

Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding
**Scenarier for en geografisk differensiert
forvaltning av store rovdyr i Norge**

John D. C. Linnell
Unni Støbet Lande
Ketil Skogen
Håkon Hustad
Reidar Andersen

NINA Fagrapport 65

NINA Norsk institutt for naturforskning

Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding
Forvaltningsscenarier for store rovdyr i Norge

John D.C. Linnell
Unni Støbet Lande
Ketil Skogen
Håkon Hustad
Reidar Andersen

NINA publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrappport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Linnell, J. D. C., Lande, U. S., Skogen, K., Hustad, H. & Andersen, R. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Scenarier for en geografisk differensiert forvaltning av store rovdyr i Norge. - NINA Fagrappport 065: 43pp.

Trondheim, Februar 2003

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1364-8

Forvaltningsområde:

Bevaring av biologisk mangfold

Management area:

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

NINA

Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Reidar Andersen og Lill Lorck Olden

Design og layout:

Lill Lorck Olden

Illustrasjon omslag: Bearbeidet i Adobe Photoshop av Kari Sivertsen. Fotograf: Tom Schandy.

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12970008

Ansvarlig signatur:

Norman S. Myklebust

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforskning (DN)

Referat

Linnell, J. D. C., Lande, U. S., Skogen, K., Hustad, H. & Andersen, R. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Scenarier for en geografisk differensiert forvaltning av store rovdyr i Norge. - NINA Fagrapport 065: 43pp.

Denne rapporten tar for seg prinsippet med geografisk differensiert forvaltning. Det er nedfelt i norsk villtlovgivning at forvaltningen av de store rovdyra skal bygge på dette prinsippet. Internasjonalt har prinsippet vært tatt i bruk på en rekke forskjellige måter, fra total utestenging av rovdyr fra enkelte områder (for eksempel dingogjerder på tvers av Australia) til regional fordeling av jaktkvoter (for eksempel puma i New Mexico). Geografisk differensiert forvaltning handler om å variere virkemiddelbruken i ulike områder, og dette favner mye mer enn de svart/hvitt-scenariene som ofte assosieres med begrepet "sonering".

Hvis geografisk differensiert forvaltning skal lykkes med å innfri mangfoldige målsetninger som potensielt kan komme i konflikt med hverandre, må en rekke prinsipper tas i betraktning: (1) Forvaltningen av rovdyr må koordineres med håndteringen av konflikter. Dette betyr at dersom et forvaltningsområde skal ha et visst nivå av rovdyr, må det samtidig gjøres noe for å forebygge konflikter. (2) Størrelsen og beliggenheten av forvaltningsområder må være tilpasset den romlige skalaen som rovdyr opererer på. Dette innebærer at forvaltningsenheter for store rovdyr vil måtte være større enn administrative enheter som kommuner og fylker. Dessuten vil det være vanskelig å opprettholde skarpe grenser mellom enhetene. (3) Ulike rovdyr forårsaker svært ulike konflikter. Ulv og bjørn forårsaker flere typer konflikter og høyere konfliktnivå der de opptrer, sammenliknet med jerv, gaupe og kongeørn. Dette medfører at utformingen av geografisk differensiert forvaltning vil måtte variere for de ulike artene. (4) Ulike konflikter har ulike fordeler og ulemper av geografisk differensiert forvaltning. Denne forskjellen er kanskje mest fremtredende mellom sauehold i utmarka, som vil kunne ha nytte av en streng geografisk differensiering, og sosiale/ikke materielle konfliktdimensjoner som vil kunne forsterkes hvis rovdyrbestander konsentreres i bestemte områder. (5) Forvaltningen må samkjøres mellom de ulike forvaltningsområder slik at de til sammen tilfredsstiller de overordnede målsetninger. (6) Forvaltningen må være konsistent og stabil, slik at den gir den nødvendige grad av forutsigbarhet.

Det finnes både fordeler (hovedsakelig i forhold til materielle konflikter, særlig i forhold til husdyrtap) og ulemper (hovedsakelig i forhold til sosiale konflikter og konflikter med jaktinteressenter) med geografisk differensiert forvaltning. Imidlertid handler spørsmålet, tatt i betraktning norsk virkelighet og prinsippene nedfelt gjennom tidligere stortingsmeldinger og gjeldende villtlovgivning, ikke om hvorvidt vi skal ta i bruk geografisk differensiert forvaltning, men snarere hvordan vi skal *utforme* den.

Et sentralt spørsmål i forhold til geografisk differensiert forvaltning dreier seg om bestandsmål. Selv om levedyktighetsanalyser kan hjelpe oss til å forutse konsekvensene av ulike bestandsmål, må beslutningen om hvor mange vi skal ha i Norge være politisk. Det vil være nødvendig å finne en balanse mellom det antallet som tilfredsstiller interessen i flertallet av det norske folk for å ha rovdyr, samt forpliktelsene til å bidra til felles overlevningsdyktige rovdyrbestander i Fennoskandia, og samtidig det antallet som kan aksepteres, og som vi har råd til, ut fra de mangfoldige konfliktene som oppstår omkring rovdyr. Siden Norge har store mengder potensielt rovdyrhabitat, vil det siste være det som setter begrensningen for antall.

Når det gjelder planleggingen av beliggenhet og utforming av områder i en geografisk differensiert forvaltning, kan det være hensiktsmessig å bruke materielle konflikter med beitenæringene som et utgangspunkt. For det første er disse mulige å kartfeste, for det andre vil det sosiale konfliktpotensialet kunne være høyt uansett hvor i landet man befinner seg. Videre vil det være optimalt å sikre sammenheng med bestander i våre naboland. Dette vil sikre større grad av levedyktighet, og større handlingsrom for forvaltningen.

Fordelingen av sau og tamrein i Norge er heterogen, og områder med lav sauetetthet inkluderer deler av områdene langs svenskegrensen og områdene langs kysten i sør. Disse områdene sammenfaller stort sett med de eksisterende kjerneområdene for bjørn og forvaltningssonen for ulv. Imidlertid vil et system som bygger på disse områdene kreve en grunnleggende endring i måten de forvaltes og sees på, skal man ha noe håp om å redusere konflikter. Vi foreslår et system basert på Forvaltningsområder for Rovvilt (FOR), der hele landet deles inn i 5-10 store enheter. På denne måten bor alle i Norge i et område der rovdyra forvaltes. Innenfor hver av disse enhetene bør det være en minimumsmålsetning for hvor mange individer av hver art det skal være, hvor antallet kan variere fra null og oppover. Hvert område kan ha sitt eget jakt- og fellingsregime, samt et regime for bruk av konfliktdempende tiltak. Størrelsen på jakt- og fellingskvotene vil kunne variere fra enhet til enhet i forhold til konfliktsituasjon og bestandsmålsetning. Områder med høyere bestandsmålsetninger burde få tilsvarende økte midler til å sette i gang konfliktdempende tiltak før konflikten bli høye. Områdene må være store nok til å tilfredsstille rovdyras arealkrav, og muliggjøre en bestandssituasjon som tillater lokalt utført aktiv forvaltning (jakt og felling) av rovdyrene. Når systemet er opprettet på et nasjonalt nivå, er det mulig å overføre mye av den mer detaljerte forvaltningen innenfor de enkelte enhetene til lokale eller regionale institusjoner, så lenge forvaltningsområdene *til sammen* er i stand til å ivareta de overordnede målsettinger. Et slikt system vil involvere hele landet i prosessen, og unngår å opprette små "reservater" der sosiale konflikter kan bli høye. Samtidig vil forvaltningen av rovdyra likne mer på forvaltningen av annet vilt, ved at vanlige folk kan delta i regulering av rovviltbestandene.

Selv om det finnes både vitenskapelig og erfaringsbasert kunnskap som kan forutsi en del konsekvenser av ulike forvaltningsstrategier, vil mange beslutninger være nødt til å

fattes på et politisk nivå. Disse inkluderer bestandsmål for store rovdyr, samt hvilken vektning ulike konflikter skal få i forhold til hverandre. Videre må det sikres tilstrekkelige og forutsigbare økonomiske rammevilkår for å innfri målsetningene.

Emneord: Forvaltningsstrategier – rovdyr

John D.C. Linnell, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta-2, N-7485 Trondheim, Norway.

Unni Støbet Lande, Biologisk institutt, Norges teknologisk og naturvitenskapelig universitet, N-7491 Trondheim, Norway.

Ketil Skogen, Norsk institutt for naturforskning, Fakkeltgården, 2624, Lillehammer og Norsk institutt for forskning om oppvekst, velferd og aldring, Munthesgt. 20, Postboks 3223 Elisenberg, 0208 Oslo.

Håkon Hustad, Biologisk institutt, Norges teknologisk og naturvitenskapelig universitet, N-7491 Trondheim, Norway.

Reidar Andersen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta-2, N-7485 Trondheim, Norway og Biologisk institutt, Norges teknologisk og naturvitenskapelig universitet, N-7491 Trondheim, Norway.

Abstract

Linnell, J.D.C., Lande, U. S., Skogen, K., Hustad, H. & Andersen, R. 2003. Reports for the Large Predator Policy Statement. Management scenarios for large carnivores in Norway. NINA Fagrappport 065: 43pp.

This report focuses mainly on the concept of geographically differentiated management as it has been repeatedly proposed as a cornerstone of Norwegian carnivore management by the government. Internationally geographically differentiated management has been applied in many different ways, ranging from total exclusion of large carnivores from some areas (e.g. dingoes in sheep producing areas of Australia) to the regional distribution of hunting quotas (e.g. puma in New Mexico). Geographically differentiated management basically involves doing different things in different ways in different areas, and extends far beyond the extreme, black-white scenarios that spring to mind when "zoning" is considered.

If geographically differentiated management is to succeed in achieving multiple and potentially conflicting objectives associated with conserving carnivores, using wildland grazing and populated rural areas there are a number of principles that need to be considered. (1) The management of carnivores needs to be coordinated with the management of their conflicts. This means that if one management unit is to contain a higher number of carnivores, something must be done to mitigate conflicts. (2) The size and location of management units must be appropriate to the scale at which large carnivores use the landscape. This implies that units need to be larger than most Norwegian counties. Furthermore it is difficult to maintain sharp borders between areas. (3) Different large carnivores cause very different conflicts. Wolves and bears cause far greater levels and different kinds of conflict than wolverines, lynx or golden eagles, therefore the need for geographic differentiation varies between the different species. (4) Different conflicts derive different benefits from geographically differentiated management. This difference is especially obvious between extensive sheep grazing that is best served with a strong differentiated management, and other social conflicts that may be increased through strong differentiation. (5) Management of the different units must be co-ordinated as it is the sum of all management strategies that ensures the achievement of multiple goals. (6) Management should be consistent and stable.

There are therefore some clear advantages (mainly for material conflicts, especially sheep farming) and disadvantages (mainly for the social conflicts and those with hunting interests) associated with geographically differentiated management. However, given the reality of the Norwegian situation, and the precedents in previous white papers and the game law it seems that the real question is not if we shall use geographically differentiated management in Norway in the future, but what form this geographically differentiated management will take.

One central question that will determine the nature of geographically differentiated management is with respect to population goals. While population viability analysis may help us to determine the consequence of different management goals, the decision as to how many carnivores should be in Norway is entirely political. It will be necessary to find a balance between the numbers that are need to satisfy the majority's (of the Norwegian public) desire to have large carnivores in Norway, our obligations to take part in a common Fennoscandian effort to conserve carnivore populations, and the levels of conflict that people are willing to accept or pay for. As we have abundant habitat in Norway, the latter is likely to be the ultimate limiting factor.

When it comes to determining the exact location and shape of different management units with different carnivore objectives it is logical to use the distribution of material conflicts (sheep, bees, semi-domestic reindeer) as a guide. First, these conflicts are easy to map. Second, the potential for social conflicts could be high everywhere. Furthermore, it would be optimal to ensure connectivity to populations in Sweden / Finland. In this way more viability can be achieved with less conflict, and will allow for far greater management flexibility.

There is a great deal of heterogeneity in the distribution of sheep and reindeer in Norway, and the these areas primarily lie along the Swedish border, and the south coast. These areas correspond to the present core areas for bears and the management zone for wolves. However, if we are to build on these units and decrease the high levels of conflict associated with them it will be necessary to dramatically change the way they are managed and viewed. We suggest a system based around Management Units for Carnivores - where the whole country is divided into a series of 5-10 large units. Each unit should have different population goals for large carnivores and different applications of other tools, such as mitigation measures. Units which are intended to have greater numbers of large carnivores should also receive far more funding to initiate mitigation measures to protect livestock in advance of the conflicts. Units should be large enough, and have suitably large population goals for large carnivores, so that it is possible to allow locally conducted active management (hunting and control) of the carnivore populations. Furthermore, once the overall objectives are determined, much of the operation, and fine scale spatial adjustment of management within each unit could be open to a high degree of local or regional control. The advantages of this system are that the entire country is involved in the process, no small "reservations" are created that intensify social conflicts, and that locally conducted harvest is possible.

Despite the fact that a large amount of science and experience exists which can predict the consequences of different management actions, there are a number of decisions that need to be made at a political level. These include the population goals for large carnivores and the relative weight to be attached to the different conflicts. Furthermore, there is a need to provide the economic resources needed to achieve these objectives.

Key words: Management strategies – Large carnivores

John D. C. Linnell, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta-2, N-7485 Trondheim, Norway.

Unni Støbet Lande, Biology Department, Norwegian University for Science and Technology, N-7491 Trondheim, Norway.

