeland et al. 2010).

Midtkategorier som «som i dag» eller «akseptabelt» er litt problematiske ettersom det ikke er helt entydig hva respondentene har ment. Svaralternativet fanger mest sannsynlig opp både de som er helt enige i bestandsmålene, samtidig som det nok appellerer mest til de som ikke har noen bestemt mening om bestandsmål for store rovdyr. I en befolkning, også den i Finnmark, er det få som har noen befatning med rovdyr, og deres tilstedeværelse har liten betydning for livene folk flest lever. Det er ganske sannsynlig at mange ikke ser på bestandene av store rovdyr som viktige politiske spørsmål, og at svar som «akseptabelt» eller også «som i dag» innebærer et slags skuldertrekk, at man ikke har noen bestemte meninger om spørsmålet.

Vi kan ikke vite om, eventuelt i hvor stor grad og på hvilken måte, hendelsen i Jarfjord påvirket responsen, men i andre undersøkelser har vi sett at stor medieoppmerksomhet har bidratt til en økning i negative holdninger (Skogen & Krange 2015). Et annet problem er at tre ulike arter behandles under et. Det var arten bjørn det handlet om i Jarfjord. Det kan ikke utelukkes at informantenes respons var farget av den framstillingen mediene ga hendelsen i ukene før datainnsamlingen, og at man hadde fått et ganske annet bilde av finnmarkingenes holdninger dersom det ble skilt mellom de ulike artene. Dette taler for at positive holdninger til rovdyr neppe er overestimert i undersøkelsen. Det gjelder ikke minst gaupe og jerv som er artene denne utredningen handler om.

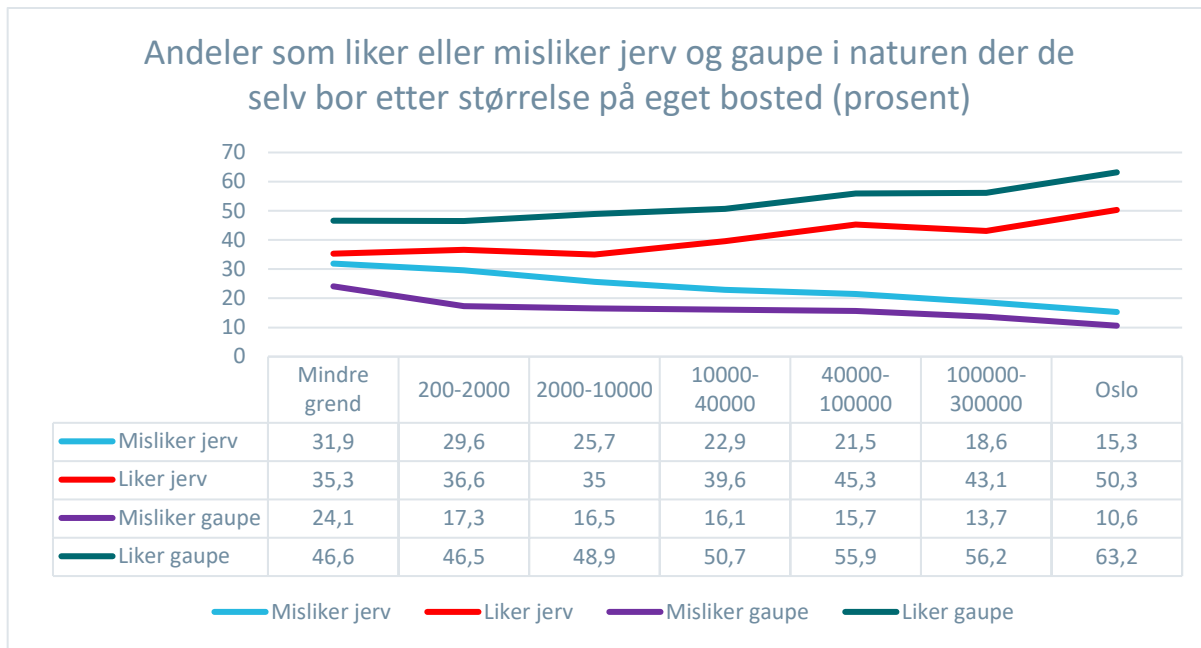
En målsetning i rovviltpolitikken er at forvaltningen skal skje med lavest mulig grad av konflikt. Konflikter er noe som oppstår mellom mennesker. Derfor kan det ha betydning for forvaltningen hva folk mener. I NINA har vi ved flere anledninger spurt folk i Norge om hva de mener om de store rovpattedyrene. De ferskeste tallene vi har er fra 2023. I et landsrepresentativt utvalg stilte vi spørsmålet; «Hva syns du om å ha disse dyrene i naturen der du bor?». Gaupe og jerv var blant dyrene respondentene skulle ta stilling til. Svarene ble gitt på en fempunkts skala som varierte fra «Misliker sterkt» til «Liker Godt» (for utdypende redegjørelse for datainnsamlingen og metode se Krange og Figari 2023). I figur 18 presenteres utvalgets respons på spørsmålet.



Figur 18. Hva syns du om å ha disse dyrene i naturen der du bor? Nasjonalt utvalg (prosent).

Tallene gjelder hele landet. Bildet som framkommer, er velkjent. Begge artene, og særlig gaupe er godt likt. Mer enn halvparten svarte at de liker gaupe. For jerv gjelder det samme for noe i overkant av 40 %. I motsatt ende av skalaen er søylene lavere. Bare 15 % misliker tanken på å ha gaupe i naturen der de selv bor. Tallene er en del høyere for jerv. 22 % misliker å ha den som nabo. For begge arter gjelder det at et svært lite antall misliker det sterkt. Vi kan også legge merke til at «nøytral» er det mest brukte svaralternativet for begge arter. Det har nok sammenheng med det vi nevnte over, at rovdyr, rovdyrpolitikk og forvaltning blant ganske mange ikke oppfattes som særlig relevant og viktig.

En utbredt oppfatning er at folks oppfatninger om rovdyr varierer sterkt mellom by og bygd, at rovviltkonfliktene rett og slett er en by/land-konflikt. For å undersøke dette stilte vi spørsmålet; «Hvordan er stedet du bor?» Skalaen respondentene ble presentert for er gjengitt i figur 19, som viser sammenhengen mellom de to spørsmålene. For oversiktens skyld har vi her slått sammen svaralternativene misliker og misliker sterkt til misliker, og liker og liker godt til liker.

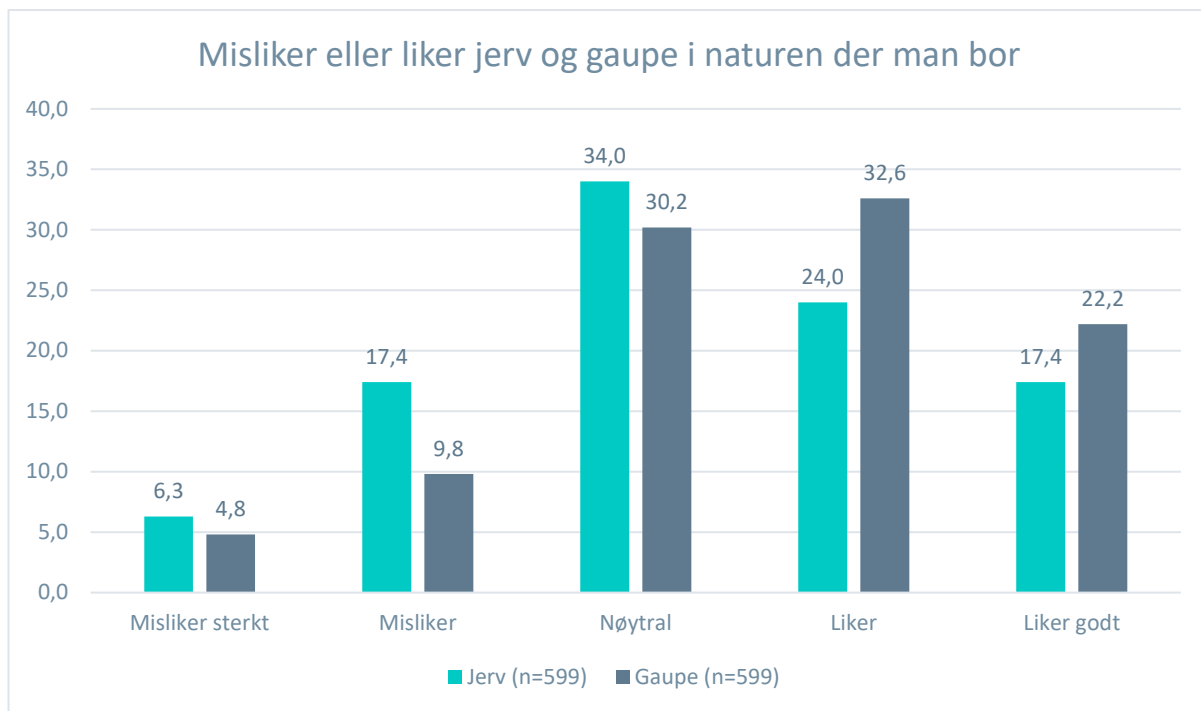


Figur 19. Holdninger til at det finnes jerv og gaupe der man bor etter størrelsen på eget bosted. Nasjonalt utvalg (prosent).

Her ser vi et mønster vi har sett i flere undersøkelser. Rovdyra er mer populære i byer enn på landsbygda, men selv på de minste stedene er det mer vanlig å like enn å mislike rovdyr. Både for jerv og gaupe er sammenhengene klart signifikante ($p < 0,001$). Igjen ser vi at gaupe er mest populær, og det gjelder uansett størrelsen på bosted. Selv blant de som oppgir å bo i ei mindre grend, altså på et sted med færre enn 200 innbyggere, oppgir 47 % at de liker tanken på å ha gaupe i naturen der de bor. I Oslo, som er det eneste stedet i Norge med mer enn 300 000 innbyggere oppgir 63 % det samme. Her er det bare 11 % som misliker den tanken. Mønsteret for jerv er det samme, men sammenhengen er ikke like sterk. Blant innbyggere i mindre grender er forholdet mellom misliker og liker 32 mot 35 %. På de minste stedene er det også for jerv vanligere å like enn å mislike tanken på ha den i naturen der, men forskjellen er ikke særlig stor. I andre enden av skalaen er forskjellen større. I Oslo svarer halvparten «Liker», men bare 15 % sier «Misliker». Basert på denne målingen kan vi konkludere med at det å få færre jerv og gauper i naturen der man bor ikke akkurat er noe stort folkekrav. Heller ikke på de små stedene i Norge.

Funnene som er presentert over er basert på landsrepresentative tall. Denne utredningen gjelder først og fremst rovviltregionene 6, 7 og 8. Det er selvsagt en mulighet for at stemningen i disse områdene avviker fra landsgjennomsnittet. Vi har ikke en egen undersøkelse fra de aktuelle rovviltregionene, men i datafila er det opplyst hvilken kommune (kommunenumrene som var gjeldende i 2020) respondentene er folkeregistrert i. Basert på denne informasjonen skilte vi ut et eget utvalg med folk som er bosatt i de tre rovviltregionene. Vi sitter da igjen med et utvalg på 599 respondenter. Det utgjør 22 % av det totale utvalget, som samsvarer svært godt med den andelen av den norske befolkningen som bor i de områdene. Tall fra SSB viser nemlig at befolkningen i regionene 6, 7 og 8 nettopp utgjør 22 % av den norske befolkningen ([11342: Areal og befolkning i kommuner, fylker og hele landet \(K\) 2007 - 2025. Statistikkbanken](#)).

Nedenfor presenterer vi hvordan respondentene i det nye utvalget fordelte seg på spørsmålet om hvordan de ville like å ha jerv og gaupe i naturen der de bor (**figur 20**).

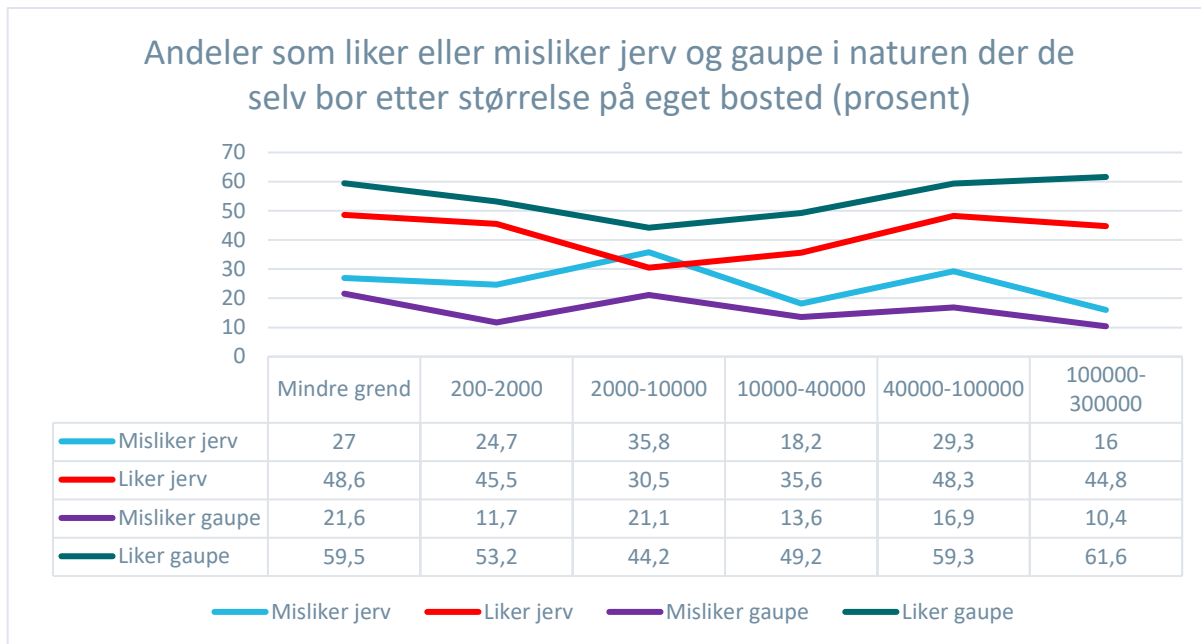


Figur 20. Hva syns du om å ha disse dyrene i naturen der du bor? Delutvalg fra rovviltregionene 6, 7 og 8 (prosent).

Likheten mellom figur 18 og figur 20 er åpenbar. Mønsteret er det samme, og prosentsatsene er omtrent på samme nivå. Også blant innbyggere i de tre nordligste rovviltregionene er både jerv og gaupe populære dyr, og også her er gauper enda mer populære enn jerv. Det overordnede bildet er altså at befolkningen i region 6, 7 og 8 ikke avviker fra resten av den norske befolkningen. Dette betyr imidlertid ikke at sammenhengen mellom holdningene til rovdirene og størrelsen på bosted må være den samme.

I figur 21 under presenterer vi den samme analysen som i figur 19, men med den forskjellen at Oslo ikke er med. Her er ikke sammenhengen mellom holdninger og bostedsstørrelse like klar. 60 % av de som rapporterer å være bosatt i en mindre grend oppgir å like å ha gaupe i naturen der de selv bor. Det samme gjelder 62 % av de som bor på de største stedene. I dette utvalget er dette rett og slett respondenter som er bosatt i Trondheim. Byene Ålesund, Bodø og Tromsø, som har mellom 40 000 og 100 000 innbyggere, ligger omtrent på samme nivå. Det er vanligere å like enn å mislike gaupe uansett størrelsen på hjemstedet, men det er minst vanlig på steder vi kan kalle mindre eller mellomstore tettsteder, som f.eks. Lakselv, Fauske og Verdal.

Også for jerv er det, med et unntak, vanligere å svare like enn mislike. Tendensen er den samme som for gaupe. Jerv er minst populær i de mindre og mellomstore tettstedene. Her er det til og med vanligere å svare mislike (36 %) enn like (31 %). I ytterkantene, blant de som bor i mindre grender eller i Trondheim er andelen som liker tanken på ha jerv i naturen der de selv bor på samme nivå.



Figur 21. Holdninger til at det finnes jerv og gaupe der man bor etter størrelsen på eget bosted. Delutvalg fra rovviltregionene 6, 7 og 8 (prosent).

Både for jerv og gaupe brytes det nær lineære mønsteret vi kunne observere for Norge sett under ett. I de tre nordligste rovviltregionene er begge arter omtrent like populære i de minste stedene som de er i Trondheim, mens de er minst populære på steder med et innbyggertall mellom 2 000 og 10 000. Basert på tallene fra underutvalget fra rovviltregion 6, 7 og 8 kan vi med andre ord ikke si at den urban-rurale dimensjonen har en like klar betydning som for landet sett under ett. Men mens tallene som er presentert i figur 19 representerer fordelingen på en enkelt variabel framstiller figur 20 sammenhengen mellom to variabler. Det får den konsekvensen at antallet respondenter bak de enkelte prosentene kan være veldig lavt. For eksempel er det bare åtte av 37 respondenter som skjuler seg bak de 22 % som bor i mindre grend og misliker å ha gaupe i naturen der de selv bor.

3.4 Forholdet mellom ulike kunnskapsformer

Naturmangfoldlovens §8, om kunnskapsgrunnlaget, er en bestemmelse som sier at naturen «så langt det er rimelig skal bygge på vitenskapelig kunnskap». Men loven peker ikke bare på vitenskapen som kunnskapskilde. Også erfaringsbaserte former for kunnskap og kunnskapsdannelse skal vektlegges. I annet ledd heter det: «Myndighetene skal videre legge vekt på kunnskap som er basert på generasjoners erfaringer gjennom bruk av og samspill med naturen, herunder slik samisk bruk, og som kan bidra til bærekraftig bruk og vern av naturmangfoldet» (LOV-2009-06-19-100, §8). Loven som ble vedtatt i 2009 erstatter den gamle naturvernloven fra 1970 og skal bidra til å styrke gjennomføringen av Norges internasjonale forpliktelser. Forventningene til bruk av tradisjonell kunnskap i naturforvaltning har formell forankring i flere internasjonale avtaler.

Konvensjonen om biologisk mangfold forplikter medlemslandene til å bevare og videreføre lokalsamfunns og urfolks kunnskap om naturen. FNs naturpanel vektlegger også økt anerkjennelse av denne kunnskapen. En enda ferskere forpliktelse finner vi i den nylig besluttede naturavtalen fra 2022, der lokalfolk og urfolks

kunnskap er tillagt stor vekt i flere av samarbeidsmålene. Nasjonalt har Norge forpliktet seg til Aichi-mål 18, som også krever respekt for tradisjonell kunnskap og full deltakelse fra urfolk og lokalsamfunn.

Den dualiteten i kunnskapsformer som lov og internasjonale avtaler har knesatt som prinsipp for naturforvaltning skaper kompliserte utfordringer, for det er ingen tvil om at det ofte er et ganske konfliktfylt forhold mellom dem. Kunnskap, både vitenskapelig og tradisjonell, utvikles i sosiale og gjerne politiserte kontekster. Det fører til at de manifeste motsetningene som kan observeres oftest har et flerdimensjonalt preg. I konfliktene som dreier seg om ulv har vi for eksempel sett hvordan en konflikt som har spørsmålet om vi skal ha ulv i Norge, og eventuelt hvor mange, henger sammen med brede og mer generelle motsetningsforhold i det norske samfunnet, og preges av at man på ulike måter trekker meningsmotstanderes kunnskaper i tvil, og at slike konflikter korresponderer med motsetninger mellom biologisk vitenskap og mer erfaringsbaserte kunnskapsformer (Krange & Skogen 2011, Skogen et al. 2017). Når det gjelder forvaltningen av natur (inkludert rovdyr) i samiske reindriftsområder er det sannsynlig at en lang historie med fornorskingsprosesser og andre overgrep fra statens side danner et bakteppe for vurderingen av, og reaksjonene på, forskning og forskningsresultater. Det er neppe til hjelp at forskningsorganisasjonene jobber på oppdrag for sentrale myndigheter og også selv anses som del av det sentrale forvaltningsapparatet. Dessuten er reindrift en næring med økonomiske næringsinteresser, og det er generelt slik at folk fester mest lit til kunnskap som støtter, eller i det minste ikke bryter med deres egne interesser (Sammud et al. 2015). Potensielt er det med andre ord ganske mye som taler for at integrasjon mellom de to kunnskapsformene er svært utfordrende.

3.4.1 Hva er tradisjonskunnskap?

Leter man i litteraturen finnes mange og dels ganske ulike definisjoner av tradisjonskunnskap, men noen trekk ser ut til å gå igjen. Det legges gjerne vekt på at tradisjonskunnskapen er dypt forankret i urfolks måte å bruke naturen på, at den er dynamisk og forankret i sosiale nettverk og at den setter folk i stand til løse konkrete utfordringer (Horstkotte et al. 2022). I tillegg vektlegges gjerne at det er en form for kunnskap som bygges opp og overføres mellom generasjoner, slik det for eksempel framkommer av denne definisjonen: «Et kumulativt sett av kunnskaper, ferdigheter, praksiser og framstillinger som er opprettholdt og utviklet gjennom erfaring, gjerne over generasjoner» (Oughton 2015).

Slik det er beskrevet i litteraturen er vitenskapelig og tradisjonell kunnskap dermed vesensforskjellig. Kunnskapen framkommer gjennom svært ulike prosesser. Man kan si at de bygger på fundamentalt ulike kunnskapsteorier. Vitenskapens ideal er å søke sannhet om naturen gjennom å løsrive kunnskapsproduksjonen fra personlige og sosiale rammebetingelser og interesser, og gjennom åpen og demokratisk kritikk. For tradisjonskunnskapen er det motsatt. Den defineres gjerne ved nettopp å være forankret i felleskapets kollektive oppfatninger, felles normer og praktisk erfaring. Selvsagt skaper det utfordringer når begge kunnskapsformer skal legges til grunn for forvaltning.