Ketil Skogen, Norwegian Institute for Nature Research, Fakkelgården, 2624, Lillehammer and Norwegian Social Research, Munthesgt. 20, Postboks 3223 Elisenberg, 0208 Oslo
Håkon Hustad, Biology Department, Norwegian University for Science and Technology, N-7491 Trondheim, Norway.

Reidar Andersen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta-2, N-7485 Trondheim, Norway and Biology Department, Norwegian University for Science and Technology, N-7491 Trondheim, Norway.

Forord

Stortinget har gjennom behandlingen av Innstilling til Stortinget nr. 110 (2001-2002) bedt Regjeringen om å legge frem en ny stortingsmelding om rovviltforvaltningen innen utgangen av 2003. Det skal foretas en gjennomgang av ny og oppdatert kunnskap som kan danne et beslutningsrunnlag for fastsetting av bestandsmål, forvaltningsmodeller, tiltak og virkemidler for å redusere konfliktene i rovviltforvaltningen. Denne rapporten er en del av en serie NINA fagrappporter som gis ut i forbindelse med utredningsarbeidet i forkant av den nye rovviltmeldingen.

Målet med denne rapporten er å belyse noen sentrale momenter i forbindelse med den potensielle geografiske fordelingen av rovdyr i Norge, spesielt med tanke på geografisk differensiert forvaltning. Først vil vi analysere prinsipper og forutsetninger som må ligge til grunn for at en geografisk differensiert forvaltning skal lykkes med å redusere de ulike konflikter. Deretter vil vi, ved hjelp av GIS-teknologi, gjennomføre spesifikke analyser, hvor vi beregner konfliktnivået ved ulike former for geografisk differensiering av rovdirenes utbredelse i Norge. Målet med disse analysene er å illustrere noen ulike tilfeller av geografisk differensiert forvaltning, samt å belyse hvordan dette verktøyet kan benyttes i planleggingen. Vi anbefaler å lese denne rapporten sammen med NINA Fagrapport 64 som presenterer analyser av potensielt egnet habitat for store rovdyr på den skandinaviske halvøy.

Vi vil rette en stor takk til alle som har bidratt med data og kunnskap i arbeidet med denne rapporten. Disse inkluderer det Skandinaviske bjørneprosjektet (Jon E. Swenson, Andreas Zedrosser, Bjørn Dahle & Ole Gunner Støen), Skandulv (Håkan Sand) og Svenska jägareförbundet (Jonas Kindberg). Vi er takknemlige overfor våre kollegaer i Norge, Sverige og resten av Europa, inkludert Large Carnivore Initiative for Europe, som vi har hatt stort utbytte av å diskutere rovvilt og rovviltforvaltning med.

Vi er svært takknemlige overfor alle personene i RoSa-prosjektets rådgivningsgruppe som med sin allsidige bakgrunn fra ulike interessegrupper og samfunnsgrener har lagt ned mye tid og arbeid i å gi oss verdifulle innspill i prosessen. Takk være dem har vi, forhåpentligvis, klart å holde beina godt plantet på jorda.

Trondheim Februar 2003

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	4
Forord.....	6
1 Introduksjon.....	7
2 Hvor mange rovdyr skal vi ha?.....	7
2.1 Demografisk levedyktighet.....	7
2.2 Genetisk levedyktighet.....	8
2.3 Å definere biologiske bestander.....	8
2.4 Kan levedyktighetsanalyser være til hjelp for fastsettelse av norske mål?.....	8
2.5 Om begrepet sosial bæreevne.....	8
3 Internasjonale eksempler på geografisk differensiert forvaltning.....	9
3.1 Dingo i Australia.....	9
3.2 Reetablering av ulv i Nord-Amerika.....	9
3.3 Reetablering av grizzlybjørn i Nord-Amerika.....	9
3.4 Kjerneområder for brunbjørn i Slovenia.....	9
3.5 Forvaltning av puma i New Mexico.....	10
4 Prinsippene for geografisk differensiert forvaltning.....	10
4.1 Forvaltningen av rovdyr må koordineres med håndteringen av konflikter.....	11
4.2 Områdenes størrelse og fordeling må tilpasses.....	11
4.2.1 Størrelsen på individuelle leveområder og tettheter.....	11
4.2.2 Spørsmål om målestokk: spredning og influensområde.....	13
4.2.3 Fordeling av forvaltningsområdene.....	13
4.3 Ulike rovdyrarter skaper ulike konflikter.....	14
4.2.3 Birøktning.....	16
4.3.3 Tamreindrift.....	16
4.4.4 Sosiale konflikter.....	16
4.3.5 Jaktinteresser.....	17
4.4 Ulike konflikter har ulike fordeler og ulemper av geografisk differensiert forvaltning.....	17
4.5 Forvaltningen må samkjøres mellom ulike forvaltningsenheter.....	18
4.6 Forvaltningen må være konsistent og stabil.....	18
4.7 Fordeler og ulemper med geografisk differensiert forvaltning.....	18
4.8 Grunnleggende prinsipper for kompromisser.....	19
5 Bruk av geografisk differensiert forvaltning i Norge: noen spesifikke forvaltningsscenarier.....	20
5.1 Kart over potensielt habitat.....	20
5.2 Kart over konflikter.....	20
5.3 Metodikk.....	22
5.4 Scenario 1. Dagens antall med dagens utbredelse.....	22
5.5 Scenario 2. Rovdyrene tillates å etablere seg i alt potensielt habitat.....	22
5.6 Scenario 3. Rovdyr konsentreres til vernområder.....	23
5.7 Scenario 4. Nullområder – områder uten konflikt med husdyr og tamrein.....	26
5.8 Scenario 5. Optimal geografisk fordeling av rovdyr for å minimere konfliktnivået ved ulike bestandsmålsetninger.....	29
6 Konklusjoner.....	34
7 Litteratur.....	39

1 Introduksjon

Etter av skuddpremier for store rovdyr ble introdusert i 1846 (lov om udryddelse af rovdyr og fredning af andet vildt), ble mer en 26 000 bjørn, ulv, gaupe og jerv drept i Norge inntil skuddpremiene ble fjernet sendt i det 20. århundre (Søbye 2001). De siste 30 årene har vi sett hvordan endrede holdninger har gitt endringer i nasjonal politikk, lovverk og tilslutning til internasjonale avtaler. Det har skjedd et skifte fra rovviltbe-kjempelse til rovviltbevaring. På grunn av rovdyrenes utstrakte arealbruk, vil all bevaring av disse artene måtte foregå i det flerbrukslandskapet som dekker mesteparten av Norge. Imidlertid eksisterer mange andre målsetninger for dette landskapet, inkludert spredt bosetting og levende lokalsamfunn, aktiv bruk av utmarkas beiteressurser, og høsting av viltressursene. Konfliktene som oppstår mellom de ulike målsetningene er utgangspunktet for denne rapporten.

Det er nesten uunngåelig at store rovdyr kommer i konflikt med folks interesser når de reetableres i områder hvor de har vært fraværende, da menneskelig aktivitet ikke lenger er tilpasset rovdyrenes nærvær. Konfliktsituasjonen i Norge er et klassisk eksempel på denne prosessen, hvor blant annet saueholdet er tilpasset en situasjon uten rovdyr (Mysterud & Mysterud 1995; Mysterud et al. 1996), og folk gjerne oppfatter store rovdyr som noe fremmed. Konflikter mellom rovdyr og mennesker er et globalt fenomen, og det høye konfliktnivået i Norge er typisk for områder som re-koloniseres av rovdyr etter lengre tids fravær (Breitenmoser 1998). I slike områder, og særlig der rovdyra forårsaker tap av beitedyr, kan konfliktene bli svært alvorlige selv med små bestander av store rovdyr (Aanes et al. 1996). I områder der rovdyra har en lang og sammenhengende historie, ser vi at konfliktene ofte håndteres med en form for aktiv forvaltning av rovdyrbestandene (vanligvis i form av jakt eller felling), i tillegg til visse tilpasninger av menneskelig virksomhet (Linnell et al. 1996; Ozolins et al. 2001; Salvatori et al. 2002).

I utformingen av forvaltningsstrategier for å bevare store rovdyr og samtidig minimere konflikter, må tre hovedavgjørelser tas: Hvor mange rovdyr skal vi ha, hvor raskt skal vi nå bestandsmålene og hvor skal rovdyra tillates å etablere seg?

Denne rapporten har fire målsetninger. Først skal vi se på ulike interesseavveininger i forbindelse med fastsetting av bestandsmål. Deretter analyseres konseptet *geografisk differensiert forvaltning*, og vi presenterer bakgrunnsdata på rovdyrenes økologi og konflikter som må tas hensyn til ved geografisk differensiert forvaltning i Norge. Til slutt vil vi presentere GIS-simuleringer som illustrerer ulike konfliktnivå som følge av ulike forvaltningsscenarioer i ulike deler av landet. Data-grunnetaget som er benyttet for å utvikle disse scenarioene kommer fra en lang rekke kilder. Dette inkluderer vitenskapelig litteratur innen økologi og samfunnsvitenskap, øvrige fagrappporter i denne serien, internasjonal erfaring, samt diskusjoner innen en rådgivingsgruppe bestående av forskere, forvaltere, brukere og andre interessegrupper som er opptatt av eller påvirket av store rovdyr (Andersen et al. 2003).

2 Hvor mange rovdyr skal vi ha?

I Norge er det bred oppslutning i befolkningen om å ta vare på bestander av alle arter som hører naturlig hjemme i vår fauna, inkludert store rovdyr. Dette er godt dokumentert i flere undersøkelser (Bjerke et al. 2003). Beslutningen om å ta vare på store rovdyr i Norge er en grunnleggende forutsetning i denne rapporten. Fastsettelse av klare bestandsmål er en viktig del av de fleste forvaltningsstrategier. Imidlertid er kriteriene for en slik fastsettelse ofte uklare. Å "sikre levedyktige bestander" er et uttrykt mål (Miljøverndepartementet 1997), men hva ligger egentlig i begreper som "sikre", "levedyktig" og "bestander", og hvordan kan vi beregne klare bestandsmål? I mange tilfeller skyldes uklarhetene at man ikke skiller ulike aspekter knyttet til begrepet "levedyktig" fra hverandre.

2.1 Demografisk levedyktighet

Bestandsstørrelser varierer over tid som en følge av variasjoner i mattilgang, endringer i habitat, sykdom, ulykker eller menneskerelatert dødelighet, endringer i aldersstruktur samt en rekke andre faktorer. Det er alltid en sjanse for at bestander kan dø ut hvis en rekke uheldige forhold inntreffer samtidig og over lengre tid (Akçakaya & Sjøgren-Gulve 2000). Generelt er derfor små, isolerte bestander mer utsatt enn større sammenhengende bestander (Lacy 2000). For å beregne sjansen for at en bestand av en bestemt størrelse skal dø ut, benyttes såkalte levedyktighetsanalyser. Minste levedyktige bestand (eng. minimum viable population – MVP) er den bestandsstørrelse (uttrykt som antall reproduktive hunndyr) som gir en akseptabel risiko for at en bestand ikke skal dø ut i løpet av et bestemt tidsintervall. Å definere nivået på den akseptable risiko er et spørsmål om etikk og politikk. I følge kravene til den internasjonale bevaringsunionen (IUCN), skal en bestand sikres en såpass gunstig bevaringsstatus at det er mindre enn 10% sannsynlighet for utdøing i løpet av 100 år (Tufto et al. 1999; Gärdenfors 2000).

Det har vært en betydelig utvikling av metodene for gjennomføring av slike levedyktighetsanalyser, samt en stor økning i datamateriale de siste år (Reed et al. 2002). Det er derfor grunnlag for å lage mer realistiske modeller som avspeiler den virkelige situasjon. Hittil er det gjennomført levedyktighetsanalyser for to av de store rovdyrene, bjørn og jerv, basert på skandinavisk data (Sæther et al. 1998, 2003). For gaupe, ulv og kongeørn mangler det fortsatt noe data før slike analyser kan gjennomføres (Andrén et al. 1999; Ebenhard 2000).

I 1997 ble det beregnet at en bjørnebestand i Skandinavia ville være overlevningsdyktig innen akseptable rammer (minimum 10% sannsynlighet for utdøing innen 100 år), hvis det var minimum 6-8 voksne binner til stede (Sæther et al. 1998; Tufto et al. 1999). I 2003 ble tilsvarende tall for en jervebestand anslått å være minimum 22 reproduksjonsdyktige tisper (Sæther et al. 2003). Begge disse tallene vil endres mye med varierende bestandsforhold. For eksempel vil en liten reduksjon i

verdiene for overlevelse av voksne dyr (f.eks på grunn av jakt eller felling) øke kravet til bestandstørrelse.

2.2 Genetisk levedyktighet

Like viktig som å betrakte den rent numeriske overlevelse av en bestand, er det å betrakte en bestands genetiske status og dens evolusjonære potensiale. På dette området er imidlertid tilgjengelig datamateriale dårligere og de matematiske modeller mindre utviklet. En "tommelfinger-regel" for genetisk levedyktighet basert på generelle studier, blant annet av husdyrbesetninger, er 50/500 – regelen. En bestand bør bestå av 50 reproduserende individer (effektiv bestandstørrelse) for å unngå kortsiktig (10 år) negative effekter av innavl og tap av genetisk variasjon, og 500 reproduserende individer for å unngå langsiktige (> 100 år) tap av genetisk variasjon og evolusjonært potensiale (Pedersen et al. 2003). Selv om gyldigheten av denne regelen er basert mer på intuisjon enn data, er de fleste genetikere enige om at det viktigste er å opprettholde muligheter for overføringer av gener mellom bestander (e.g. Vilà et al. 2002; Pedersen et al. 2003).