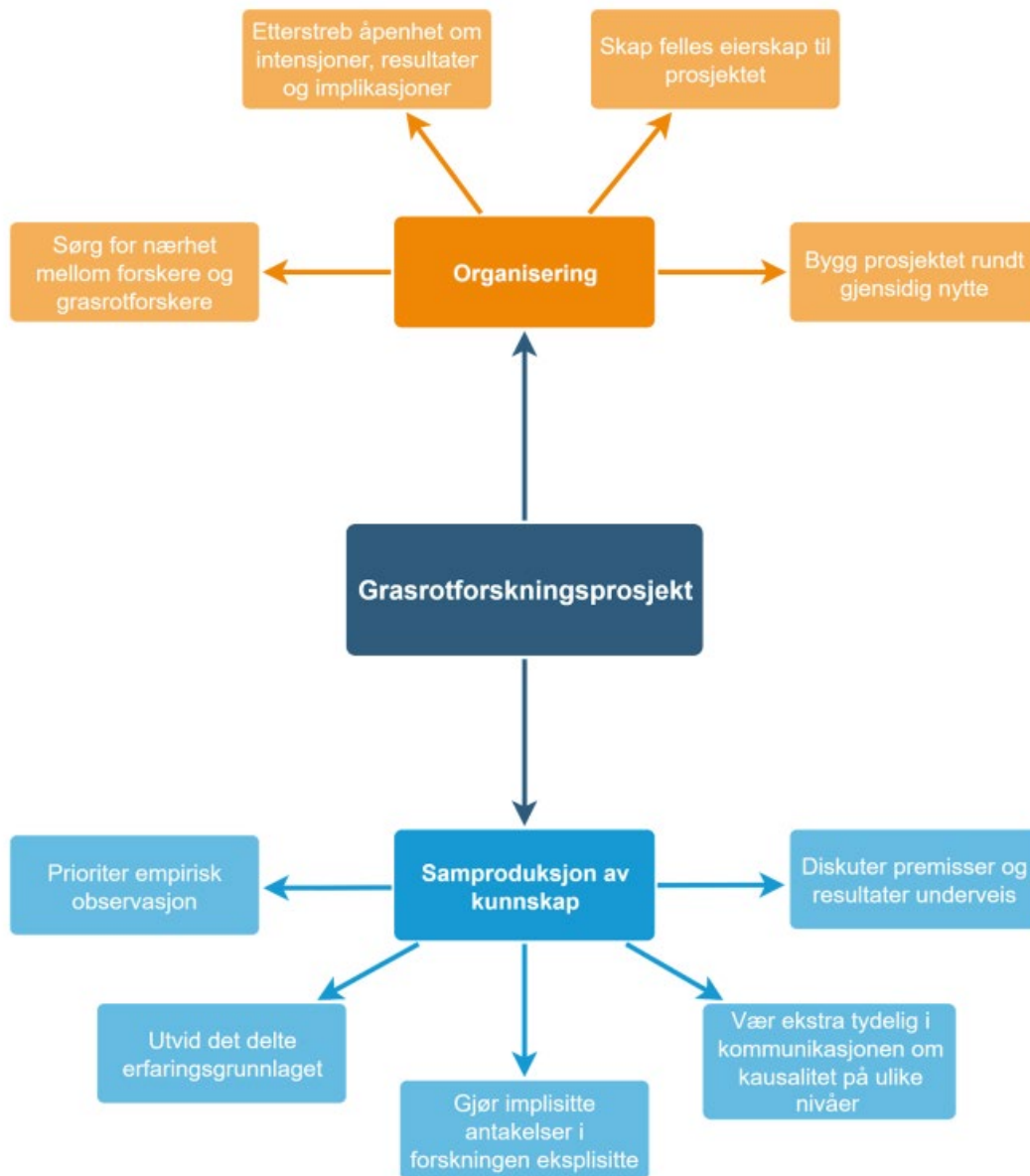
Dette grunnleggende motsetningsforholdet innebærer imidlertid ikke med nødvendighet konflikt. I tidligere studier av samarbeid mellom forskning og reindriftsutøvere har vi i NINA kunnet observere eksempler på gode relasjoner og høy tillit mellom forskere og reindriftsutøvere som har deltatt i forskningsprosjekter (Aspøy et al. 2022, Aspøy et al. 2023). Såkalt «co-production», eller samproduksjon på norsk, er det sentrale stikkordet her.

I en versjon har samproduksjon av kunnskap fått betegnelsen «kunnskapsdemokrati» (Bandola-Gill et al. 2023). Det er kunnskap som genereres i et samarbeid mellom forskere og lokale aktører, hvor man har et særlig fokus på integrasjon av lokal og tradisjonell kunnskap i forvaltning. Samarbeidet med aktører utenfor

forskning og offentlig forvaltning, er helt sentralt her. Tanken er da at slikt samarbeid om prosjekter vil kunne øke tilliten mellom representanter for de ulike kunnskapsformene, og at gjensidig tillit letter mulighetene for implementering av tradisjonskunnskap i forvaltningen.

Et sentralt suksesskriterium i denne sammenhengen er at alle som deltar henger med på og forstår forskningsprosessen. Et skille mellom modelldrevne og empiridrevne vitenskapelige studier kan anskueliggjøre poenget. Skillet er selvsagt ikke skarpt, for empiridrevne studier benytter seg av modeller og vice versa. Poenget er likevel at modelldrevne studier er mer abstrakte og ikke like konkrete som empiridrevne studier. Oftere er formålet å etablere årsaksforhold som er gyldige i ulike kontekster (Hanneman 1995). Man kan si at modelldreven forskning står fjernere fra tradisjonskunnskapen enn den empiridrevne. Særlig gunstig i denne sammenheng er den formen for empiridrevne studier hvor representanter for begge formene for kunnskap i felleskap observerer det samme.

En mindre studie, basert på intervjuer med både forskere og reindriftsutøvere som hadde erfaring med å samarbeide om rovdyrforskning konkluderte med en rekke anbefalinger, hvor poenget nettopp var å svare på hva som skal til for å skape tillit. Anbefalingene er gjengitt i figur 22 nedenfor (for utdypende forklaring se Aspøy et al. 2022).



Figur 22. Hensyn en bør ta i organisering og gjennomføring samproduserende forskningsprosjekter i reindriftsnæringen. Figur fra Aspøy et al. (2023).

At aktører fra forskningen og reindriften kan få økt tillit til hverandre gjennom kunnskap som produseres ved å samarbeide kan være et skritt på veien i retning av å integrere både vitenskap og tradisjonskunnskap i forvaltningen av natur. Men siden grunnlaget for tilliten nettopp er samarbeid, må man reise spørsmål om hvordan eventuelt oppnådd tillit kan spres til næringsutøvere som ikke selv har deltatt i noe samarbeid. Et svar handler om den tilliten deltakerne i samarbeidprosjektet har i sine miljøer – om de er i posisjon til å fungere som opinionsledere og om de har innflytelse på andres holdninger.

Vi nevnte at kunnskapskonfliktene gjerne kjennetegnes ved å være flerdimensjonale. Man kan forvente at dette også kan gjøre seg gjeldende selv om kunnskapen som legges til grunn har vellykket samproduksjon som grunnlag. Dermed står man rett som det er overfor en dobbel utfordring. Ikke bare skal to ganske ulike

kunnskapssystemer forenes, men også bredden av motsetninger som henger sammen med kunnskapskonfliktene kan utgjøre barrierer mot vellykket integrasjon av vitenskap og tradisjonskunnskap. Og siden tradisjonskunnskapen er lokal og ikke som vitenskapen universell, må bredden i motsetningsforholdet studeres lokalt. Erfaringer med implementering av tradisjonskunnskap fra andre deler av verden har bare begrenset relevans. Skal man lykkes med nå målene som lovverket og internasjonale avtaler setter i den norske konteksten (les forvaltning av natur i samiske reindriftsområder) må konflikter, erfaringer og muligheter studeres konkret i de områdene hvor kunnskapen skal implementeres i forvaltningen.

4 Utredningsalternativer

Dette faggrunnlaget vurderer noen konkrete tiltak med mål om å redusere belastningen på reindriften. For å vurdere dette tiltaket skal nullalternativet brukes som et sammenligningsgrunnlag.

Tiltakene som vurderes i denne rapporten er ikke en uttømmende gjennomgang av alle mulige tiltak som kunne vært gjennomført for å løse problemene, men er begrenset av oppdraget fra Miljødirektoratet. Tiltakene som vurderes er:

1. Reduksjon av det nasjonale bestandsmålet
2. Reduksjon av bestandsmålet i region 6, 7 og/eller region 8, mens det nasjonale bestandsmålet opprettholdes
3. Kombinasjonsløsninger
4. Nullalternativet

Når begrepet «flytting av bestandsmål» brukes i rapporten, mener vi ikke en fysisk flytting av individer, men at måltall endres, og at forvaltningen justeres i henhold til det.

En vurdering av en økning av bestandsmålene var ikke en del av oppdraget. Andre tiltak som ikke er nærmere vurdert er blant annet tilskuddsordningen til forebyggende og konfliktdempende tiltak (FOR-2024-12-12-3074), erstatning for rovviltskader på tamrein (FOR-2001-05-04-468), og skadefelling/lisensfelling/kvotejakt av gaupe og jerv.

Forvaltningen av gaupe og jerv skal etter en eventuell gjennomføring av tiltakene 1-3 fortsatt skje innenfor rammene av dagens forvaltning, der prinsippet om den todelte målsettingen er sentralt, og forvaltningen skal skje innenfor rammene av internasjonale forpliktelser. En (stor) reduksjon av bestandsmålene nasjonalt kan føre til konflikt med disse prinsippene.

I kap. 5 vil vi vurdere både positive og negative virkninger av tiltakene og hvilke aktører eller interesser som blir berørt.

4.1 Reduksjon av det nasjonale bestandsmålet

Et av alternativene gitt i oppdraget er å redusere det nasjonale bestandsmålet, gjennom å redusere bestandsmålet i region 6, 7 og/eller region 8.

4.2 Reduksjon av bestandsmålet i region 6, 7 og/eller region 8, mens det nasjonale bestandsmålet opprettholdes

Et annet alternativ er en reduksjon av bestandsmålet i region 6, 7 og/eller region 8, mens det nasjonale bestandsmålet opprettholdes, dvs. å flytte bestandsmål mellom regioner.

Som premiss for dette alternativet, legger vi til grunn at dagens bestandsmål for gaupe (65 familiegrupper) og jerv (39 ynglinger), sammen med bestandsmålene i Sverige, er levedyktig på lang sikt.

Det er mulig å se for seg ulike alternativer til flytting av bestandsmål mellom regioner, både med hensyn på antall ynglinger som flyttes, og hvor de flyttes fra/til. I kap. 4.2.1 og 4.2.2 presenterer vi eksempel på flytting av bestandsmål for gaupe og jerv. Disse eksemplene er vurdert som realistiske og er delvis fastsatt skjønnsmessig, men er altså ikke uttømmende. Konsekvensene av flytting av bestandsmål er diskutert i kap. 5, og vil kunne være gjeldende også for andre varianter av dette tiltaket (andre endringer av bestandsmål) som ikke er eksemplifisert her.

4.2.1 Flytting av bestandsmål for gaupe

Som et forslag har vi vurdert å redusere bestandsmålet med to familiegupper i region 8, og fjerne bindingen om at det skal være fire familiegupper i Finnmark. I tillegg har vi vurdert å redusere bestandsmålet med to familiegupper i region 7.

Vurderingen er basert på at region 7 i dag bruker forholdsvis mye av tilgjengelig areal for å oppnå dagens målsetning og at region 8 har en stor andel av tamrein på beite i Norge. Vi vurderer det slik at en bestand på åtte familiegupper i hver av de to regionene fortsatt vil kunne sikre konnektivitet til bestander i øst.

Vi foreslår ikke å endre bestandsmålet i rovviltregion 6. Regionen har svært mye tilgjengelig areal, og store areal uten samisk tamreindrift. De har dermed mulighet til å endre fordelingen av familiegupper innad i regionen til områder lengre sør og vest der gaupene i stor grad kan leve av rådyr og hjort.

Vi foreslår at disse fire familieguppene kan flyttes til region 1, 2, 3 og/eller 4. Regionene har mye tilgjengelig areal. Dette er produktive regioner der gaupa i stor grad kan leve av rådyr og hjort. De fire rovviltregionene hadde sist vinter til sammen 13 familiegupper mer enn bestandsmålet, så en økning av bestandsmålet vil ikke bety en reell økning av antall familiegupper. Vi anbefaler ikke å øke antall familiegupper i rovviltregion 5, da regionen i dag bruker forholdsvis mye av tilgjengelig areal til å oppnå dagens målsetning.

4.2.2 Flytting av bestandsmål for jerv

Som et forslag har vi vurdert å redusere bestandsmålet med to ynglinger i region 8, og fjerne bindingen om at det skal være tre ynglinger i Finnmark. I tillegg har vi vurdert å redusere bestandsmålet med to ynglinger i region 7.

Samtlige rovviltregioner har mye tilgjengelig areal til å oppnå dagens målsetning, og samtlige regioner med mål om ynglinger av jerv har i stor grad oppnådd målsettingene de siste to tiårene. Det er verd å merke seg at de fastsatte jervesonene i region 7 og 8 sannsynligvis ikke er store nok til å oppnå målet om antall ynglinger innenfor sonene. Vi vurderer det slik at en bestand på åtte ynglinger i hver av de to nordligste regionene fortsatt vil kunne sikre konnektivet til bestander i øst.

Samtlige regioner i Sør-Norge har nok areal til å øke bestandsmålene for jerv, men vi foreslår at disse fire ynglingene kan flyttes til region 4 og/eller 5. Disse regionene har store skogsområder tilgjengelig for jerv nesten uten frittgående beitedyr eller andre konflikter. Region 5 har til tider ligget langt over dagens bestandsmål. Region 4 har i dag ikke mål om yngling, men hadde yngling i 2024. De østlige delene av region 4 har utvilsomt potensiale for flere ynglinger av jerv. Det er også mulig å se for seg bestandsmål i region 1 og 2, men da med noe mer konflikter med beitenæringen.

4.3 Kombinasjonsløsninger

Det er mulig å vurdere kombinasjonsløsninger av tiltak 1 og 2. Dette vil innebære både en reduksjon av det nasjonale bestandsmålet, og i tillegg flytting av bestandsmål mellom regioner.

4.4 Nullalternativet

Nullalternativet vil være å beholde dagens bestandsmål, og ikke gjøre noen endringer i fordelingen av bestandsmålet. Nullalternativet skal brukes som sammenligningsgrunnlag ved konsekvensvurdering av relevante tiltak, og framkommer av beskrivelsene i kap 2.

5 Konsekvensvurderinger

Vi vil vurdere både positive og negative virkninger av tiltakene og hvilke aktører eller interesser som blir berørt.

NINA har tidligere gjort vurderinger rundt fordeling av de regionale bestandsmålene (Krange et al. 2016). Her viste vi til at bestandsmålene for gaupe er spredt over store arealer, og at det kan være argumenter for å flytte noe av den nordlige målsettingen til sørlige deler av landet. Gaupenes arealbruk og reproduksjon tilsier at man relativt sett trenger betydelig større arealer for å nå målsetting om familiegrupper i nord sammenlignet med rådyrrike områder i sør. Hvis forvaltningen ønsker å lette trykket på tamreinområder, kunne man økt målsettingen i Sør-Norge og tilsvarende minsket målsetting i Nord-Norge.

Vi viste videre i rapporten til Krange et al. 2016 at det også er betydelig rom for å omfordele bestandsmål for jerv mellom ulike regioner, men dette krever en beslutning om hvilke interessegrupper og hensyn som skal prioriteres. Da ble det også vektlagt den genetiske verdien av den sør-norske jervebestanden, og ønsket om jerv i sør-norske nasjonalparker for å oppnå deres verneformål. I sørøstre deler av Norge kan jerven potensielt sameksistere med gaupe, ulv og bjørn uten å komme i konflikt med sau eller tamrein på utmarksbeite.

5.1 Reduksjon av det nasjonale bestandsmålet

I vurderingen av de nasjonale bestandsmålene er det relevant å se tilbake på St.meld. nr. 15 (2003–2004) Rovvilt i norsk natur og Stortingets behandling av denne (Innst. S. nr. 174; 2003–2004). Regjeringen foreslo da en inndeling av landet i seks forvaltningsregioner, blant annet region 4 Midt-Norge, region 5 Nord-Norge og region 6 Finnmark. Inndelingen bygget på artenes utbredelse, eksisterende politiske føringer i områder med samisk reindrift, konfliktvurderinger og et ønske om regioner avgrenset etter topografi snarere enn administrative grenser. Finnmark ble foreslått som en egen region uten bestandsmål for gaupe og jerv.

I stortingsmeldingen ble det vektlagt at fordelingen av bestandsmålene mellom regionene skulle baseres på dagens utbredelse, framtidige leveområder, konfliktnivå og hensynet til å sikre sammenhengende bestander på tvers av region- og landegrenser. Det ble også lagt vekt på å unngå etablering av rovviltbestander i områder med store konflikter for sau og tamrein, noe som kom tydelig frem i målsettingene for region 1 (sau) og region 6 (tamrein). Jaktinteresser og forhold til lokalsamfunn ble også vektlagt.

Regjeringens opprinnelige forslag var nasjonale bestandsmål på 65 familiegrupper av gaupe og 42 jervynglinger årlig, men ingen ynglinger i Finnmark. Under Stortingets behandling ble det i stedet etablert åtte regioner basert på fylkesgrenser, bestandsmålet for jerv ble redusert til 39 ynglinger, mens målet for gaupe ble stående på 65. Videre fordeling mellom regionene ble regulert gjennom rovviltforskriften, og rovviltnevnene fikk ansvar for den geografiske differensieringen. Stortinget fastsatte samtidig at det skulle etableres et definert forvaltningsområde for ulv, og at Finnmark skulle ha bestandsmål for både gaupe (fire) og jerv (tre).

En reduksjon av det nasjonale bestandsmålet vil trolig føre til lavere tapstall, men dødelighet og produksjon i reindriften påvirkes også i stor grad av ressursgrunnlag, klimatiske forhold og reintall. En moderat reduksjon i antallet ynglinger av gaupe og/eller jerv vil ha begrenset effekt på det samlede tapet, og virkningen vil variere med tilgang på alternative byttedyr, reinens kondisjon og lokale klimaforhold. En kvantitativ vurdering av effekten av ulike bestandsnivå omtales i kap. 5.2.

Bestandsmålene fra 2004 ble ikke fastsatt kun ut fra bevaringsbiologiske kriterier. De bygget også på datidens utbredelse og bestandsstørrelse, vurderinger av konfliktnivå og tidligere politiske føringer. Et sentralt prinsipp var behovet for sammenhengende bestander på tvers av region- og landegrenser, som gir større robusthet på kort og lang sikt. For jerv var målsettingen å videreføre daværende bestandsnivå, støttet av en demografisk levedyktighetsanalyse (Sæther 2003). For gaupe ble det lagt opp til en økning i bestanden, uten at det forelå en tilsvarende analyse.

Forvaltningen av gaupe og jerv må skje innenfor rammene av nasjonale og internasjonale forpliktelser. Dagens nasjonale bestandsmål ligger allerede tett på et minimumsnivå for å sikre genetisk, demografisk og økologisk bærekraft. En ytterligere reduksjon vil øke risikoen for svekkede bestander og kan komme i konflikt med Norges internasjonale forpliktelser. Dagens bestandsmål ligger allerede nær de nedre grensene for en langsiktig bærekraftig bestand, og den norske bestanden er helt avhengig av den svenske. De skandinaviske bestandene av gaupe og jerv har lav genetisk variasjon, og innvandring fra øst er begrenset. Dette gjør bestandene sårbare. Ytterligere reduksjoner vil kunne gjøre det vanskelig å oppfylle kravene i naturmangfoldloven og Bernkonvensjonen. Dette gjelder ikke minst jerv, som også er en ansvarsart der en betydelig andel av den Europeiske bestanden er i Norge. Etter vår vurdering kan bestandsmålene ikke reduseres uten grundigere analyser, inkludert nye levedyktighetsvurderinger og en samlet gjennomgang av de rettslige rammene.

5.2 Reduksjon av bestandsmålet i region 6, 7 og/eller region 8, mens det nasjonale bestandsmålet opprettholdes

Vi har vurdert å redusere bestandsmålet med to familiegrupper av gaupe og to ynglinger av jerv i region 8 og å fjerne kravet om fire familiegrupper og tre ynglinger i Finnmark. I tillegg har vi vurdert å redusere bestandsmålet med to familiegrupper og to ynglinger i region 7. Samlet foreslår vi at de fire familiegruppene av gaupe flyttes til region 1, 2, 3 og/eller 4 og de fire ynglingene av jerv flyttes til region 4 og/eller 5. Som premiss for dette alternativet legger vi til grunn at dagens nasjonale bestandsmål for gaupe (65 familiegrupper) og jerv (39 ynglinger), sammen med bestandsmålene i Sverige, er tilstrekkelige for langsiktig levedyktighet.

Som nevnt i kap. 4.2 har vi ikke faglig grunnlag for å foreslå et konkret tall for endring av bestandsmål, men vurderer her konsekvensene av et eksempel på flytting av bestandsmål for gaupe og jerv.

5.2.1 Juridiske konsekvenser

En moderat omfordeling mellom eller innenfor regionene vil etter vår vurdering ikke komme i konflikt med Norges internasjonale forpliktelser eller naturmangfoldloven (men se diskusjon i kap. 2.2).

Som vist i kapitlene om genetisk status og levedyktighet er både gaupe og jerv i Skandinavia avhengige av en samlet bestandsstørrelse og en fungerende genflyt som sikrer tilstrekkelig genetisk variasjon. En moderat reduksjon i nord, kombinert med en tilsvarende økning i sør, vil ikke endre det totale antallet dyr og dermed opprettholde den nasjonale bevaringsambisjonen.

5.2.2 Forvaltningsmessige konsekvenser

En omfordeling av bestandsmål må samtidig sikre stabile delbestander i nord. Region 7 og 8 er særlig viktige for å opprettholde kontakt med de finsk-russiske bestandene. En justering på fire familiegrupper av gaupe og fire ynglinger av jerv vurderes ikke å redusere sannsynligheten for immigrasjon, forutsatt at det fortsatt opprettholdes et tilstrekkelig antall familiegrupper og ynglinger i regionene.

Arealberegningene viser at rovviltregionene 6, 7 og 8 er store nok til å innfri dagens bestandsmål for gaupe. Region 7 er den regionen som per i dag legger beslag på størst andel av tilgjengelig skogareal for å oppnå målsettingen, og region 7 og 8 har også hatt størst utfordringer med å nå målene. Flere av de sørlige regionene har høye tettheter av hjortevilt som byttedyr. I region 1, 2, 3, 4 og 6 utgjør dagens bestandsmål for gaupe en mindre del av tilgjengelig areal enn i regionene lenger nord. Disse regionene har derfor størst potensiale for å øke bestandsmålene. Alle disse regionene lå over fastsatte bestandsmål i siste registreringsår, noe som også tilsier at økt målsetting for gaupe her er økologisk gjennomførbart. En reduksjon i nord kombinert med en økning i regionene 1–4 vil dermed kunne øke sannsynligheten for å nå de nasjonale målsettingene.

For jerv er situasjonen noe annerledes. Alle rovviltregioner har tilstrekkelig areal til å oppnå dagens målsetting, og samtlige regioner som har mål om ynglinger av jerv har i stor grad oppnådd disse de siste to tiårene. Region 4 og 5 har uten tvil kapasitet til å huse flere ynglinger.