2.3 Å definere biologiske bestander

Å definere grensene mellom de ulike bestander er ofte vanskelig, spesielt for store rovdyr i Skandinavia. Bare ved å betrakte de store leveområdene til de individuelle rovdyr, skjønner vi at en bestand må dekke store områder. Tar vi i tillegg i betraktning unge rovdyrs store spredningsavstander, gir dette muligheter for utveksling av individer mellom fjerntliggende delbestander. Slik sett er det urealistisk, med et mulig unntak for den sørnorske jervebestanden (Walker et al. 2001; Flagstaff 2002), å vurdere om Norge har egne bestander av store rovdyr. Et biologisk synspunkt er derfor at de bestander vi skal gi en gunstig bevaringsstatus, må betraktes på et skandinavisk, eller fennoskandinavisk, nivå.

2.4 Kan levedyktighetsanalyser være til hjelp for fastsettelse av norske mål?

Hvis vi erkjenner at de biologiske bestander av store rovdyr eksisterer på et skandinavisk nivå, og samtidig erkjenner at de bestandsmål Sverige har satt for sine bestander overstiger nivåene for "minste levedyktige bestand", både for en demografisk og kortsiktig genetisk levedyktighet, er det vanskelig å finne en objektiv måte å sette Norges nasjonale mål på. Det er derfor et politisk spørsmål hvor mye Norge skal bidra med for å øke levedyktigheten av de skandinaviske rovdyrbestander utover de kortsiktige minimumsnivå. Uttrykt på en annen måte: hvor stor del av de felles anstrengelser, men også interesser i å ta vare på rovdyr, skal Norge ha? Våre habitatanalyser (Lande et al. 2003) viser at Norge har store naturmessig egnede områder som gir rom for mye rovdyr – (figur 5) spørsmålet er hvor mye rom Norge vil la rovdyra utnytte.

Selv om rovdyr og andre arter skulle være sikret levedyktighet i andre land, er det fortsatt et mandat for å ha slike arter i Norge. Spørsmålet om hvor mange rovdyr vi skal ha kan derfor ikke besvares *kun* ved å angi tall for hva som er strengt nødvendig for å sikre biologiske enheter. Vi må også bestemme oss for hvor mange som tilfredsstiller den nasjonale interessen for å ha rovdyr i Norge. Levedyktighetsanalyser kan imidlertid være svært nyttige når det gjelder å modellere konsekvensene av ulike målsetninger eller forvaltningsstrategier når man har truffet en beslutning (Reed et al. 2002).

2.5 Om begrepet sosial bæreevne

For arter som forårsaker konflikt med mennesker er det vanlig å uttrykke målene i relasjon til sosial bæreevne, dvs. antall individer av en art som mennesker er villige til, eller økonomisk i stand til, å akseptere innenfor sitt område. For store rovdyr er sannsynligvis den sosiale bæreevne langt lavere enn områdets økologiske bæreevne. Vi skal imidlertid huske på at de ulike artene har ulik sosial bæreevne. En tilnærming til fastsettelse av bestandsmål, er å sikte mot så mange rovdyr som man har råd til, eller som kan tolereres innenfor de eksisterende økonomiske og sosiale rammer. Ved heller å fokusere investeringer til *proaktiv* konfliktreduksjon enn *reaktiv* kompensasjon, kan dette bidra til en gradvis økning i den sosiale bæreevne over tid. Dette kan gi rom for bruk av såkalte "etappemål", hvor mer ambisiøse langsiktige mål kan nås langsomt, noe som gir den nødvendige tid for endringer både i arealbruk og samfunnmessig aksept for tilstedeværelse av store rovdyr.

Også disse beslutningene vil kreve interesseavveining. For delene ved å senke takten for bestandsvekst og reetablering av store rovdyr er at det gir befolkningen tid til å tilpasse seg, både mentalt og praktisk (for eksempel ved endringer av driftsform i saueholdet) til rovdyr. Det vil dessuten kunne gi folk en følelse av kontroll over prosessen (Linnell & Bjerke 2002). Ulempene ved å senke takten er at det forlenger perioden med en bestandssituasjon som krever at rovdyra har spesiell beskyttelse. Det vil være langt lettere å "normalisere" forvaltningen av rovdyr i forhold til forvaltningen av annet vilt når bestandene er store nok til at lokalbasert felling og jakt kan foregå.

3 Internasjonale eksempler på geografisk differensiert forvaltning

Geografisk differensiert forvaltning kan bli gjennomført på mange ulike måter, avhengig av de lokale forholdene. De følgende fem eksempler illustrerer noen svært ulike måter geografisk differensiert forvaltning har blitt gjennomført på i ulike deler av verden.

3.1 Dingo i Australia

Australia har en av de mest dramatiske former for geografisk differensiert forvaltning som eksisterer for store rovdyr. Dingoens (*Canis lupus familiaris*) predasjon på sau er så omfattende at man ofte regner det som umulig å drive med frittgående sau i områder med dingo. Dingoens predasjon på storfe er derimot mye mindre, og kan vanligvis tolereres av produsentene (Corbett 1995; Allen & Sparkes 2001). For å gjøre det mulig med et sauehold med frittgående sau, har man gjennomført en strategi hvor dingoen er ekskludert fra de viktigste områdene for sauehold i vestlige og sørøstlige deler av Australia. For å begrense immigrasjon er et gjerde på 5600 km (tidligere 8600 km) bygget fra kysten i Sør-Australia nesten helt over til østkysten i Queensland. Dette innebærer at de viktigste områdene for sauehold er inngjerdet. Innenfor dette området blir dingoen så strengt kontrollert (ved hjelp av gift, feller og jakt) at de bortimot er fraværende. I vestlige deler av Australia og deler av Queensland som ligger utenfor gjerdet, blir giftåte lagt ut i en 20 km bred buffersone rundt beiteområdet for å forhindre at dingoen kommer inn i områdene med sauehold. Utenfor disse områdene tillates dingoen å eksistere. Metoden ser ut til å fungere, da den tillater fortsatt sauehold, samtidig som store dingopopulasjoner opprettholdes (Thomson 1986; Sparkes & Allen 2001; Corbett 1995).

3.2 Reetablering av ulv i Nord-Amerika

Som en følge av at ulven havnet på listen over truede arter (basert på den "Endangered Species Act") i USA, ble en rekke planer utviklet med føderalt mandat for å sikre reetablering av ulv. Dette har ført til aktiv reintroduksjon av ulv i Yellowstone, sentrale deler av Idaho og Arizona/New-Mexico, samt at utbredelsen av ulv i Montana har økt naturlig. Reetableringen har vært vellykket: Mindre enn 30 år etter at den ble initiert synes det nå sannsynlig at ulven kan bli rekategorisert fra "truet" til "sårbar", og at forvaltningen av ulv kan tilbakeføres til de enkelt delstater i mange områder. I reetableringsprogrammet har geografisk differensiert forvaltning blitt benyttet i alle områder. I vest ble tre områder for reetablering opprettet, i nordlige deler av Montana, sentrale deler av Idaho, samt i Yellowstone. I øst ble Montana oppdelt i fem soner. I den samme perioden har det i Minnesota og Michigan, hvor ulven er naturlig reetablert, blitt opprettet en rekke soner. Innenfor disse sonene har man gjennomført ulik forvaltningspraksis.

Hovedforskjellen mellom sonene er graden av vern innenfor sonen, i forhold til utenfor. For at reetableringsprogrammet i Idaho og Wyoming skulle lykkes var det nødvendig å opprette spesielle "eksperimentelle og ikke-nødvendige" populasjoner i disse statene. Dette ga forvaltningen mye større frihet til å felle eller flytte ulver som forårsaket konflikter i disse statene sammenliknet med f.eks. Montana, hvor ulven var reetablert naturlig og derfor var under strengere vern (Brown & Parson 2001; Bangs & Fritts 1996; Fritts et al. 2001). Denne fleksibiliteten i forvaltningen har vært sentral i bestrebelsene på å skape aksept i befolkningen for reintroduksjonen av ulv. Likevel er det godt dokumentert at reintroduksjonen har vært omstridt, og at temperaturen i konfliktene i for eksempel Yellowstone-området har vært høy (Wilson 1997).

Som en del av prosessen med å rekategorisere ulvens truetet, må hver stat utvikle en forvaltningsplan for ulv. Montana og Idaho har besluttet å gå bort fra soneringssystemet, og i stedet forvalte ulven aktivt over hele utbredelsesområdet innenfor staten. Wisconsin har derimot besluttet å opprette fire forvaltningssoner, mens Minnesota har forenklet deres gamle firesoners system til et tosoners system, hvor ulven har ulik grad av beskyttelse. I flere av tilfellene vil endel områder fortsatt være uten ulv.

3.3 Reetablering av grizzlybjørn i Nord-Amerika

Et geografisk differensiert forvaltningssystem har også vært utgangspunktet for grizzlybjørnens reetablering i USA. Totalt ble det opprettet seks reetableringsområder i 1990-årene, hvor størrelsen på områdene varierte fra 5100 km² til 26000 km². I dag finnes grizzlybjørnen i fem av disse områdene. Hvert område er videre delt inn i fem soner, hvor ulike restriksjoner er lagt på arealbruken, og ulike strategier benyttes for å løse konflikter. I det sjette området, hvor det i dag ikke finnes grizzlybjørn, er det planlagt en aktiv reintroduksjon. I den forbindelse har et område blitt foreslått for en "eksperimentell og ikke-nødvendig" populasjon i reetableringsområdet og områdene rundt. Reintroduksjonen er foreløpig utsatt (Servheen et al. 1999).

3.4 Kjerneområder for brunbjørn i Slovenia

I 1996 ble et kjerneområde på 3000 km² opprettet sør i Slovenia, på grensen til bjørnens utbredelse i nabolandet Kroatia. På den tiden var det omtrent 160 bjørner i Slovenia, hvorav 95% var innenfor kjerneområdet. Innenfor dette området ble bjørnen forvaltet på en slik måte at populasjonen kunne vokse, mens bjørnen var ubeskyttet utenfor kjerneområdet. Innenfor kjerneområdet ble det utviklet et system der kadaver ble lagt ut på foringsplasser til bjørnene (minst 1 foringsplass pr. 60 km²). I 2000 hadde bjørnepopulasjonen i Slovenia vokst til 400-450 individer, hvorav kun 75% var innenfor kjerneområdet. Det er tydelig at den ekstra beskyttelsen bjørnen hadde i kjerneområdet gjorde det mulig for en liten populasjon å

vokse i et lite land, hvor landskapet er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet (Adamic 1996; Huber & Adamic 1999).

3.5 Forvaltning av puma i New Mexico

Der store rovdyr opptrer i så høye tettheter at de kan forvaltes som jaktbart vilt, blir geografisk differensiert forvaltningen gjennomført i form av forvaltningsområder for jakt. Siden pumaen ble oppgradert til jaktbart vilt i New Mexico i 1971 har man utviklet et system med 15 regioner, hvor hver region har egne kvoter og jaktseonger. Disse kvotene blir satt ut fra en målsetning om å balansere 3 ulike formål, i tillegg til det overordnede målet om å bevare pumaen. For det første gir systemet mulighet for jaktoplevelser. For det andre ønsker man å begrense predasjonen på husdyr. For det tredje ønsker man å begrense pumaens predasjon på villsau, da pumaens predasjon på denne arten ser ut til å true flere små og isolerte bestander med utryddelse (New Mexico Department of Fish and Game). Et liknende system med sonespesifikke kvoter er i bruk i de fleste områder i Nord-Amerika hvor man jakter på puma (f.eks. 11 enheter i Alberta, 53 enheter i Utah; Ross et al. 1996).

4 Prinsippene for geografisk differensiert forvaltning

I en verden med begrenset rom finnes det to hovedtyper arealutnyttelse: enten kan man ha et flerbrukskonsept, hvor man innen samme areal har flere typer aktiviteter som ikke er direkte ekskluderende for hverandre, eller en geografisk differensiert forvaltning, hvor ulike typer aktivitet gis prioritet i ulike arealer. Geografisk differensiert forvaltning er et enkelt prinsipp, og kan oppsummeres som at "man gjør ting ulikt i ulike områder". Dette krever imidlertid at man oppretter ulike forvaltningsområder, ofte referert til som "soner" (siden begrepet "sone" gir mange ulike assosiasjoner, vil vi her benytte begrepet "område"). Den grunnleggende idéen er at hvert område har ulike, men samkjørte forvaltningsregimer. Dette burde gjøre det mulig å nå ulike målsetninger i ulike områder.

En geografisk differensiert forvaltning av rovdyr er aktuelt fordi de store rovdyrene er i konflikt med en hel del aktiviteter og interesser som vi mennesker har. Predasjon på husdyr, hjortevilt og hunder, ødeleggelse av bikuber og generell frykt og uro for rovdyr blant folk er eksempler på dette. Hovedhensikten med en slik strategi er å redusere overlappingen i arealbruk mellom ulike "konflikt"-aktiviteter og rovdyr, samt å effektivisere bruken av konfliktforebyggende tiltak. Dette kan gjøres på ulike måter - manipulere tettheten av store rovdyr, justere måten de ulike aktiviteter utføres på, eller fjerne kilden til konflikt fullstendig. Ulike muligheter omfatter enten å tillate rovdyrene å spre seg over store områder, med lik forvaltning over alt, eller å tilpasse ulike forvaltningsstrategier i ulike områder (geografisk differensiert forvaltning, eller sonering). Denne beslutningen må treffes både på *enartsnivå* (la en art opptre i lave tettheter over hele utbredelsesområdet, eller la den opptre i høy tettheter innenfor avgrensede områder), og på *flerartsnivå* (bevare flere arter i samme område, eller ulike arter i ulike områder).

For at geografisk differensiert forvaltning skal bli vellykket må man imidlertid ta hensyn til en rekke prinsipper:

- Det er nødvendig å koordinere den geografisk differensierte forvaltningen av rovdyrene med håndteringen av konfliktene forbundet med disse.
- Størrelsen og fordelingen av enheter må tilpasses de store arealbehov som store rovdyr har.
- Ulike rovdyr forårsaker ulike konflikter.
- Ulike konflikter har ulike fordeler og ulemper av geografisk differensiert forvaltning. Derfor må hver konflikt evalueres separat før konfliktene evalueres sammen.
- Forvaltningen må samkjøres mellom ulike forvaltningsområder.
- Forvaltningen må være konsistent og stabil.

Konfliktene mellom rovdyr og menneskelige interesser er detaljert behandlet i andre rapporter (Andersen et al. 2003; Solberg et al. 2003; Svarstad 2003, Skogen et al. 2003; Brainerd 2003). Vi vil derfor kun liste opp de viktigste forhold vi skal behandle i denne rapporten. Disse er:

- Husdyrhold (i hovedsak sau, men også bi-røktning).
- Tamreindrift.
- Jaktinteresser.
- Sosiale forhold.

En rekke verktøy er tilgjengelige for å kunne behandle disse konfliktene:

- Tilpasninger i husdyrholdet.
- Omlegging fra husdyrhold til andre aktiviteter innenfor landbruk.
- Tilpasninger i tamreindriften.
- Tilpasninger i forhold til jaktinteresser.
- Aktivitet rettet mot sosiale forhold
- Jakt og felling av rovdyr.
- Tilpasninger av bestandsmål og måten disse nås på.

Differensiert bruk av de ulike verktøyene i ulike områder er essensen i geografisk differensiert forvaltning. Utfordringen er å se hvordan de ulike verktøyene kan benyttes ved ulike typer konflikter ulike steder i landet, i en kontekst av geografisk differensiert forvaltning av de fire store rovdyrartene.

4.1 Forvaltningen av rovdyr må koordineres med håndteringen av konflikter

Dersom geografisk differensiert forvaltning skal redusere konfliktene på en effektiv måte, kreves det at måten rovdynene forvaltes på koordineres med måten konfliktene håndteres på. For eksempel, dersom et forvaltningsområde skal opprettholde et større antall rovdyr, er det nødvendig at man i dette området eliminerer eller forebygger så mange potensielle konflikter som mulig. Svikten når det gjelder å forebygge rovdyr/husdyr-konflikter innenfor dagens system med kjerneområder og forvaltningssone har vært en viktig årsak til den sterke kritikken mot soneringspolitikken i Norge. Dette kan man se innenfor det forhenværende kjerneområdet for jerv Sør-Norge. Selv om man lykkes i å bygge opp en liten populasjon ved å opprette et kjerneområde med strengt vern, var det ingen solide, storskala forsøk på å løse problemet med predasjon på sau. Faktisk økte antallet sau innenfor kjerneområdet, noe som førte til at konfliktnivået økte (Landa et al. 1995, 1999). Sauetapene økte i takt med økningen i antall jerv. Kjerneområdet ble opphevet i 2002 da bestanden hadde nådd det antall ynglinger som var satt som mål for forvaltningen. Fremover i tid skal jerven forvaltes med et litt høyere bestandsmål over et større område over hele Sør-Norge.

4.2 Områdenes størrelse og fordeling må tilpasses

Det er implisitt i utviklingen av et geografisk differensiert forvaltningssystem at størrelsen på enhetene er tilpasset de biologiske prosessene de er utviklet for å forvalte (Thiollay 1989; Schwartz 1999). Som forventet, ut fra deres posisjon på toppen av næringspyramiden, har de store rovdynene svært store krav til plass, vanligvis i størrelsesorden noen hundre

kvadratkilometer pr. individ. I tillegg forekommer de vanligvis i lave tettheter, da de fleste artene er territorielle, samt at spredningsdistanser fra området de er født er lengre enn for andre grupper. Som et resultat må forvaltningsområdene være svært store, selv for kun å omfavne bevegelsene til noen få individer. Skarpe grenser mellom områdene er vanskelig å opprettholde. Dette innebærer at områder for forvaltning av de store rovdynene må være langt større enn forvaltningsenheter for andre terrestriske biologiske ressurser. Dette medfører at samarbeid må foregå på tvers av kommune- og fylkesgrenser, og ofte på tvers av landegrenser.

4.2.1 Størrelsen på individuelle leveområder og tettheter

Selv om størrelsen på de individuelle leveområdene er skalert i forhold til miljøets produktivitet og byttetettheter kan det være stor variasjon mellom områder (Gomper & Gittleman 1991; Grigione et al. 2002). For rovdyr er det vanlig at størrelsen på leveområdene varierer med en faktor på 10-20 mellom ulike studieområder, og langt mer ekstreme eksempler er dokumentert. For eksempel benytter individuelle ulver i Israel leveområder på 20 km², mens ulver i nordlige deler av Canada kan benytte så store områder som 50.000 km² (Hefner & Geffen 1999, Walton et al. 2001). Det er derfor viktig at man har tilgang på data over arealkravene i den aktuelle regionen. I Skandinavia har det de siste tiårene vært en storstilt satsing på radiotelemetri, og bjørn, jerv, gaupe og ulv har blitt studert i henholdsvis 2, 3, 5 og 1 områder. Disse studiene har vist at de store rovdynene i Skandinavia benytter relativt store leveområder. For eksempel er gaupas leveområder i Norge de største som er dokumentert for denne arten (Linnell et al. 2001), og langt større enn for sibirsk tiger (Miquelle et al. 1999). Som man ser av tabellen har alle artene individuelle leveområder i målestokken 100 km² eller 1000 km² i Skandinavia (**tabell 1**). Den generelle trenden er at hanner har større leveområder enn hunner (Sandell et al. 1989).

Både gaupe og jerv har et sosialt system med streng territorialitet innenfor kjønnene. Dette innebærer at det er liten overlapp mellom leveområder hos naboindivider av samme kjønn (Landa et al. 2001, Andersen et al. 2001). Hos ulv gjelder denne territorialiteten mellom naboflokker (Wabakken et al. 2002). For alle tre arter innebærer dette at de reproduktive enhetene er spredt utover, noe som resulterer i lave tettheter. Typiske tettheter for de ulike artene er; for gaupe fra 3 til 20 individer pr. 1000 km², for ulv fra 1,4 til 4 individer pr. 1000 km² og for jerv fra 2,8 til 3,8 individer pr. 1000 km² (Liberg & Gløersen 1995, 2000; Kvam et al. 1997; Landa et al. 1998, Odden et al. 2001, Wabakken et al. 2001, 2002). Bjørn er imidlertid ikke territoriell på samme måte som de andre artene, noe som tillater at flere bjørner av samme kjønn og reproduktive status kan oppholde seg i samme område. I Sverige varierer bjørnetettheten fra 5 / 1000 km² til 12 / 1000 km² når man beveger seg langs en gradient ut av reproduksjonsområdene (Swenson et al. 1994, 1995).

Tabell 1. Størrelsen på individuelle leveområder (km²) for de store rovdyrene i Skandinavia. Dersom to verdier er oppgitt for hunner, gjelder verdien merket "*" for hunner uten avhengige avkom. Estimaten er basert på "Minimum Convex Polygon" (100% eller 95%). - Home range sizes (km²) of large carnivores in Scandinavia. If two values are given for females, that marked with an "*" indicates females without dependent young. Estimates are based on the minimum convex polygon method (100% or 95%).

Art/Område Species/Area	Hanner Male			Hunner Female			Ref
	Gj.sn. Mean	Range	N	Gj.sn. Mean	Range	N	
Bjørn/Bears							
Sarek	833	245-2029	9	280*	106-816	18	1
				137	21-723	15	1
Dalarna	1055	314-8264	27	217*	81-999	34	1
				124	46-478	22	1
Gaupe/Lynx							
Sarek	709	350-1104	8	407	68-946	21	2
Nord-Trøndelag	1515	648-2623	3	561	512-611	2	2
Hedmark	1456	882-3486	7	832	426-1107	10	2
Bergslagen	632	355-854	4	307		1	2
Østfold/Akershus	812		2	350		2	3
Jerv/Wolverine							
Sarek	676	133-2284	7	291*	17-1275	13	4
				116	31-560	16	4
Troms	488		2	633*		7	5
				86		8	5
Dovrefjell	663	502-942	4	335*	273-397	2	6
Ulv/Wolf							
Sør-sental skandiavia	971	405-1887	7				7

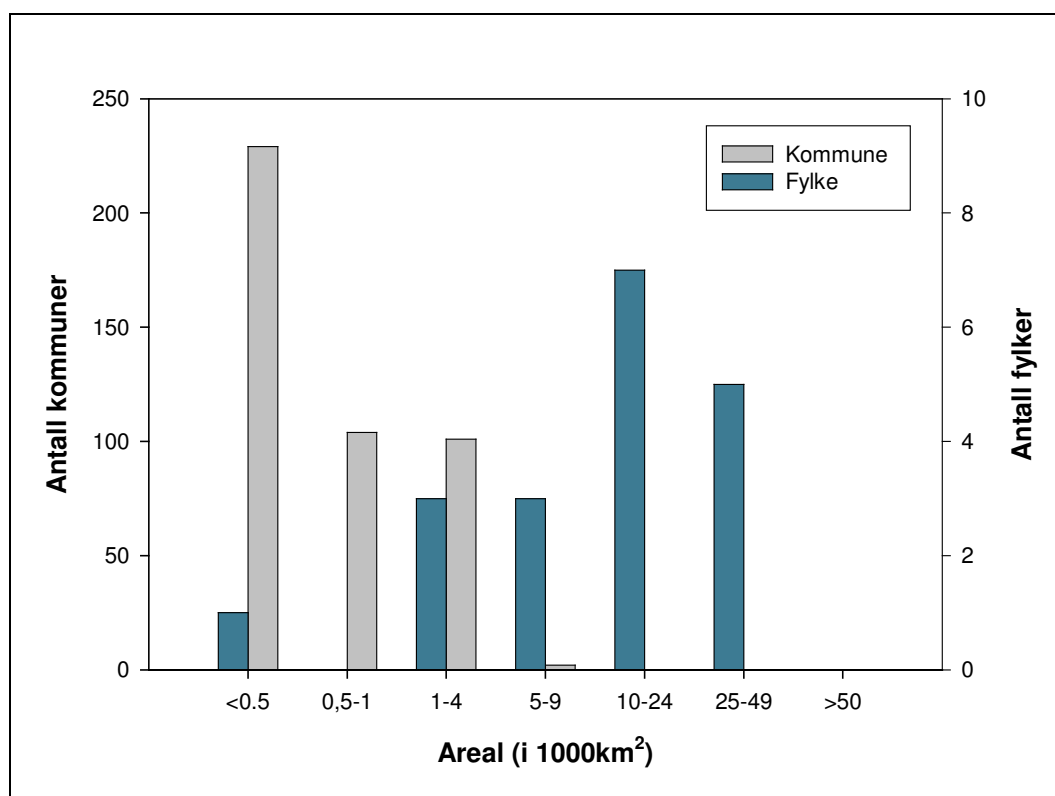
Refs: 1. Dahle & Swenson in press, 2. Linnell et al. 2001, 3. Herfindal et al. in prep., 4. Löfstrand 2000, 5. Landa & Andersen unpublished, 6. Landa et al. 1998, 7. Johansson 2002.

Hos mange rovdyrarter er det vanlig at individene opprettholder stabile leveområder / territorier gjennom alle årstider og gjennom flere år, selv om det finnes noen eksempler på rovdyr som følger byttedyrenes migrasjoner til ulike leveområder sommer og vinter (Cook et al. 1999; Ballard et al. 1997; Pierce et al. 1999; Walton et al. 2001). I Skandinavia har slik trekktferd aldri blitt dokumentert, selv ikke fra områder hvor byttedyrene foretar migrasjoner (Moa et al. 1998, Pedersen et al. 1999). Voksne individer kan imidlertid foreta korte turer utenfor deres normale leveområde, vanligvis i forbindelse med paringssesongen. Denne type atferd er mest vanlig hos ulv (Messier 1985; Boyd et al. 1995), men har også blitt påvist hos jerv (Landa et al. 1998). Det vanlige er imidlertid at voksne rovdyr er svært trofaste mot sitt store leveområde, noe som innebærer at de har en relativt forutsigbar utbredelse.

De store rovdyrenes utstrakte leveområder i Skandinavia skaper mange utfordringer for de eksisterende miljøforvaltningsenheter, som er vant til å operere på en langt mindre romlig målestokk. Vanlige forvaltningsenheter for jakt, slik som private eiendommer, kommuner og til og med fylker, blir i praksis

for små som forvaltningsenheter for de store rovdyrene. Som vist på **figur 1** er majoriteten av norske kommuner mindre enn leveområdet for en enkelt hanngaupe (500 – 1500 km²). I de siste årene har fylket vanligvis vært forvaltningsenheten for gaupe, men biologiske data, samt praktisk erfaring med dobbelttelling av familiegrupper som lever på fylkesgrenser, indikerer at det er et behov for å opprette enda større forvaltningsenheter (Andersen et al. 2003)

De store leveområdene har også en konsekvens i forhold til konfliktene. Siden sau blir sluppet på beite i de fleste områder i Norge, er det faktisk få områder hvor de store rovdyrene kan etablere et leveområde uten at konflikter oppstår. Dette indikerer at det finnes få helt konfliktfrie områder. Det er derfor helt nødvendig å koordinere aktivitetene over store områder under planlegging og praktisk gjennomføring av rovdyrforvaltning.