5.2.3 Økonomiske konsekvenser

Selv om rovdyr som gaupe og jerv kan forårsake betydelige tap, viser både våre analyser og tidligere studier at ressursbegrensning – som høye reintall og krevende klimatiske forhold – i stor grad påvirker både dødelighet og produktivitet i reinflokkene. Dette innebærer at effekten av å redusere bestandene av gaupe og jerv på det totale reintapet ofte vil være relativt liten, og at effekten vil variere mellom områder avhengig av faktorer som tilgang på alternative byttedyr, kondisjonen i reinflokkene og de lokale klimatiske forholdene.

Som vist i kap. 3.1 er beregnet tap per familiegruppe av gaupe, basert på drapstakter, 224 rein per familiegruppe i Troms og Finnmark for gauper med tilgang på tamrein vinterstid, og 106 rein per familiegruppe i Finnmark der gaupene ikke har tilgang på rein om vinteren. For Nord-Trøndelag er tilsvarende tap beregnet til 111 rein per familiegruppe. Vi har begrenset datagrunnlag fra Nordland, men i de delene av fylket hvor tamrein er eneste tilgjengelige hjortevilt, vil tallene fra Troms og Finnmark trolig være mest representative. Tallene fra Trøndelag vil i større grad være relevante for områder i sørlige deler av Nordland der rådyr og/eller hjort inngår i byttedyrgrunnlaget. For jerv er beregnet tap per yngling 303 rein i Finnmark og 140 rein i Troms og Nord-Trøndelag. Vi understreker at usikkerheten rundt beregnet tap til gaupe og jerv er betydelig, med brede konfidensintervaller rundt estimatene.

Det er svært utfordrende å beregne nøyaktig hvilken effekt en reduksjon i antall familiegrupper av gaupe og ynglinger av jerv i region 7 og 8 vil ha. Dersom reduksjonen kun gjennomføres i Finnmark (og ikke i Troms), vil effekten være sterkt avhengig av hvilke individer som faktisk tas ut. For gaupe vil det ha stor betydning om familiegruppene som fjernes har tilgang på tamrein om vinteren eller ikke. For jerv vil effekten variere med områdenes tilstand, særlig om ynglingene ligger i områder med svært lav slaktevekt på reinkalv eller i områder med bedre slaktevekter.

Effekten av bestandsreduksjon på tapene vil ytterligere påvirkes av om rovdyrenes uttak av tamrein er kompensatorisk eller additiv til annen dødelighet. Kompensatoriske tap oppstår når rovdyr i hovedsak tar dyr som uansett ville dødd av andre årsaker, for eksempel på grunn av dårlig kondisjon, sykdom, sult eller krevende

klimate forhold. Additive tap innebærer at rovviltet tar dyr som ellers ville ha overlevd. I praksis vil tap av tamrein ofte bestå av en kombinasjon av begge typer dødelighet. Hvor stor andel som er kompensatorisk eller additiv, avhenger av reintetthet, kondisjon i flokken, klima og beiteforhold.

Regionene 1–3 har alle omfattende sauebeite i utmark, og økte bestandsmål vil kunne påvirke tapene av sau. Det er vanskelig å angi et eksakt tall for potensielle konsekvenser. Økt antall ynglinger av jerv i region 4 og 5 vil trolig ha liten eller ingen effekt på tap av sau. Gaupas predasjon på sau er lavere i områder med høy tetthet av alternative byttedyr. Flere av de foreslåtte regionene har både høye tettheter av rådyr og hjort og/eller områder med lite sau på skogsbeite. En indikasjon på konsekvensene er tap per familiegruppe: I region 2 har antallet familiegrupper av gaupe de siste ti årene ligget mellom 9 og 16, mens erstatningene har variert fra 539 til 1 183 sau og lam per sesong (**figur 16**) – tilsvarende i gjennomsnitt 61 dyr per familiegruppe. En omfordeling av familiegrupper innenfor region 6 fra tamreinområder vil også kunne føre til noe mer konflikter med sauenæringen.

5.2.4 Samfunnsmessige konsekvenser

Å redusere bestandsmålene for gaupe og jerv i de nordligste regionene og samtidig øke dem i sør vil ha ulike samfunnsmessige utslag. I nord kan færre rovdyr bidra til redusert konfliktnivå i reindriftsområdene, der de omsøkte tapene av rein til rovvilt kan være høye. Samtidig er både gaupe og jerv godt likt av befolkningen – nasjonalt oppgir over halvparten at de liker gaupe, og litt over 40 % at de liker jerv. Også i de tre nordligste rovviltregionene er disse artene populære, med høyere oppslutning om gaupe enn jerv. Derfor kan en reduksjon i bestandsmålene også oppleves som et tap for dem som verdsetter rovvilt som del av natur- og friluftslivsopplevelsene. I sør kan økte bestander styrke opplevelsesverdier, naturmangfold og symbolsk verdi knyttet til store rovdyr, men også føre til økt risiko for tap av husdyr og mer konflikt med beitenæringen der.

Gaupene sør i Norge lever i stor grad av ville byttedyr i motsetning til områdene med reindrift i nord, og rådyr er det viktigste byttedyret (Gervasi et al. 2014, Odden et al. 2008, Odden et al. 2006). Forskning viser at økt tetthet av gaupe kan redusere rådyrbestanden og dermed øke konkurransen med rådyrjegere (Andren & Liberg 2015, Andrén & Liberg 2024, Nilsen et al. 2009). Gaupa har størst påvirkning på rådyrbestanden i områder med lav produktivitet og harde vintre (Melis et al. 2010, Melis et al. 2013).

5.3 Kombinasjonsløsninger

Det er mulig å vurdere kombinasjonsløsninger av tiltak 1 og 2. Dette vil innebære både en reduksjon av det nasjonale bestandsmålet, og i tillegg flytting av bestandsmål mellom regioner. Vi vurderer ikke konsekvensen av dette alternativet noe nærmere da vi mener at det nasjonale bestandsmålet ikke bør reduseres. Konsekvensen av dette tiltaket vil uansett følge konsekvensene av tiltak 1 og 2.

5.4 Nullalternativet

Nullalternativet vil være å beholde dagens bestandsmål, og ikke gjøre noen endringer i fordelingen av bestandsmålet. For nullalternativet er det viktig å presisere at dagens bestand ikke nødvendigvis er det samme som dagens bestandsmål for de ulike regionene – men forvaltningens mål vil være å prøve å komme så nært bestandsmålet som mulig. Konsekvensene av nullalternativet er i stor grad beskrevet i kapittel 2 og 3.

5.4.1 Juridiske konsekvenser

Norge er gjennom naturmangfoldloven og Bernkonvensjonen forpliktet til å sikre langsiktig levedyktige bestander av både gaupe og jerv (kap. 2.2). Konvensjonens artikkel 1 og 2 fastsetter at bestandene skal opprettholdes på et nivå som ivaretar økologiske, vitenskapelige og kulturelle behov, samtidig som det tas hensyn til økonomiske forhold og regional variasjon. Det gis imidlertid ikke konkrete bestandskrav, og vurderingen av om norske mål er tilstrekkelige bygger derfor på biologiske kriterier som demografisk og genetisk levedyktighet, samt behovet for internasjonalt samarbeid.

Gaupe er en appendiks III-art i Bernkonvensjonen, og forvaltningen er mindre restriktiv enn for jerv. Et nasjonalt mål på 65 familiegrupper vurderes å ligge innenfor rammene av konvensjonen. Den samlede skandinaviske bestanden er demografisk levedyktig, og selv om genetisk variasjon er lav, forventes nødvendig genflyt å opprettholdes gjennom kontakt med våre naboland. Så lenge forvaltningen ikke reduserer bestanden vesentlig eller svekker konnektiviteten, vurderes målet som forenlig med Norges forpliktelser.

Jerv er en appendiks II-art med strengt vern, og unntak fra beskyttelse for alle individer krever at tiltak ikke truer bestandens overlevelse, og at det ikke finnes tilfredsstillende alternativer. Det norske bestandsmålet på 39 ynglinger er trolig tilstrekkelig for en levedyktig skandinavisk metapopulasjon, men marginene er små. Dette forutsetter at Sverige ikke endrer sine bestandsmål. Bestanden er genetisk sårbar og avhengig av innvandring fra øst.

5.4.2 Forvaltningsmessige konsekvenser

Bestandsmålene er nådd (snitt for de tre siste år) for både gaupe og jerv i region 6, 7 og 8, men bestandsmålet for Finnmark alene er ikke nådd for gaupe. For gaupe har bestandene økt i disse regionene de siste årene.

Stortinget har slått fast at geografisk differensiert rovviltforvaltning skal være et bærende prinsipp for å redusere konflikter mellom rovdyr og beitenæring (kap. 2.8.). Geografisk differensiert rovviltforvaltning er utfordrende å få til i nordområdene. Rovdyrsonene blir for smale til å romme de store leveområdene til gaupe og jerv, og dermed vil rovdynenes leveområder strekke seg på tvers av forvaltningssonene. I tillegg er reindriften svært arealkrevende med årlige forflytninger over store arealer. Det vil derfor ikke være mulig å skille rein og rovvilt i separate soner, og for reindriften vil den beste strategien være å tillate spredte populasjoner av store rovdyr for å holde tapene på et akseptabelt nivå for hver reieneier.

5.4.3 Økonomiske konsekvenser

De økonomiske konsekvensene av nullalternativet er beskrevet i kap. 3.1 og 3.2.

5.4.4 Samfunnsmessige konsekvenser

Som vi beskrev i kap. 3.3 har rovdyrkonfliktene mange dimensjoner. De enkle analysene vi har gjort i denne rapporten kaster lys over det brede konfliktbildet, men sier lite om de delene av konflikten som har et mer materielt utgangspunkt, kanskje særlig de utfordringene både gaupe og jerv kan skape for beitenæringene. Det vi kan slå fast er at det ikke er slik at befolkningen i regionene 6, 7 og 8 er mer negative til gaupe og jerv enn man er i Norge som helhet. Dermed er det ikke noe i disse analysene av folks holdninger som tyder på

at det å flytte bestandsmålene vil dempe konfliktene på det generelle samfunnsnivået. Noen vil selvsagt glede seg over et slikt tiltak, men de som setter pris på gaupe og jerv i naturen der de selv bor er langt flere, og det er ikke usannsynlig at mange av dem vil se et slikt tiltak som en forringelse av den samme naturen. Er målsettingen å komme de som utnytter utmarka til beite for husdyr og tamrein i møte, er saken åpenbart en annen. Men motsetningene på rovdyrfeltet er oftest sånn at når en interesse får det som den vil blir en annen misfornøyd. Det handler om hvilke sider av den mangefasetterte konflikten man vil prioritere.

Om rovdyr representerer en belastning eller eventuelt en berikelse for lokalsamfunn avhenger av hvem man spør. Det generelle bildet er at folk som har positive holdninger er i flertall. Likevel lar det seg nok gjøre å finne enkelte bygdesamfunn hvor overvekten av innbyggerne er negative, men rovviltregionene er så vidt store at det er det generelle nivået av holdninger man har kunnskap om. Som NRK viste, selv i Finnmark er det bare en av fire som mener at bestandene burde reduseres.

6 anbefalinger og videre oppfølging

6.1 Anbefalte tiltak

På bakgrunn av det samlede kunnskapsgrunnlaget anbefaler vi alternativet hvor de nasjonale bestandsmålene for gaupe og jerv opprettholdes uendret, men en omfordeling av bestandsmål mellom rovviltregioner kan være aktuelt. Som et forslag har vi diskutert å redusere bestandsmålet med to familiegrupper og to ynglinger i region 8 og å fjerne kravet om fire familiegrupper og tre ynglinger i Finnmark. I tillegg har vi vurdert en reduksjon på to familiegrupper og to ynglinger i region 7.