Figur 1. Størrelsen på fylker og kommuner i Norge. Store rovdyr bruker individuelle leveområder i størrelseorden 300 til 1500 km² hver. - The sizes of counties and municipalities in Norway. For comparison individual home ranges from large carnivores tend to be in the order of 300 to 1500 km².

4.2.2 Spørsmål om målestokk: spredning og influensområde

I kontrast til voksne rovdyrindivider er det vanlig at unge individer vandrer store avstander før de etablerer sitt eget leveområde (Sutherland et al. 2000). I denne fasen kan enkelte individer ha en spredningsdistanse på over flere hundre kilometer; den lengste distansen som er registrert er for en amerikansk ulv, som i luftlinje beveget seg i overkant av 800 km fra startpunktet til endepunktet (Fritts 1983, Ballard et al. 1987, Boyd et al. 1999, Wabakken et al. 2001). For de store rovdyrene i Skandinavia er det visse forskjeller i spredningsatferden (**figur 2**). Hos ulv, jerv og gaupe er det vanlig at begge kjønn har en utstrakt spredningsatferd (Vangen et al. 2001, Wabakken et al. 2001, Andersen et al. 2001, 2003). Hos bjørn er det imidlertid stort sett hannene som har lange spredningsdistanser, mens hunnene lever i samme område som sin mor (Swenson et al. 1998).

Rovdyrenes spredningsadferd kan være en stor fordel når man gjennomfører geografisk differensiert forvaltning, da dette tillater kontakt mellom populasjoner i ulike områder. Det er vist at spredning kan øke både den genetiske og den demografiske levedyktigheten for en populasjon (Van Vuren 1998; Durant 2000; Vilà et al. 2002). Spredning kan imidlertid også skape problemer for en geografisk differensiert forvaltning, da det blir vanskelig å opprettholde skarpe grenser mellom naboerområder, samt at minimumsstørrelsen på et forvaltningsområde

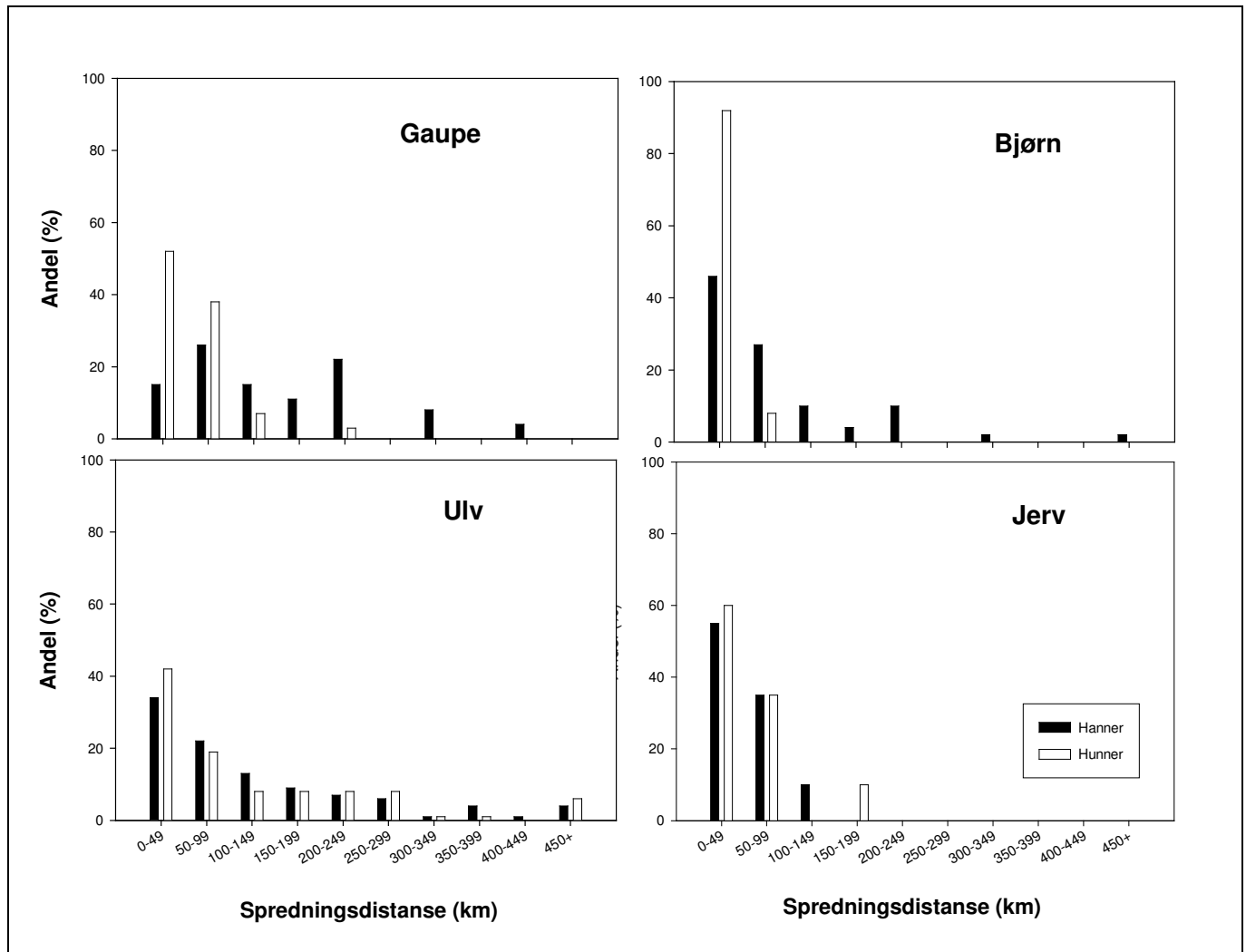
øker kraftig (Saberwal et al. 1994). Denne effekten kan imidlertid minimaliseres ved at man oppretter enheter med en lav grense/areal-ratio (Bogeart et al 2001), eller ved at man utnytter naturlige eller antropogene barrierer mot spredning når man skal fastsette grensene (fjell, store innsjøer, fjorder, infrastruktur osv.).

4.2.3 Fordeling av forvaltningsområdene

Med mindre forvaltningsområdene er svært store, er det lite sannsynlig at de enkelte områdene kan opprettholde levedyktige rovdyrbestander innenfor sine grenser. Selv om de store rovdyrene kan ha lange spredningsdistanser, er det grenser for hvor lange disse normalt er. Sannsynligheten for å overleve lange spredninger er også lav. Derfor vil plassering av forvaltningsområder med rovdyr i nærheten av hverandre øke bestandenes levedyktighet pr. individ kraftig. Med andre ord kan man oppnå mer levedyktighet (både demografisk og genetisk) med et mindre antall rovdyr (og derfor et lavere konfliktnivå) dersom enhetene tillater utveksling av individer.

ring av forvaltningsområder med rovdyr i nærheten av hverandre øke bestandenes levedyktighet pr. individ kraftig. Med andre ord kan man oppnå mer levedyktighet (både demografisk og genetisk) med et mindre antall rovdyr (og derfor et lavere konfliktnivå) dersom enhetene tillater utveksling av individer.

Å opprettholde forbindelsen med svenske, finske og russiske populasjoner (Östergren et al. 2001) er viktig for norsk rovviltforvaltning. På den måten vil hvert individ bidra mer til den regionale levedyktigheten enn om vi var isolert fra våre naboer. Dersom populasjonene er sammenhengende, vil dette legge til rette for at flere land kan ha større handlingsrom i forvaltningen. I praksis innebærer dette at områdene langs grensen vil måtte ha et stort ansvar for å bevare de store rovdyrene i framtiden. På samme måte er det en fordel at bestandene innenfor Norge er så sammenhengende som mulig. Dette øker levedyktigheten, og stabiliserer bestander som høstes. Av størst praktisk betydning er det at den sørnorske jervebestanden sikres forbindelse med den større og sammenhengende bestanden i nordøst som brer seg over deler av Nord-Norge, Sverige og Finland/Russland (Landa et al. 1998; Walker et al. 2001).



Figur 2. Spredningspotensiale hos unge radiomerkede individer av bjørn, gaupe, ulv og jerv. Spredningsdistansen angir tilbakelagt distanse i luftlinje bort fra fødselsområdet før etablering, eller til det blir funnet død. Alle data er fra skandinaviske bestander, bortsett fra ulv, hvor dataene kommer fra nordamerikanske studier. De begrensede data fra Skandinavia indikerer imidlertid at spredningsdistansene her ligger innenfor grensene fra de nordamerikanske studiene. - Dispersal distances of juvenile radio-collared large carnivores. Data represents straight line distance between birth site, and point of establishment or death. All data from Scandinavian studies with the exception of wolves where we have used all available North American data. The limited data from Scandinavian wolves are very similar.

4.3 Ulike rovdyrarter skaper ulike konflikter

For det tredje har de store rovdyrartene i Norge svært ulike økologi og adferd, og er forbundet med svært ulike konflikter der de opptrer. Det er derfor nødvendig å behandle hver art for seg, før man behandler artene sammen i en helhetlig plan. Siden den relative rangeringen av artenes konfliktnivå avhenger av den spesifikke konflikten, vil vi her gå gjennom konflikten hver for seg.

4.3.1 Sauehold

Vi har estimert rovdyrartenes predasjonsrater på sau ved å dividere de artsspesifikke kompensasjonene innen hvert fylke på antall registrerte reproduksjoner innen de enkelte fylkene samme år (**boks 1**). Det er minst informasjon tilgjengelig for

ulv, da det har vært dramatiske endringer i driften i områdene der ulven er etablert (Sveipe 2002). Det er derfor vanskelig å estimere skadene omfang dersom sauen i disse områdene fortsatt hadde blitt sluppet fritt på beite. På grunnlag av predasjonsrater, kan artene rangeres som følger (> betyr "høyere enn", >> betyr "betydelig høyere enn")

Sauhold: ulv > bjørn > jerv > gaupe >> kongeørn

Uavhengige estimater for individuelle predasjonsrater, basert på radiotelemetri, foreligger kun for gaupe. Det er tydelig at voksne hanngauper dreper mer sau enn voksne hunngauper (18 vs. 4 per 100 netter). I tillegg var det ingen indikasjon på at det fantes noen problemindivider som var ansvarlig for mer sauetap enn andre individer av samme kjønn og alder (Odden et al. 2002).

Boks 1. Estimering av individuelle predasjonsrater på sau for de store rovdyrene i Norge

Når man planlegger forvaltningen av de store rovdyrene er det nyttig å kjenne de forventede individuelle predasjonsrater på sau, slik at man kan forutse skadeomfanget pr. rovdyr. Swenson et al. (2003) presenterer estimater på forventet skadeomfang pr. individ, men i disse beregningene tas det utgangspunkt i estimater over de totale rovdyrbestandene. Da fokus både i overvåkningsprogrammet og i de politiske målene er rettet mot reproduktive enheter, har vi valgt å basere våre estimater på antallet erstattede lam pr. reproduktive enhet. Den totale bestandsstørrelsen som disse reproduktive enhetene representerer vil variere, men ligger vanligvis i størrelsesorden 3-8 ganger antallet reproduktive enheter (Swenson et al. 1994; Landa et al. 1998, 2001; Andrén et al. 2002; Andersen et al. 2003).

Gaupe

For gaupe har vi beregnet gjennomsnittlig antall lam erstattet pr. år, og gjennomsnittlig antall dokumenterte familiegrupper pr. år de siste fire år (1999-2002) i hver av de 13 fylkene hvor reproduksjon er dokumentert (Brøseth et al. 2003). I snitt ble det gitt kompensasjon for 136 ± 84 (SD) lam pr. familiegruppe av gaupe. Det var imidlertid store variasjoner i predasjonsratene, med fylkesvise gjennomsnitt fra 48 (Nord-Trøndelag) til 302 (Oppland). Selv om noe av denne variasjonen kan skyldes ulik erstatningspraksis i de ulike fylkene, var det en klar sammenheng (Spearman's korrelasjon = 0,582, $p = 0,037$) mellom individuelle predasjonsrater og sauetetthet i de ulike fylkene (sautettheten varierte fra 0,3 lam pr. km² til 6,3 lam pr km²; data fra Statens kornforetning). Dette indikerer at hver gaupe forårsaker høyere tap av sau i områder med høy sauetetthet enn i områder med lav sauetetthet. Dette resultatet støtter "encounter rate"-hypotesen, som antar at gaupas predasjonsrater på sau er avhengig av sannsynligheten for tilfeldige møter mellom gaupe og sau, ikke aktivt søk fra gaupas side (Linnell et al. 1999, Odden et al. 2002, Brainerd 2003).

Jerv

For jerv ble de individuelle predasjonsratene kalkulert på samme måte som for gaupe, bortsett fra at kun bestandsestimatet fra 2001-2002 ble benyttet, samt at ratene ble uttrykt pr. aktive hi (Landa et al. 1998) i de 9 fylker hvor reproduksjon har blitt dokumentert. Den gjennomsnittlige predasjonsraten var 742 ± 762 lam pr. aktive hi, hvor den store variasjonen skyldes en markert forskjell mellom Sør-Norge (gjennomsnittlig 995 lam erstattet pr. aktive hi) og Nord-Norge (gjennomsnittlig 102 lam erstattet pr. aktive hi). For jerv var det en ikke-signifikant positiv sammenheng mellom individuelle predasjonsrater og sauetetthet (Spearman's korrelasjon = 0,583, $p = 0,099$), noe som indikerer at det kan eksistere en liknende prosess som for gaupe.

Bjørn

Å kalkulere individuelle predasjonsrater for bjørn er problematisk, da det er et meget begrenset antall binner i Norge (Swenson et al. 2003). Siden binner med unger har blitt observert minst én gang i alle de fem kjerneområdene, har vi benyttet gjennomsnittlig antall observert pr. år (Swenson et al. 2003), men aldri under 1 pr. år. Den gjennomsnittlige predasjonsraten er 651 sau pr. år, men ratene varierer fra 7 sau pr. år i Finnmark til 1314 sau pr. år i Nord-Trøndelag. Den store variasjonen skyldes trolig delvis variasjon i sauetetthet, men også at det er stor variasjon i antall hannbjørner i forhold til antall binner mellom de ulike områdene (Wabakken & Martmann 1994, Swenson et al. 1998).

Ulv

Det er lite data tilgjengelig på ulvens predasjonsrater på sau, da (1) de fleste av våre ulveflokker er etablert i områder uten ekstensiv sauebeiting i utmarka, og (2) at saueholdet gjerne blir radikalt endret så snart ulv har blitt dokumentert i et område (Sveipe 2002). Erfaring fra Europa indikerer imidlertid at ulvens predasjonsrater er høyere enn ratene hos bjørn og gaupe (Kaczensky 1996).

Kongeørn

Gjershaug & Nygård (2003) har regnet ut at mellom 0,01 og 3,2 lam er erstattet pr. Kongeørnpar per år i Norge.

Tap utenfor områder med reproduksjon

Når rovdyrindivider kommer inn i områder med sau som beiter fritt i utmarka, kan tapene bli store. Dette gjelder særlig ved høy tetthet av sau. Siden unge rovdyr kan vandre langt unna reproduksjonsområdene, finnes det en vid sone omkring disse områdene der predasjon på sau vil kunne forekomme. Tabellen viser noen av erstatningstallene for sau i fylker der reproduksjon av rovdyr ikke er dokumentert i perioden 1999-2002. Tallene illustrerer at selv i områder med lav rovviltforekomst uten en reproduserende bestand, vil tapene kunne bli store.

Tabell: Årlig gjennomsnitt (antall år) av erstatningstall for sau fordelt på rovviltart i fylker og år uten dokumentert reproduksjon i perioden 1999-2002. Alle data fra ROVBASEN. Annual averages of carnivore species specific compensation of sheep in counties and years when no documented reproduction was documented during the period 1999-2002. Only years with no reproduction and at least one depredation are included (number of years in brackets). All data from ROVBASEN.

	Gaupe Lynx	Jerv Wolverine	Ulv Wolf	Bjørn Bear
Rogaland	30 (4)			
Vest Agder	214 (3)		73 (3)	
Aust Agder		12 (1)	87 (2)	
Sogn og Fjordane	27 (4)	478 (3)	104 (1)	
Møre og Romsdal	63 (3)			
Hordaland		86 (4)		
Buskerud		39 (4)		
Oppland				132 (4)
Hedmark				1287 (3)
Sør Trøndelag			138 (1)	425 (4)
Vestfold	27 (3)			
Nord-Trøndelag/Nordland				789 (2)
Troms				43 (1)

Den samme rangeringen gjelder når man ser på hvilke arter som er vanskeligst å drive skadeforebyggende arbeid mot (Linnell et al. 1996, Bjørn et al. 2002, Brainerd 2003).

4.3.2 Birøkting

Bjørn er den eneste arten som skaper problemer for birøkting. Omfanget av denne konflikten har imidlertid økt i Hedmark de seinere årene, som følge av innvandring av bjørn fra Sverige (boks 2).

Ulven blir generelt regnet som uforenelig med tamreindrift (Miljøverndepartementet 2002b). Dette skyldes både predasjonsratene, men også at den forårsaker forstyrrelser og oppstyking av flokken ved sin jaktatferd. Det er uklart om jerv utøver mer skade pr. individ enn gaupe, eller om de større skadene skyldes at den i større grad har overlappende habitat med tamreinen (gaupe foretrekker skog). Også potensielle interaksjoner mellom jerv og gaupe er lite kjent. Bjørn utgjør et mindre problem, med et mulige unntak i de tilfeller der en bjørn opptrer i reinens kalvingsområde.

Boks 2. Birøkt og bjørnskader i Hedmark

I Hedmark er birøkt en betydelig tilleggsinntekt for mange. Hedmark har lyngtrekket og er ellers godt egnet for birøkt, noe som medfører at Hedmark er det fylket som har mest honningutbytte per kube i de fleste år.

De 255 medlemmene av "Norges Birøkterlag" i Hedmark har tilsammen 7051 bikuber, og produserer mellom 17 og 60 kg honning pr kube pr år. Med en markedspris på 45 kr / kg, kan birøkting gi en verdiskapning på mellom 5 og 19 millioner kr pr år. I tillegg er det et ukjent antall birøktere i Oppland, Akershus, Østfold og Vestfold. Det er også kjent at birøkting inndirekt medfører en betydelig verdiskapning i jordbruket gjennom pollinering. Verdien i kroner er ikke kjent, men det er antydning at den er større en utbyttet fra honningsalg.

Bjørnskader utgjør foreløpig ikke en altfor stor risiko for birøktere, men omfanget på bjørnskadene har økt betraktelig (Tabell), og det forventes stadig større bjørnskader i framtiden. Staten erstatter ikke bjørnskader på bikuber på samme vilkår som bufe. Det har vært gjennomført flere undersøkelser på hvilke metoder som fungerer preventivt mot bjørneangrep, og strømgjerde rundt bigården har vist seg å være et veldig effektivt vern mot bjørneangrep. Det er estimert at det vil koste ca 10000 kr å sette opp et strømgjerde rundt en enhet på 10-15 bikuber.

Tabell: Registrerte bjørnskader (antall bikuber) i Hedmark 1997-2001

	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Trysil	9		5	36	57	88
Grue/Våler	2	7	9	5		
Rendalen					17	21
Engerdal					2	
Elverum					2	10
Åmot					1	36
Koppang						28
Sum	11	7	14	41	79	183

4.3.3 Tamreindrift

Det er lite kvantitative data tilgjengelig for den relative betydningen av de ulike rovdyrene for tamreindriften, da erstatning for predasjon i hovedsak betales på grunnlag av "uspesifisert fredet rovdyr", og det er mye usikkerhet rundt tapstallene. Dette gjelder spesielt for ulv, som ikke har hatt permanent tilstedeværelse i områder med tamreindrift på mange tiår. Det er imidlertid mulig å utarbeide en rangering basert på de data som eksisterer, reindrifutøvernes egne erfaringer, samt fra eldre litteratur (Haglund 1966; Bjärvall & Nilsson 1976; Nieminen & Leppäluoto 1988; Bjärvall et al. 1990; Landa et al. 2001):

Tamreindrift: ulv >> jerv > gaupe > kongeørn >> bjørn

Også med hensyn til tamrein er gaupe den eneste arten hvor vi har direkte estimat på individuelle predasjonsrater fra radiomerkede individer. Både i Sarek og Nord-Trøndelag ble det estimert at gaupa drepte én rein hver femte dag (Pedersen et al. 1999; Sunde et al. 2000).

4.3.4 Sosiale konflikter

Begrepet "sosiale konflikter" omfatter et vidt spekter av tema, og det kan derfor variere hvilke arter som er mest problematisk. Generelt kan vi imidlertid si at ulven synes å stå i en særstilling som kilde til konflikt, fulgt av bjørn. De tre andre artene synes i mindre grad å føre til konflikter som ikke har en tydelig materiell kjerne – selv om alle slike konflikter naturligvis også har sosiale og kulturelle sider ved seg (Skogen et al. 2003,

Skogen 2001). Når det gjelder selvopplevd frykt, har vi nokså presise data om rangeringen mellom artene (Linnell & Bjerke 2002; Røskaft et al. 2003):

Frykt: bjørn > ulv >> gaupe > jerv >> kongeørn

Generelt for de sosiale og kulturelle konfliktdimensjonene kan vi kanskje rangere artene slik:

Totale sosiale konflikter: ulv >> bjørn > jerv > gaupe >> kongeørn

4.3.5 Jaktinteresser

Den relative betydningen de ulike rovdyrartene har for konflikter med jaktinteresser, er avhengig av viltet (Solberg et al. 2003). Elg er trolig den viltarten som representerer de største økonomiske interessene, selv om rådyrjakt og småviltjakt involverer flere jegere. Ulvens angrep på jakthunder er også et alvorlig problem (Kojola & Kuittinen 2002; Solberg et al. 2003), og oppleves i noen områder som vesentlig mer alvorlig enn reduserte villtbestander.

Elg:	ulv >>bjørn
Rådyr:	gaupe >> ulv
Hjort:	ulv >> gaupe
Villrein:	ulv >> gaupe
Jakthunder:	ulv

4.4 Ulike konflikter har ulike fordeler og ulemper av geografisk differensiert forvaltning

Hver konflikt må vurderes separat, siden de ofte har ulike fordeler og ulemper i forhold til en geografisk differensiert forvaltning. Ofte er dette knyttet til hvordan konfliktene kan begrenses eller forebygges og om konfliktnivået er avhengig av rovdyr tettheten. Tradisjonelt har fokus i geografisk differensiert forvaltning vært plassert på *materielle konflikter* i forbindelse med predasjon på sau og tamrein. I det siste har vi imidlertid fått økt oppmerksomhet rundt sosiale og kulturelle aspekter ved konfliktene, både i forskningen og i samfunnsdebatten. Disse konfliktdimensjonene er bare delvis knyttet til materielle effekter av rovdyras nærvær. De handler dels om folks uro og ubehag ved å ha store rovdyr rundt seg, men henger også sammen med mer allmenne samfunnsmessige motsetningsforhold og sosiale og kulturelle endringsprosesser som kan oppleves som truende. Rovdyras ankomst kan for eksempel bli et symbol på urbaniserings- og oppløsningstendenser i samfunnet, og ønsket om store rovdyrbestander assosieres med urbant liv og urbane begreper om natur. Slike utviklingstrekk oppleves som truende av mange i distriktene, og motstand mobiliseres (Skogen & Haaland 2001, Linnell & Bjerke 2002, Krangle & Skogen 2003, Skogen et al. 2003). Men for andre kan rovdyras gjenerobring av utmarka bli et sterkt symbol på at alt ikke er tapt på miljøfronten – en negativ utvikling kan snus og naturen kan fremstå som mer fullstendig.

Konflikter rundt jaktinteresser og beitebruk har både materielle og sosiale dimensjoner, siden det både er store økonomiske interesser, driftskultur og rekreasjonsaspekter som står på spill. Det er derfor en stor utfordring for beslutningstakere og forvaltere å ta hensyn til alle disse konfliktene samtidig. I tillegg hvor ulike løsninger er optimale for ulike konflikter kan det være at beslutningstakerne må prioritere noen interessegrupper på bekostning av andre.

Sauehold kan tilpasses de store rovdyrenes tilstedeværelse. Metoder som fungerer mot ulv og bjørn vil også fungere mot gaupe og jerv, men de metodene som fungerer mot gaupe og jerv vil ikke være tilstrekkelige for bjørn og ulv (Linnell et al. 1996; Bjørn et al. 2002). Etter hvert som driften blir tilpasset rovdyrenes tilstedeværelse, vil rovdyr tettheten være av mindre betydning for metodenes suksess. Disse endringene er imidlertid svært kostbare, både i form av penger og tid, og krever en viss grad av forutsigbarhet. Det er også en utfordring å implementere tilpasningene på en måte som er driftsmessig og dyrevelferdsmessig akseptabel i norsk sauehold.

Tar man derfor utgangspunkt i saueholdet, vil det kunne være en fordel med en strengt differensiert forvaltning av artene som skaper mest konflikter, bjørn og ulv, mens differensieringen kan være mindre streng for jerv og gaupe (Miljøverndepartementet 2002a; Andersen et al. 2003), og kanskje ikke nødvendig for kongeørn (Gjershaug & Nygård 2003). Fordelingen av konfliktpotensialet er i Norge meget heterogent. For eksempel er antallet sau høyest sørvest i Norge. Det vil derfor gjøre tilpasningene til rovdyr lettere dersom de viktigste konfliktartene (bjørn og ulv) ekskluderes fra disse områdene. Dette vil føre til at rovdyrene er holdt utenfor regioner hvor konfliktnivået potensielt er størst, slik at ekstensivt sauehold fortsatt vil kunne drives i disse områdene. Samtidig vil sauebrukere i områder med rovdyr få den nødvendige forutsigbarheten og økonomiske støtte til å tilpasse driften. Siden tilpasningene er dyre, er en fordel ved differensiering at antall bruk som trenger dem blir redusert. De samme argumentene gjelder for birøkting, som enkelt kan beskyttes mot skade forvoldt av bjørn med bruk av elektrisk gjerde (Svensson et al. 1998).

Når det gjelder **tamrein** er situasjonen en helt annen. Her kjenner man få konkrete tiltak som effektivt forhindrer tap til rovdyr, og tapene vil derfor sannsynligvis være additive (for økte tettheter av de enkelt rovdyrartene, samt tilstedeværelsen av flere arter) (Landa et al. 2001; Miljøverndepartementet 2002b; Brainerd 2003). Tar man utgangspunkt i tamreindriften, vil det være en fordel med en differensiert forvaltning i stor målestokk, slik at rovdyrene enten holdes helt utenfor beiteområdene (spesielt kalvingsområder), eller tillates å spre seg utover et stort geografisk område i lave tettheter. Basert på erfaring virker det som om tilstedeværelse av ulv i tamreinområder skaper uakseptable konflikter. Begge disse strategiene vil derfor plassere en større del av ansvaret for å bevare de store rovdyrene utenfor reindriftsområdene.