Effekten av en slik omfordeling av bestandsmålene er trolig begrenset for tapene i reindriften. Dette skyldes at forhold rundt ressursbegrensning betyr mer for tap enn størrelsen på rovviltbestandene. Slik sett er nullalternativet også et godt alternativ. Vi kan likevel forvente at belastningen for reindriften vil bli *noe* redusert med en slik omfordeling som her er foreslått. Anbefalingene er i tråd med tidligere anbefalinger fra NINA i Kränge et al. 2016.

En slik omfordeling er faglig bedre begrunnet enn en reduksjon av de nasjonale målene av flere grunner:

Genetisk og demografisk levedyktighet: Som vist i kapitlene om genetisk status og levedyktighet er både gaupe- og jervebestanden i Skandinavia avhengig av en viss samlet bestandsstørrelse og fungerende genflyt for å opprettholde tilstrekkelig genetisk variasjon. Å redusere de nasjonale bestandsmålene ville svekke denne marginen. En moderat reduksjon av målene i nord, kombinert med tilsvarende økning i sør, endrer derimot ikke det totale antallet dyr, og opprettholder dermed den nasjonale bevaringsambisjonen.

Konnektivitet: Nordområdene (region 7 og 8) er fortsatt sentrale for å opprettholde kontakt mot finsk-russiske bestander, særlig for gaupe og jerv. En liten justeringene av bestandsmål (her eksemplifisert ved fire familiegrupper av gaupe og fire ynglinger av jerv) er små i forhold til regionale mål i nord, og vil etter vårt skjønn ikke redusere sannsynligheten for å motta immigranter. Omfordelingen må utformes slik at det fortsatt er reelle, stabile delbestander i nord.

Tilgjengelig areal og økologisk bæreevne i sør: Arealberegningene viser at rovviltregionene sør i landet har både tilstrekkelig areal og habitatkvalitet til å kunne romme flere ynglinger av gaupe og jerv enn dagens mål forutsetter. Flere av de sørlige regionene har produktive skogsområder og høye tettheter av hjortevilt som kan fungere som hovedbyttedyr. Dette tilsier at et økt bestandsmål her både er økologisk gjennomførbart og i tråd med gjeldende forvaltningsprinsipper.

Belastning på reindriften: I de nordligste regionene sammenfaller med hovedutbredelsen av gaupe og jerv med svært arealkrevende reindrift over nær halvparten av Fastlands-Norge. Det tilsier at en viss omfordeling av rovviltbelastning fra reinbeiteområder i nord til områder med hovedsakelig sau og hjortevilt i sør kan være et rimelig avbøtende grep. Selv om effekten av en omfordeling av rovviltbelastningen på tapet i reindriften er usikker, kan tiltaket ha en konfliktdependerende effekt for denne næringen.

Internasjonale og nasjonale forpliktelser: Bernkonvensjonen og naturmangfoldloven stiller krav om levedyktige bestander og langsiktig bevaring. En omfordeling av bestandsmål innenfor Norge, uten reduksjon av det nasjonale nivået, er forenlig med disse forpliktelsene. Samtidig svarer tiltaket direkte på nasjonale politiske føringer om å redusere rovviltbelastningen på reindriften, uten å svekke det overordnede bevaringsnivået for artene.

Samfunnsaksept: Holdningsundersøkelser viser at både gaupe og jerv er generelt godt likt i befolkningen, også i region 6, 7 og 8. Det finnes ikke et tydelig samfunnsmessig mandat for å redusere nasjonale bestandsmål. En omfordeling – fremfor reduksjon – ivaretar ønsket om å dempe belastningen i de mest konfliktutsatte reinbeiteområdene, samtidig som man unngår et nasjonalt nivåskifte som mange vil oppfatte som en svekkelse av naturkvalitet.

På denne bakgrunn vurderer vi at en begrenset omfordeling av familiegrupper av gaupe og ynglinger av jerv fra region 7 og 8 til sørlige rovviltregioner er et faglig forsvarlig og bedre tilpasset tiltak enn å redusere det nasjonale bestandsmålet. Tiltaket gir mulighet til å redusere noe av rovviltbelastningen i de mest sårbare reindriftsområdene, samtidig som Norge opprettholder sine forpliktelser til å sikre levedyktige bestander av gaupe og jerv på nasjonalt og skandinavisk nivå.

6.2 Videre oppfølging og kunnskapsmangler

Forvaltningen av gaupe og jerv i de nordlige forvaltningsregionene må vektlegge erfaringsbaserte former for kunnskap og kunnskapsdannelse, i tråd med bestemmelsene i naturmangfoldloven og våre internasjonale forpliktelser. Denne rapporten presenterer et faggrunnlag som bygger på vitenskapelig kunnskap, og som vi har beskrevet kan samgangen mellom de to kunnskapsformene være krevende, blant annet fordi kunnskapen framkommer gjennom svært ulike prosesser. NINA har imidlertid eksempler på godt samarbeid i konkrete forskningsprosjekter, gjennom samproduksjon. Her er kunnskap generert i et samarbeid mellom forskere og lokale aktører, hvor man har et særlig fokus på integrasjon av lokal og tradisjonell kunnskap i forskning og forvaltning.

Konkret vil vi anbefale at reindriften inviteres med til å diskutere de ulike utredningsalternativene som presenteres i denne rapporten, samt konsekvensene av de ulike alternativene. Dette kan f.eks. gjøres i en workshop der den vitenskapelige kunnskapen og den erfaringsbaserte kunnskapen presenteres på samme arena. Dette tiltaket var ikke mulig å gjennomføre innenfor tidsrammen av dette prosjektet.

For den langsiktige levedyktigheten til gaupe og jerv i Skandinavia er det viktig å bevare konnektivitet og øke sannsynligheten for genflyt mellom den skandinaviske og den finsk-russiske bestanden. Vi vil anbefale økt og mer forpliktende samarbeid mellom Norge, Sverige og Finland om forvaltningen av gaupe og jerv.

I 2022 utarbeidet norske, svenske og finske myndigheter «Framework for transboundary cooperation on management and conservation of wolverines in Fennoscandia»⁵. Dokumentet omhandler det planlagte og foreslåtte grenseoverskridende samarbeidet mellom Norge, Sverige og Finland knyttet til overvåking og forvaltning av jerv i Fennoscandia. Et sentralt formål er å sikre genetisk kontakt mellom de fennoskandiske delpopulasjonene, særlig mellom den finsk-russiske bestanden og resten av utbredelsen. Dette forutsetter felles innsats for å identifisere migrerende individer gjennom genetiske markører, systematisk overvåking av genetisk konnektivitet og kontinuerlig vurdering av utviklingen i genetisk variasjon. Videre fremheves behovet for å legge til rette for etablering av stabile, reproduserende bestander i grenseområdene mellom Finland og Sverige for å styrke naturlig genflyt. I dokumentet beskrives også etableringen av en felles, tverrnasjonal genotypedatabase som en viktig milepæl for å sikre konsistente og sammenlignbare data. Harmonisering av feltmetodikk, genetiske analyser og modellering av bestandsstørrelse, inkludert felles bruk av DNA-baserte fangst-gjefangstmetoder, trekkes fram som et overordnet langsiktig mål.

⁵ <https://www.naturvardsverket.se/4acc18/globalassets/amnen/jakt-och-vilt/dokument/framework-for-trans-boundary-cooperation-on-management-and-conservation-of-wolverines-in-fennoscandia.pdf>

Vi vil understreke betydningen av at samarbeidet om forvaltningen av jerv følges opp i tråd med dette dokumentet. Tilsvarende arbeid og «framework» bør også utarbeides knyttet til det grenseoverskridende samarbeidet om forvaltning av gaupe i Fennoskandia.

Vi vil også anbefale at man utreder nærmere demografisk og genetisk levedyktighet for gaupe og jerv i Norge. Dette som grunnlag for vurderinger knyttet til fastsettelse av det nasjonale bestandsmålet.

7 Referanser

- Andrén, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzen, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerström, P. 2002. Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. - *Wildlife Biology* 8 (4): 299-306.
- Andrén, H. & Liberg, O. 2015. Large Impact of Eurasian Lynx Predation on Roe Deer Population Dynamics. *Plos One* 10(3). doi:10.1371/journal.pone.0120570.
- Andrén, H. & Liberg, O. 2024. Numerical response of predator to prey: Dynamic interactions and population cycles in Eurasian lynx and roe deer. *Ecological Monographs* 94(1): e1594. doi:https://doi.org/10.1002/ecm.1594.
- Aronsson, M. 2017. O Neighbour, Where art thou? Spatial and social dynamics in wolverine and lynx from individual space use to population distribution. PhD. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala
- Aronsson, M., Low, M., López-Bao, J.V., Persson, J., Odden, J., Linnell, J.D.C. & Andrén, H. 2016. Intensity of space use reveals conditional sex-specific effects of prey and conspecific density on home range size. *Ecology and Evolution* 6(9): 2957-2967. doi:10.1002/ece3.2032.
- Aronsson, M., Persson, J., Zimmerman, B., Märtz, J., Wabakken, P., Heeres, R. & Nordli, K. 2022. Järven i Inre Skandinaviens skogslandskap– områdesbruk, födoval och reproduktion. SLU rapport.
- Aronsson, M., Åkesson, M., Low, M., Persson, J. & Andrén, H. 2020. Resource dispersion and relatedness interact to explain space use in a solitary predator. *Oikos* 129(8): 1174-1184. doi:https://doi.org/10.1111/oik.07258.
- Artsdatabanken. 2021. Ansvarsarter – Rødlista i et europeisk perspektiv. Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/rodlisteforarter2021/fordypning/ansvarsar>.
- Aspøy, H., Figari, H. & Kränge, O. 2022. Grasrotforskning som konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen: Grasrot-forskeres erfaringer med deltakelse i forskningsprosjekter om rovdyr. NINA Rapport 2083. Norsk institutt for natur.
- Aspøy, H., Kränge, O. & Figari, H. 2023. Barrierer og muligheter for implementering av tradisjonskunnskap i rovviltforvaltning. Samproduksjon av kunnskap i reindriftsnæringen. . NINA Rapport 2242. Norsk institutt for naturforskning.
- Bandola-Gill, J., Arthur, M. & Leng, R.I. 2023. What is co-production? Conceptualising and understanding co-production of knowledge and policy across different theoretical perspectives. *Evidence & Policy* 19(2): 275-298. doi:10.1332/174426421x16420955772641
- Blekesaune, A. & Rønningen, K. 2010. Bears and fears: Cultural capital, geography and attitudes towards large carnivores in Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* 64(4): 185-198. doi:10.1080/00291951.2010.528225.
- Bischof, R., C. Milleret, P. Dupont, J. Chipperfield, M. Tourani, A. Ordiz, P. de Valpine, D. Turek, J. A. Royle, O. Gimenez, O. Flagstad, M. Åkesson, L. Svensson, H. Brøseth, and J. Kindberg. 2020. Estimating and forecasting spatial population dynamics of apex predators using transnational genetic monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117:30531-30538.
- Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Tourani, M., Ordiz, A., de Valpine, P., Turek, D., Royle, J.A., Gimenez, O., Flagstad, Ø., Åkesson, M., Svensson, L., Brøseth, H. & Kindberg, J. 2020. Estimating and forecasting spatial population dynamics of apex predators using transnational genetic monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117(48): 30531-30538. doi:doi:10.1073/pnas.2011383117
- Bruskotter, J.T., Vucetich, J.A., Manfredo, M.J., Karns, G.R., Wolf, C., Ard, K., Carter, N.H., López-Bao, J.V., Chapron, G., Gehrt, S.D. & Ripple, W.J. 2017. Modernization, Risk, and Conservation of the World's Largest Carnivores. *BioScience* 67(7): 646-655. doi:10.1093/biosci/bix049.
- Brøseth, H., Flagstad, Ø., Wardig, C., Johansson, M. & Ellegren, H. 2010. Large-scale noninvasive genetic monitoring of wolverines using scats reveals density dependent adult survival. *Biological Conservation* 143(1): 113-120. doi:10.1016/j.biocon.2009.09.012.