Konfliktene med **jaktinteresser** er vanskelig å begrense, da man ikke kan forhindre de store rovdyrene fra å spise deres naturlige bytte (Solberg et al. 2003). Effektene av å øke tett-

heten av de enkelte rovdyrartene i et område, samt å gjennomføre en flerarts- tilnærming, vil trolig være additive. Det vil derfor kunne være optimalt å spre predasjonspresset "tynt" utover store områder, samt å opprettholde den laveste rovdyrtettheten i områder med lave byttedyrtettheter (hvor rovdyrene potensielt kan ha størst effekt). Det er uklart hvilke fordeler og ulemper forskjellige differensieringsalternativer vil ha for konflikten med jakthunder som tas av ulv.

Når det gjelder **sosiale konflikter** er det vanskelig å se noen argumenter for en sterk geografisk differensiering. Det lokale konfliktnivået når det gjelder ulv, og til dels bjørn, kan bli svært høyt enten husdyrbrukerne har problemer eller ikke. Derfor er det ingen grunn til å tro at det generelle konfliktnivået rundt disse to mest kontroversielle artene kan påvirkes i gunstig retning gjennom streng differensiering. Tvert imot er det sannsynlig at en slik forvaltningsmodell vil forsterke alle andre konfliktdimensjoner – inkludert de som har med jakt å gjøre – enn de som er direkte relatert til tap av husdyr og tamrein. Enhver form for geografisk differensiert forvaltning som oppleves som restriksjoner på livsstiler og aktiviteter, og som er påtvunget av noen "utenfra", vil nødvendigvis føre til et høyt konfliktnivå. Dette vil særlig gjelde hvis forvaltningen differensieres i en slik grad at jakt på rovdyr ikke er tillatt i et område. Opplevelse av ubehag ved å ha store rovdyr i nærheten vil muligens avta med erfaring (Zimmermann et al. 2001; Svarstad 2003), men vil kunne øke hvis rovdyrtettheten er høy. Sterk differensiering med utstrakt jakt på rovdyr i enkelte områder vil også oppleves som problematisk av dem som ønsker større rovdyrbestander, eller som er i mot utstrakt bruk av jakt og kontroll, evt. reagerer på metodene som brukes. Dessuten vil de som mener rovdyra har en selvskreven plass i norsk natur kunne oppleve det som konfliktfylt å bo i et område der det er bestemt at rovdyrbestandene skal holdes nede.

4.5 Forvaltningen må samkjøres mellom ulike forvaltningsenheter

Sosiologisk forskning, erfaring, og dagens forvaltningsfilosofi, indikerer at man kan oppnå store fordeler ved å overføre forvaltningsansvar til lokale nivåer (Brainerd 2003; Prins 1999; Guldvik & Arnesen 2001; Blekesaune & Aasetre 2001). Dette er en utfordring når det gjelder de store rovdyrene. For det første har vi sett at de eneste meningsfulle geografiske forvaltningsenheter er meget store (Linnell et al. 2001). For det andre krever geografisk differensiert forvaltning koordinering på nasjonalt nivå. Det er for eksempel implisitt at når noen områder forvaltes slik at store rovdyr er fraværende eller fåtallige (f.eks. for å opprettholde utstrakt sauehold eller tamreindrift), må andre enheter forvaltes på en fordelaktig måte for rovdyrene. Dette forutsetter en overordnet koordinering av forvaltningen på tvers av de ulike enhetene på planleggingsstadiet. Det burde imidlertid være mulig å delegerer mye ansvar for gjennomføringen og finjustering til de individuelle enhetene, så lenge de holder seg innenfor klare rammer forenlig med de nasjonale målsetninger. Det er dessuten ikke sikkert at ulike interessegruppers medvirkning bare kan sikres på et helt lokalt nivå. Det finnes etter hvert en god del erfaring med for-

skjellige modeller for "medvirkende forvaltning", der forvaltning, forskning og interessegrupper jobber sammen for å finne løsninger. I utlandet er det en god del eksempler på at slike modeller er brukt i forvaltningen av store områder (Brainerd 2003). Dette er imidlertid ikke uproblematisk, og det må brukes en god del ressurser på å utvikle hensiktsmessige løsninger.

4.6 Forvaltningen må være konsistent og stabil

Dersom befolkningen skal akseptere en geografisk differensiert forvaltning, er det viktig at denne er konsistent. I motsatt fall vil hele systemets troverdighet trekkes i tvil. Klare geografiske forvaltningsresponsers vil også forenkle forvaltningsprosedyrene og tillate automatisk respons, slik at man unngår tids- og ressurskrevende behandling av hver enkel sak. Det er også viktig å huske at tilpasning til de store rovdyrene tar tid. Dette gjelder både ved praktiske tilpasninger i sauehold og jaktteknikker, men også den mentale / sosiale tilpasningen til de store rovdyrenes nærvær. Forutsigbarhet vil derfor kunne dempe de sosiale konfliktene i forbindelse med rovdyrenes etableringsfase. Ved å opprette langsiktige forvaltningsstrategier vil man derfor i større grad "normalisere" de store rovdyrene.

De store rovdyrene påvirker allerede de fleste områder i Norge, i ulik grad og på ulike måter. Dette har ført til at enkelte tilpasninger til rovdyrenes nærvær har skjedd. Dette gjelder både sosiale tilpasninger, i forhold til å bli vant med rovdyrene, men også praktiske tilpasninger, ved at saueholdet har blitt justert. Selv om disse endringene er i startgropen, er det trolig at framtidens endringer bygger på disse erfaringer (Sveipe 2002; Bjørn et al. 2002). Dette innebærer at endringer fra dagens situasjon bør være minst mulig. Siden forutsigbarhet regnes som viktig, er det også viktig at framtidig planlegging har en vid tidshorisont. Også ut fra rovdyrenes perspektiv må man ta hensyn til dagens utbredelse, da det er grenser for rovdyrenes etableringsrater og spredningsdistanser. Dette gjelder spesielt for bjørn, hvor binner har en meget lav spredningstakt, og det er lite trolig at reproduktive individer vil etablere seg langt foran "spredningsfronten" (Swenson et al. 1998).

4.7 Fordeler og ulemper med geografisk differensiert forvaltning

Geografisk differensiert forvaltning kan representere et verdifullt verktøy når man skal bevare de store rovdyrene, samtidig som noen konfliktdimensjoner kan minimaliseres. Fordelene inkluderer:

- Muliggjør regionale tilpasninger av rovdyrtettheter til regionale konflikter.
- Ressurser benyttet til konfliktreduksjon og intensive bevaringsmål kan konsentreres til mer begrensede områder, der en del konflikter kan reduseres. Skadebegrensning er

meget kostbart, og vil sjelden være gjennomførbart over store områder. Med nok ressurser er effektiv skadebegrensning mulig å gjennomføre for bufehold og birøkting.

- Det legges til rette for enkle forvaltningsprosedyrer, hvor responsen er avhengig av hvor konflikten oppstår. Responsen kan derfor settes i gang uten tidskrevende saksbehandling.
- Det legges til rette for en forutsigbarhet som gjør det mulig å foreta langsiktig planlegging og økonomiske investeringer, hvor man vet hvorvidt store rovdyr vil være en del av framtiden i det aktuelle området. Denne forutsigbarhet i tid om rom gjelder både for folk som bor innenfor områder med mer rovdyr og for folk som bor i områder med mindre rovdyr.
- Muliggjør større arealer med svært små, eller ingen problemer med rovdyr.

Dette er også noen klare ulemper med geografisk differensiert forvaltning. Ulempene inkluderer:

- I de områdene som skal ha rovvilt vil konflikten forsterkes. Dette gjelder selv om en løser problemene med husdyrtap, siden konflikten rundt ulv og bjørn bare delvis er knyttet til tapsproblematikk.
- Mange vil oppleve det som provoserende å skulle bo i et "reservat" som er påtvinget dem av krefter utenfra, og jo mer folks livsstil og naturbruk påvirkes, jo mer konfliktfyllt blir situasjonen.
- Det å utelukke rovdyr fra et område fratår folk som bor i området muligheten for de positive opplevelsene knyttet til rovdyr.
- Konsentrering av store rovdyr innenfor et område, spesielt dersom dette gjelder flere arter, vil øke konflikten mellom jegere/jaktrettighetshavere og rovdyr.
- Dersom områdene hvor rovdyrene skal bevares er for små, slik at antallet rovdyr holdes på et absolutt minimum, vil det ikke kunne åpnes for jakt på rovdyrene. Resultatene fra samfunnsforskning viser tydelig at rovdyrene i Norge lettere vil aksepteres dersom det åpnes for jakt.
- Uten effektive forebyggende tiltak vil et mindretall måtte bære tunge byrder alene.

4.8 Grunnleggende prinsipper for kompromisser

Ut i fra alt dette skjønner vi at den optimale grad og utforming av geografisk differensiert forvaltning varierer fra konflikt til konflikt, og at dette forutsetter en prioritering av konflikter. Dette er en oppgave for politikere. Imidlertid går det an å formulere noen grunnleggende prinsipper for kompromisser, basert på vitenskapelige data (både økologisk og samfunnsfaglig) og erfaringene fra de siste tiår med rovviltforvaltning (Andersen et al. 2003):

- Geografisk differensiert forvaltning handler om å variere virkemiddelbruken i ulike områder.
- Se på geografisk differensiert forvaltning som en måte å legge begrensninger på potensiell rovviltforekomst, snarere enn å opprette reservater for bevaringen av dem.
- Det må synliggjøres at alle deler av Norge er en del av et forvaltningsområde for rovvilt, selv om forvaltningsregimet kan variere mht. bestandsmålsetninger, avskytningsnivå og bruk av konfliktdependente tiltak.
- Det bør likevel legges større restriksjoner på den geografiske utbredelsen av etablering av ulv og bjørn sammenliknet med jerv, gaupe og kongeørn. Dette vil redusere mange, men ikke alle konflikter.
- Geografisk differensiert forvaltning kan være nødvendig, men det bør ikke skapes små områder som gir folk følelsen av å bo i et reservat.
- Ekskluder alle rovviltarter fra områder med det største potensialet for materielle konflikter.
- Differensier mellom områder med og uten samisk tamreindrift.
- Unngå å begrense utbredelsen av rovdyr i en slik grad at det ikke blir mulig å drive regulert uttak i alle områder.
- Søk fordelene ved flerartsforvaltning (forebyggende tiltak som virker mot ulv og bjørn virker også mot gaupe og jerv) der det er mulig.
- Prioriter kontakt med svenske, finske og russiske bestander. Dette vil gi større sikkerhet for overlevelsen av rovdyrbestandene, og større fleksibilitet i forvaltningen, for eksempel i forhold til uttak

5 Bruk av geografisk differensiert forvaltning i Norge: noen spesifikke forvaltningsscenarier

I dette avsnittet vil vi presentere noen spesifikke forvaltningsscenarier ("konsekvensanalyser") som illustrerer ulike konfliktnivå på grunnlag av ulik geografisk utbredelse av store rovdyr i Norge. Det første eksemplet gjenspeiler dagens situasjon, mens eksempel to og tre illustrer to ekstremisituasjoner. Det siste eksempelet er et forsøk på å implementere de tidligere omtalte prinsippene i analysene, og viser at kostnadene og konfliktene øker når utbredelsen øker. Det er viktig å merke seg at disse scenariene ikke er ment som spesifikke anbefalinger, kun som illustrasjoner på hvordan disse verktøy kan benyttes i planleggingen. I analysene har vi kun tatt hensyn til de fire store rovpattedyra, da geografisk differensiert forvaltning av kongeørn neppe vil få sosial aksept eller være særlig effektivt (Gjershaug & Nygård 2003; Andersen et al. 2003).

5.1 Kart over potensielt habitat

De analytiske metodene for å utvikle habitategnethetskart på økoregionnivå (den skandinaviske halvøy) er beskrevet i en rapport av Lande et al. (2003). Det grunnleggende prinsippet er å ta utgangspunkt i de individuelle leveområdene (home-range) til radiopeilede rovdyr fra ulike studieområder spredt utover i Skandinavia. Disse ble benyttet til å beskrive egenskaper ved områder benyttet av rovdyr i dag. Ved hjelp av multivariatstatistikken "Mahalanobis distance" ble det utviklet kart (figur 5) hvor vi identifiserte områder som liknet dem man finner innenfor de kjente leveområdene. Disse kartene ble testet mot uavhengige data over rovdyrenes utbredelse. Hovedfunnene var at >90% av den skandinaviske halvøy var egnet for ulv, bjørn og gaupe, mens 48% var egnet for jerv. Potensielt habitat er derfor ikke begrensende for de store rovdyrene i Skandinavia. I de resterende analysene vil vi konsentrere oss om Norge, bortsett fra hensyntagen til dagens utbredelse av rovdyr i Sverige, finsk Lappland og Russland.

5.2 Kart over konflikter

Vi har også utviklet en serie kart over konfliktpotensialet i Norge. De fire viktigste konfliktene som blir behandlet er (1) sauebeiting i utmark, (2) tamreindrift, (3) birøkting. Sosiale konflikter har ikke vært mulig å kvantifisere på kart på en måte som tilfredsstillende dekker de varierte dimensjoner rundt interaksjoner mellom mennesker og rovvilt/rovviltforvaltning. Tilsvarende gjelder konfliktene som jaktinteressene opplever.