- Brøseth, H. 2024. Effects of extrinsic and intrinsic factors on parturition and reproductive output in wolverines. *The Journal of Wildlife Management* 88(7): e22632. doi:<https://doi.org/10.1002/jwmg.22632>.
- 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(2): 364-376. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01913.x>.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D., Von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J.V., Adamec, M., Álvares, F. & Anders, O. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *science* 346(6216): 1517-1519.
- Chaudhary, V. & Oli, M.K. 2020. A critical appraisal of population viability analysis. *Conservation Biology* 34(1): 26-40. doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.13414>.
- Dyrevelverdsloven. 2009. Lov om dyrevelferd (LOV-2009-06-19-97).
- Ekblom, R., Brechlin, B., Persson, J., Smeds, L., Johansson, M., Magnusson, J., Flagstad, Ø. & Ellegren, H. 2018. Genome sequencing and conservation genomics in the Scandinavian wolverine population. *Conservation Biology* 32(6): 1301-1312. doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.13157>.
- Eldegard, K., Syvertsen, P.O., Bjørge, A., Kovacs, K., Støen, O.G. & van der Kooij, J. 2021. Pattedyr: Vurdering av jerv *Gulo gulo* for Norge. . Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://lister.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021/28397>. Nedlastet 10.11.2025.
- FKT-forskriften. 2024. Forskrift om tilskudd til forebyggende tiltak mot rovviltskader og konfliktdempende tiltak (FOR-2024-12-12-3074).
- Flagstad, Ø., Hedmark, E., Landa, A., Brøseth, H., Persson, J., Andersen, R., Segerström, P. & Ellegren, H. 2004. Colonization history and noninvasive monitoring of a reestablished wolverine population. *Conservation Biology* 18:676-688.
- Forskrift om erstatning for tap og følgekostnader når tamrein blir drept eller skadet av rovvilt. 2001 (FOR-2001-05-04-468).
- Forskrift om velferd for småfe. 2005. (FOR-2005-02-18-160).
- Frank, J. & Brøseth, H. 2025. Bestandsovervåking av gaupe i 2025. Bestandsstatus for store rovdyr i Skandinavia.
- Gervasi, V., Broseth, H., Nilsen, E.B., Ellegren, H., Flagstad, O. & Linnell, J.D.C. 2015. Compensatory immigration counteracts contrasting conservation strategies of wolverines (*Gulo gulo*) within Scandinavia. *Biological Conservation* 191: 632-639. doi:[10.1016/j.biocon.2015.07.024](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.024).
- Gervasi, V., Linnell, J.D.C., Berce, T., Boitani, L., Cerne, R., Ciucci, P., Cretois, B., Derron-Hilfiker, D., Duchamp, C., Gastineau, A., Grente, O., Huber, D., Iliopoulos, Y., Karamanlidis, A.A., Kojola, I., Marucco, F., Mertzanis, Y., Männil, P., Norberg, H., Pagon, N., Pedrotti, L., Quenette, P.-Y., Reljic, S., Salvatori, V., Talvi, T., von Arx, M. & Gimenez, O. 2021. Ecological correlates of large carnivore depredation on sheep in Europe. *Global Ecology and Conservation* 30: e01798. doi:<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01798>.
- Gervasi, V., Nilsen, E.B., Odden, J., Bouyer, Y. & Linnell, J. 2014. The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. *Journal of Zoology* 292(3): 175-183.
- Grunnloven. 1814. Kongeriket Norges Grunnlov (LOV-1814-05-17).
- Hanneman, R.A. 1995. Simulation modeling and theoretical analysis in sociology. *Sociological Perspectives* 38(4): 457-462.
- Hansen, I., Eilertsen, S., Sørensen, O.J., Mørk, T., Bråthen, K.A., Johansen, B., Moa, P.F., Risvoll, C., Sandström, C. & Winje, E. 2019a. Tap av tamrein – et kunnskapsgrunnlag. NIBIO Rapport. NIBIO. <http://hdl.handle.net/11250/2644088>.
- Hansen, I., Strand, G.H., de Boon, A. & Sandström, C. 2019b. Impacts of Norwegian large carnivore management strategy on national grazing sector. *Journal of Mountain Science* 16(11): 2470-2483. doi:[10.1007/s11629-019-5419-6](https://doi.org/10.1007/s11629-019-5419-6).

- 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. doi:10.1017/s0952836904006053.
- 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. doi:https://doi.org/10.1890/11-1309.1.
- Horstkotte, T., Heikkinen, H.I., Næss, M.W., Landaier, M., Forbes, B.C., Risvoll, C. & Sarkki, S. 2022. Implications of norms and knowledge in customary reindeer herding units for resource governance. I: Horstkotte, T., Holand, Ø., Kumpala, J. & Moen, J. (red.) *Reindeer Husbandry and Global Environmental Change*. Routledge, London. S. 316.
- Inman, R.M., Magoun, A.J., Persson, J. & Mattisson, J. 2012. The wolverine's niche: linking reproductive chronology, caching, competition, and climate. *Journal of Mammalogy* 93(3): 634-644. doi:https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-319.1.
- Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om rovvilt i norsk natur. 2004. Energi- og miljøkomiteen, Stortinget. Innst.S. nr. 174 (2003–2004).
- Kaczensky, P., Ranc, N., Hatlauf, J., Payne, J.C. & al., e. 2024. Large carnivore distribution maps and population updates 2017 – 2022/23. Report to the European Commission under contract N° 09.0201/2023/907799/SER/ENV.D.3 “Support for Coexistence with Large Carnivores”, “B.4 Update of the distribution maps”. UCN/SSC Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) and Istituto di Ecologia Applicata (IEA).
- Kleven, O., Berg, S., Bischof, R., Dupont, P., Königsson, H., Milleret, C., Spets, M.H., Spong, G. & Brøseth, H. 2024. DNA-basert overvåking av den skandinaviske jervebestanden 2024. NINA rapport 2535. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3170062>
- Kleven, O., Ekblom, R., Spong, G., Lansink, G.M.J., Aspi, J., Creel, S., Kojola, I., Kopatz, A., Koskela, A., Kvist, L., Singh, N., Kindberg, J., Ellegren, H. & Flagstad, Ø. 2019. Estimering av genflyt til den Skandinaviske jerv populasjonen. . NINA Rapport 1617. Norsk institutt for naturforskning.
- Krange, O. & Figari, H. 2024. Nordmenns holdninger til store rovdyr: 2010, 2017 og 2023. NINA Rapport 2407. Norsk institutt for naturforskning.
- Krange, O. & Skogen, K. 2011. When the lads go hunting: The “Hammertown mechanism” and the conflict over wolves in Norway. *Ethnography* 12(4): 466-489.
- Krange, O. & Skogen, K. 2018. Nordmenns holdninger til ulv – 2018. NINA Rapport 1570. Norsk institutt for naturforskning.
- Krange, O., Odden, J., Skogen, K., Linnell, J.D.C., Stokland, H.B., Vang, S. & Mattisson, J. 2016. Evaluering av regional rovviltforvaltning. NINA Rapport 1268: 190.
- Krange, O., von Essen, E. & Skogen, K. 2022. Law Abiding Citizens: On Popular Support for the Illegal Killing of Wolves. *Nature and Culture* 17(2): 191-214. doi:10.3167/nc.2022.170204
- Landa, A., Lindén, M. & Kojola, I. 2000. Action plan for the conservation of wolverines in Europe (*Gulo gulo*). Council of Europe Nature and Environment 115: 1-45.
- Landa, A., Strand, O., Linnell, J.D.C. & Skogland, T. 1998. Home-range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 76(3): 448-457. doi:10.1139/cjz-76-3-448
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455-1450.
- Lansink, G.M.J., Esparza-Salas, R., Joensuu, M., Koskela, A., Bujnáková, D., Kleven, O., Flagstad, Ø., Ollila, T., Kojola, I., Aspi, J. & Kvist, L. 2020. Population genetics of the wolverine in Finland: the road to recovery? *Conservation Genetics* 21(3): 481-499. doi:10.1007/s10592-020-01264-8.
- Lansink, G.M.J., Kleven, O., Ekblom, R., Spong, G., Kopatz, A., Mattisson, J., Persson, J., Kojola, I., Holmala, K., Ollila, T., Ellegren, H., Kindberg, J., Flagstad, Ø., Aspi, J. & Kvist, L. 2022. Potential for increased connectivity between differentiated wolverine populations. *Biological Conservation* 272: 109601. doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109601.

- Liang, Y., Mattisson, J., Andren, H., Linnell, J.D.C., Nilsen, E.B., Odden, J., Persson, J., M., A., Johansson, Ø., Hemmingmoore, H., Krofel, M., Hočevár, L., Fležar, U., Oliveira, T., Černe, R., Slana, D., Trajbarič, A., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Vogt, K., Prott, K., Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C., Skorupski, J., Tracz, M., Grzegorzek, M., Krojerová-Prokešová, J., Duřa, M., Kutal, M., Mysłajek, R.W., Nowak, S., Figura, M., Mengülluğlu, D., Melovski, D., Kramer-Schadt, S., Premier, J. & Heurich, M. Submitted. Age-specific patterns of reproductive success in wild female Eurasian lynx across Europe. *Biology letters*.
- Linnell, J.D.C., Brøseth, H., Odden, J. & Nilsen, E.B. 2010. Sustainably harvesting a large carnivore? Development of Eurasian lynx populations in Norway during 160 years of shifting policy. *Environmental management* 45: 1142-1154.
- Linnell, J.D.C. & Boitani, L. 2025. Developing methodology for setting Favourable Reference Values for large carnivores in Europe. Report to the European Commission under contract N° 09.0201/2023/907799/SER/ENV.D.3 "Support for Coexistence with Large Carnivores. Task B.3 – Assessment of large carnivores' conservation status". IUCN/SSC Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) and Istituto di Ecologia Applicata (IEA). Rome, Italy.
- Linnell, J.D.C., Andersen, R., Kvam, T., Andren, 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., Mattisson, J. & Odden, J. 2021. Extreme home range sizes among Eurasian lynx at the northern edge of their biogeographic range. *Ecology and Evolution* 11(10): 5001-5009. doi:<https://doi.org/10.1002/ece3.7436>.
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Andersen, R., Brøseth, H., Andrén, H., Liberg, O., Ahlqvist, P., Moa, P., Kvam, T., Segerström, P., Schmidt, K., Jędrzejewski, W. & Okarma, H. 2007. Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different ecological conditions. *Wildlife Biology* 13(4): 447-455
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Andersen, R., Brøseth, H., Andrén, H., Liberg, O., Ahlqvist, P., Moa, P., Kvam, T., Segerström, P., Schmidt, K., Jędrzejewski, W. & Okarma, H. 2007. Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different ecological conditions. *Wildlife Biology* 13(4): 447-455, 9.
- Lämsä, P.-E., Mercier, A., Lindén, A., Hovi, A. & Rautiainen, M. 2025. Wolverines on the Move: A Multi-Scale Analysis of Forest and Landscape Factors Influencing Wolverine Occurrence in Finland. *Ecology and Evolution* 15(4): e71300. doi:<https://doi.org/10.1002/ece3.71300>.
- Mattisson, J. & Odden, J. 2016. Predasjon av tamrein fra gaupe og jerv. Et dataunderlag for beregning av tap av tamrein til gaupe og jerv. NINA Kortrapport 28. Norsk institutt for naturforskning
- Mattisson, J., Andrén, H., Persson, J. & Segerström, P. 2011a. The influence of intraguild interactions on resource use by wolverine and Eurasian lynx. *Journal of Mammalogy* 92(6): 1321-1330.
- Mattisson, J., Arntsen, G.B., Nilsen, E.B., Loe, L.E., Linnell, J.D.C., Odden, J., Persson, J. & Andren, H. 2014a. Lynx predation on semi-domestic reindeer: do age and sex matter? *Journal of Zoology* 292(1): 56-63. doi:10.1111/jzo.12084.
- Mattisson, J., Brøseth, H., Spong, G. & kleven, O. 2024. Spredningsmønster hos jerv i Skandinavia. NINA rapport 2471. Norsk institut for Naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/4310275>.
- Mattisson, J., Odden, J. & Linnell, J.D.C. 2014b. A catch-22 conflict: Access to semi-domestic reindeer modulates Eurasian lynx depredation on domestic sheep. *Biological Conservation* 179(0): 116-122. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.004>.
- Mattisson, J., Odden, J., Nilsen, E.B., Linnell, J.D.C., Persson, J. & Andren, H. 2011b. 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. doi:10.1016/j.biocon.2011.09.004.
- 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. Norsk institut for Naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2367530>.
- Mattisson, J., Persson, J., Andren, H. & Segerstrom, P. 2011c. Temporal and spatial interactions between an obligate predator, the Eurasian lynx (*Lynx lynx*), and a facultative scavenger, the wolverine (*Gulo gulo*). *Canadian Journal of Zoology* 89(2): 79-89. doi:<https://doi.org/10.1139/Z10-097>.

- 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. doi:10.1002/ecs2.1407
- May, R., van Dijk, J., Landa, A. & Andersen, R. 2010. Spatio-temporal ranging behaviour and its relevance to foraging strategies in wide-ranging wolverines. *Ecological Modelling* 221(6): 936-943. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.12.024.
- Melis, C., Basille, M., Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Gaillard, J.M., Hogda, K.A. & Andersen, R. 2010. Roe deer population growth and lynx predation along a gradient of environmental productivity and climate in Norway. *Ecoscience* 17(2): 166-174. doi:10.2980/17-2-3314
- Melis, C., Nilsen, E.B., Panzacchi, M., Linnell, J.D.C. & Odden, J. 2013. Roe deer face competing risks between predators along a gradient in abundance. *Ecosphere* 4(9): 12pp.
- Miljødirektoratet. 2023a. Utredning av en reduksjon av gjeldende bestandsmål for brunbjørn i Norge. Miljødirektoratet Rapport M-2587.
- Miljødirektoratet. 2023b. Utredning om endring av bestandsmål for ulv i Norge. Miljødirektoratet Rapport M-2588.
- Miljøverndepartementet. 2003. St.meld. nr. 15 (2003–2004): Rovvilt i norsk natur.
- Milleret, C., Dupont, P., Brøseth, H., Flagstad, Ø., Kleven, O., Königsson, H., Spong, G., Kindberg, J., & Bischof, R., 2024. Estimates of wolverine density, abundance, and population dynamics in Scandinavia, 2015–2024- MINA fagrapport 101. 34 pp.
- Mills, L.S. & Allendorf, F.W. 1996. The One-Migrant-per-Generation Rule in Conservation and Management. *Conservation Biology* 10(6): 1509-1518. doi:https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10061509.x.
- Naturmangfoldloven. 2009. Lov om forvaltning av naturens mangfold (LOV-2009-06-19-100).
- Nilsen, E.B., Linnell, J.D., Odden, J. & Andersen, R. 2009. Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology* 78(4): 741-751.
- 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. doi:10.1007/s13364-011-0066-5.
- Odden, J., Herfindal, I., Linnell, J.D. & Andersen, R. 2008. Vulnerability of domestic sheep to lynx depredation in relation to roe deer density. *The journal of wildlife management* 72(1): 276-282.
- Odden, J., Linnell, J.D. & 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: 237-244.
- Odden, J., Linnell, J.D., Moa, P.F., Herfindal, I., Kvam, T. & Andersen, R. 2002. Lynx depredation on domestic sheep in Norway. *The Journal of wildlife management*: 98-105.
- Odden, J., Mattisson, J., Langeland, K., Stien, A. & tveraa, T. 2018. Rovdyr og rein i Midt-Norge Sluttrapport. NINA Rapport 1380. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2494308>
- Odden, J., Nilsen, E.B. & Linnell, J.D.C. 2013. Density of main prey modulates lynx kill rates on free-ranging domestic sheep. *PlosOne* 8(11): e79261.
- Oughton, D.H. 2015. Bruk av tradisjonelle kunnskapsformer i forskning. I: Fossheim, H. & Ingierd, H. (red.) *Etisk skjønn i forskning*. Universitetsforlaget, Oslo. S. 78-86.
- Ovaskainen, O. & Saastamoinen, M. 2018. *Frontiers in Metapopulation Biology: The Legacy of Ilkka Hanski*. I: Futuyma, D. J. (red.) *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 49. S. 231-252. doi:10.1146/annurev-ecolsys-110617-062519
- Persson, J. 2005. Female wolverine (*Gulo gulo*) reproduction: reproductive costs and winter food availability. *Canadian Journal of Zoology* 83(11): 1453-1459.
- Persson, J., Landa, A., Andersen, R. & Segerström, P. 2006. Reproductive characteristics of female wolverines (*Gulo gulo*) in Scandinavia. *Journal of Mammalogy* 87(1): 75-79.

- Persson, J., Wedholm, P. & Segerström, P. 2010. Space use and territoriality of wolverines (*Gulo gulo*) in northern Scandinavia. *European Journal of Wildlife Research* 56(1): 49-57.
- Persson, J. & Brøseth, H. 2011. Järv i Skandinavien - status och utbredning 1996–2010. NINA Rapport 732. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2358770>.
- Rauset, G.R., Low, M. & Persson, J. 2015. Reproductive patterns result from age-related sensitivity to resources and reproductive costs in a mammalian carnivore. *Ecology* 96(12): 3153-3164. doi:10.1890/15-0262.1
- Rekdal, Y. & Angeloff, M. 2021. realrekneskap i utmark. Utmarksbeite – ressursgrunnlag og beitebruk. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO).
- Rueness, E.K., Jorde, P.E., Hellborg, L., Stenseth, N.C. Ellegren, H. & Jakobsen, K.S. 2003. Cryptic population structure in a large, mobile mammalian predator: the Scandinavian lynx. *Molecular Ecology* 12:2623-2633.
- Rovviltforliket 2011. Representantforslag 163 S (2010–2011), Representantforslag til Stortinget.
- Rovviltforskriften. 2005. Forskrift om forvaltning av rovvilt (FOR-2005-03-18-242).
- Samelius, G., Andren, H., Liberg, O., Linnell, J.D.C., Odden, J., Ahlqvist, P., Segerstrom, P. & Skold, K. 2012. Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology* 286(2): 120-130. doi:10.1111/j.1469-7998.2011.00857.x.
- Sammot, G., Andreouli, E., Gaskell, G. & Valsiner, J. 2015. Social representations: A revolutionary paradigm? I: The Cambridge Handbook of Social Representations. Cambridge University Press, Cambridge. S. 3-11.
- Sivertsen, R.T., Mattisson, J., Blumentrath, S., Rauset, G.R., Flagstad, Ø. & Odden, J. 2018. Utvikling av planleggingsverktøy for en arealdifferensiert jerveforvaltning i Sør-Norge. NINA Rapport 1538. Norsk institutt for naturforskning
- Skogen, K. & Krange, O. 2015. Ulven i Østmarka – en dalende stjerne? Endringer i oppfatninger av ulven fra 2013 til 2015. NINA rapport 1209: 24 s.
- Skogen, K. & Thrane, C. 2007. Wolves in Context: Using Survey Data to Situate Attitudes Within a Wider Cultural Framework. *Society & Natural Resources* 21(1): 17-33. doi:10.1080/08941920701460408
- Skogen, K., Krange, O. & Figari, H. 2017. Wolf conflicts: a sociological study. Berghahn Books, New York.
- Strand, G.H., Hansen, I., de Boon, A. & Sandström, C. 2019. Carnivore Management Zones and their Impact on Sheep Farming in Norway. *Environmental Management* 64(5): 537-552. doi:10.1007/s00267-019-01212-4
- Strand, G.-H. 2016. Rovviltbestandenes betydning for landbruk og matproduksjon basert på norske ressurser. NIBIO Rapport. Norsk institutt for bioøkonomi
- Sunde, P., Kvam, T., Bolstad, J.P. & Bronndal, M. 2000. Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. *Ecography* 23: 291-298.
- Tangeland, T., Skogen, K. & Krange, O. 2010. Om rovdyr på landet og i byen. Den urban-rurale dimensjonen i de norske rovviltkonfliktene. NINA Rapport 650
- Tovmo, M. & Brøseth, H. 2024. Ynglere registreringer av jerv i Norge i 2024. NINA Rapport 2500. Norsk institutt for naturforskning.
- Tovmo, M. & Brøseth, H. 2025. Ynglere registreringer av jerv i Norge i 2025. NINA Rapport 2643. Norsk institutt for naturforskning.
- Traill, L.W., Bradshaw, C.J.A. & Brook, B.W. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139(1): 159-166. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.011>.
- Trouwborst, A. 2018. Wolves not welcome? Zoning for large carnivore conservation and management under the Bern Convention and EU Habitats Directive. *Review of European, Comparative & International Environmental Law* 27(3): 306-319. doi:<https://doi.org/10.1111/reel.12249>.
- Trouwborst, A., Fleurke, F.M. & Linnell, J.D.C. 2017. Norway's Wolf Policy and the Bern Convention on European Wildlife: Avoiding the "Manifestly Absurd". *Journal of International Wildlife Law & Policy* 20(2): 155-167. doi:10.1080/13880292.2017.1346357.

- 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*. doi:10.1111/1365-2664.12322
- Viltloven. 1981. Lov om jakt og fangst av vilt (LOV-1981-05-29-38).
- von Essen, E., Hansen, H.P., Nordström Källström, H., Peterson, M.N. & Peterson, T.R. 2015. The radicalisation of rural resistance: How hunting counterpublics in the Nordic countries contribute to illegal hunting. *Journal of Rural Studies* 39: 199-209. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.11.001>.
- Walton, Z., Mattisson, J., Linnell, J.D., Stien, A. & Odden, J. 2017. The cost of migratory prey: seasonal changes in semi-domestic reindeer distribution influences breeding success of Eurasian lynx in northern Norway. *Oikos* 126(5): 642-650.
- Zahl-Thanem, A., Burton, R.J.F., Blekesaune, A., Haugen, M.S. & Rønningen, K. 2020. The impact of wolves on psychological distress among farmers in Norway. *Journal of Rural Studies* 78: 1-11. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.05.010>.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhengene med de store drivkreftene i naturen.

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5522-6

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>