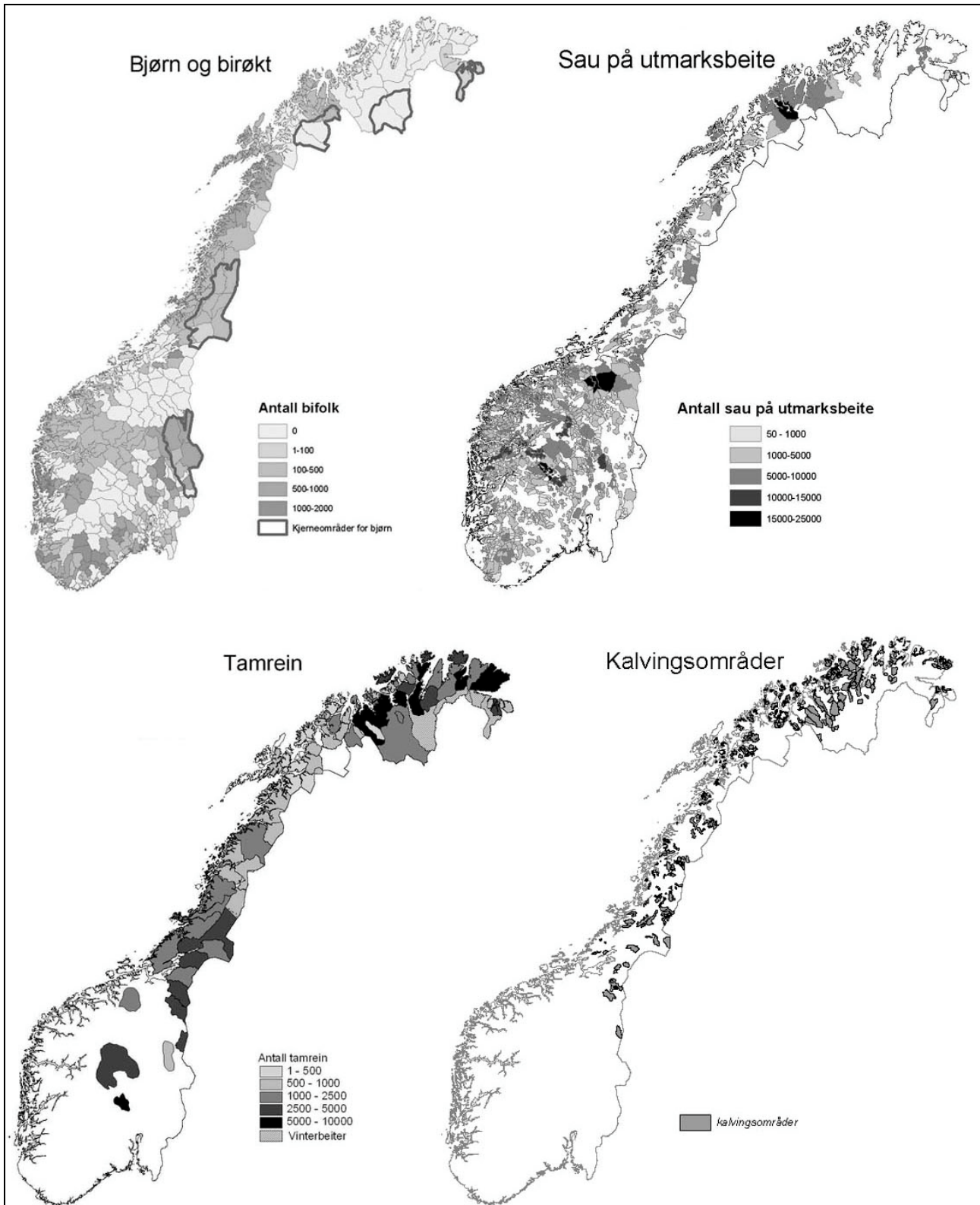
Sau. Siden utstrakt sauebeiting i utmark er den type husdyrhold som i hovedsak opplever konflikter med rovdyr, har vi valgt ikke å inkludere beiting innenfor inngjerdede områder. Data over antall sau på beite i skogen og fjell kommer fra

1991-2001, og oversikt over grensene mellom beiteområdene kommer fra Organisert Beitebruk (NIJOS). Data benyttet i denne analysen er fra 2001 (figur 3). Dataene representerer sau som er registrert i ordningen Organisert Beitebruk, og inkluderer bare sau på utmarksbeite. Dette innebærer at ca. 1.6 millioner (av totalt ca 2.1 millioner sau) er inkludert. Selv om flere hundre tusen sau primært beiter på innmark, er disse ikke inkludert i analysen fordi kartdata ikke har vært tilgjengelig. Sau på innmark kan også bli drept av rovdyr, men omfanget er langt mindre enn for sau i utmarka. (Odden et al 2002 vs. Stahl et al. 2001, 2002). Dessuten innebærer rovdyrtilpasninger av innmarksbeiting, for eksempel gjennom bruk av elektriske gjerder, langt mindre omfattende endringer sammenliknet med rovdyrtilpasninger av beitebruken i utmarka.

Tamrein. Data over antall tamrein samt grensene mellom beiteområder kommer fra Reindriftsadministrasjonen. Data benyttet i denne analysen er fra 1997-98 (figur 3). Tamreinområdene er delt i to kategorier; Den ene inkluderer de samiske tamreinområdene i Midt- og Nord-Norge, den andre inkluderer de sørnorske tamreinlagene. Vi har hovedsaklig brukt kvantitativ data over rein i sommerbeiteområder, men har også tatt kvalitativ hensyn til utbredelse av rein på vinterbeite. Svenske konsesjonsbeiter i Norge er ikke inkludert.

Birøkting. Data over antall og fordeling av bikuber var kun tilgjengelig fra kommunenivå i de kommunene hvor medlemmer av Norges Birøkerlag bor (figur 3). Det er vanlig å flytte bikubene rundt over store områder i sommersesongen for å oppnå full utnyttelse av tilgjengelig pollen. Datagrunnlaget antyder derfor kun en grovt bilde av fordelingen av bikuber i en stor målestokk.

Sosiale konflikter. De sosiale aspekter ved rovviltkonfliktene er ofte dominerende, og særlig ulv – men til dels også bjørn – er i stand til å generere konflikter nesten uten kobling til materielle effekter av dyrets nærvær. Selv om man kan forvente at nivået på de materielle konflikter påvirker nivået på de sosiale konfliktene (Vittersø et al. 1999), indikerer nyere forskning at dette ikke alltid er noen sterk kobling. Konfliktnivået kan bli svært høyt også i områder med lite materielle konflikter (Skogen & Haaland 2001, Skogen et al. 2003). Vi kan derfor ikke forutse hvor de sosiale konfliktene vil bli mest alvorlige, men alle forskningsfunn så lang må sies å indikere at ulv og til dels bjørn vil skape betydelige konflikter overalt hvor de etablerer seg. Det er ingen grunn til å tro at disse konfliktene vil bli vesentlig mindre alvorlige i områder uten sau og rein, enn de ville blitt i områder med ekstensivt beitebruk. Når det gjelder de to andre artene (gaupe og jerv), er de sosiale dimensjonene mye tettere knyttet til materielle konflikter, og kan stedfettes sammen med disse. I forhold til geografisk differensiert forvaltning mener vi derfor at nivået på de sosiale konfliktene er mer avhengige av formen på den differensiert forvaltningen, enn hvor de ulike enhetene plasseres på kartet. Det er imidlertid avgjørende at forvaltningsområdene er store, og at forskjellen på forvaltningsregimet innefor og utenfor ikke er større enn strengt nødvendig.



Figur 3. Utbredelsen av tre viktige kilder til materielle konflikter i forhold til rovdyr: birøkt, sau (organisert beitebruk) og tamrein. Distribution of three major sources of material conflict with large carnivores, beehives, sheep (organisert beitebruk) and semi-domestic reindeer.

5.3 Metodikk

Det digitalt datagrunnlaget for scenariemodelleringen var potensielle leveområder for alle de fire rovdyrartene (klasse 1 - 3) (Lande et al. 2003), dagens utbredelse for disse, beiteområder for sau og lam på utmarksbeite (2001) registrert gjennom organisert beitebruk, tamreinsdistrikter med antall tamrein (sesong 1997-1998) fra Reindriftsforvaltningen, birøkting (bifolk innvintret 2001 fordelt per kommune, tall fra Norges Birøktlag), nasjonalparker (med de nye parkene Forollhogna og utvidelsen Sunndalsfjella/Dovrefjell borddigitalisert) og dagens utbredelse av bjørn, ulv, jerv og gaupe i Sverige (oversikt fra Naturvårdsverket anno 2000).

Dagens utbredelse for bjørn i Norge er illustrert ut fra dagens kjerneområder (Swenson et al. 2003). Dagens utbredelse på ulv er ulveflokkene registrert vinteren 2000-2001 og 2001-2002 (Wabakken et al. 2001, 2002). Ynglehi for jerv fra 2000 – 2002 med en buffer på 10 km er grunnlaget for dagens utbredelse av jerv (Landa et al. 2001, Brøseth & Andersen 2002). Spor av familiegrupper av gaupe fra 2000 – 2002 med en buffer på 15 km danner grunnlaget for dagens utbredelse av gaupe (Brøseth et al. 2003). Programvaren brukt i disse analysene er ESRI ArcGIS 8.1

Med utgangspunkt i egnethetskartene for bjørn, ulv, jerv og gaupe (Lande et al. 2003) har vi gjort en del "oveylanalyser". Det har blitt gjort overlay for å finne ut konfliktpotensialet med sau og tamrein ved maksimal utbredelse av alle fire rovdyrartene. Innenfor nasjonalparkene er det beregnet egnet areal for hver art, samt konfliktpotensialet med sau og tamrein. Konfliktpotensialet med sau og tamrein mot dagens utbredelse er målt, samt at det er beregnet konflikt ut i fra dagens utbredelse med buffere på 100 km. I et forsøk på å minimalisere konfliktene er det beregnet egnet areal for hver art uten overlapp med sau, tamrein og sau og tamrein (såkalte nullområder).

I alle scenariene kan antallet sau og tamrein som blir påvirket betraktes som en indeks for konfliktpotensial, eller som en indeks på kostnaden ved å tilpasse beitedrift (mest realistisk i

forhold til sauehold) til nærvær av store rovdyr. Areal kan betraktes som en indeks for potensiell bestandsstørrelse av store rovdyr. Som en tommelfingerregel kan vi forvente tettheter av rovdyr på mellom 1 og 2 (unntaksvis 3) reproduktive enheter per 1000 km² av egnet habitat under skandinaviske forhold (Swenson et al. 1994; Kvam 1997; Liberg & Glörsen 1995, 2000; Landa et al. 1998, 2001; Johansson 2002). Den totale bestandsstørrelsen som disse reproduktive enhetene representerer vil variere, men ligger vanligvis i størrelsesorden 3-8 ganger antallet reproduktive enheter (Swenson et al. 1994; Landa et al. 1998, 2001; Andrén et al. 2002; Andersen et al. 2003).

5.4 Scenario 1. Dagens antall med dagens utbredelse

For å kunne se scenariene i perspektiv av dagens situasjon, har vi gjennomført en "overlay-analyse" med utgangspunkt i dagens utbredelse av reproduktive bestander av de fire store rovdyrene i Norge. Resultatene (**figur 4**; **tabell 2**) viser at ca. 700.000 sau og 150.000 tamrein beiter i områder som overlapper med rovdyrenes utbredelse. Innenfor slike områder er rovdyrpredasjon en konstant trussel. Tar man også hensyn til influensområdet for unge rovdyr i forbindelse med spredning (i denne sammenheng har vi valgt et konservativt mål, 100 km), er det klart at nesten alle sau og tamrein i Norge er potensielt eksponert for rovdyrpredasjon (**tabell 3**).

5.5 Scenario 2. Rovdyrene tillates å etablere seg i alt potensielt habitat

I dette scenariet antar vi at hver art tillates å spre seg fritt innenfor de områdene vi har definert som potensielt egnet habitat i Norge (**figur 5**; Lande et al. 2003). Dette scenariet innebærer at aktiv forvaltning og bestandsregulering foregår i svært begrenset omfang, noe som er vanlig mange andre steder i Europa, hvor de store rovdyrene er strengt beskyttet. Et slikt scenario har også likhetstrekk med målsetningene i verige, i områdene uten tamreindrift.

Tabell 2. Antall tamrein, sau og medlemmer av organisert beitebruk som overlapper med dagens utbredelse av de fire rovdyrene innenfor samiske reinbeitedistrikter, innenfor the sør-norske tamreinlag, og utenfor alle tamreinområder. - The number of semi-domestic reindeer, sheep and sheep farmers that are within the present day distribution of reproductive units of the four large carnivore species.

Art Species	Innenfor samiske reinbeite Within sami semi-domestic reindeer grazing areas			Innenfor sørnorske tamreinlag Within south Norwegian semi- domestic reindeer grazing areas			Utenfor tamreinsområder Outside all semi-domestic reindeer grazing areas	
	# sau # sheep	# medl. # farmers	# rein # reindeer	# sau # sheep	# medl. # farmers	# rein # reindeer	# sau # sheep	# medl. # farmers
Ulv/Wolf	0	0	0	1188	5	650	3738	50
Jerv/Wolverine	138.814	1.039	111.713	53.601	329	1.662	101.869	745
Gaupe/Lynx	262.731	2.213	124.386	125.551	1.198	12.439	364.684	3.364
Bjørn/Bear	84.350	582	27.967	3.974	26	650	8.656	108

Tabell 3. Antall tamrein, sau og medlemmer av organisert beitebruk som er innenfor påvirkningsområder (100 km) av dagens utbredelse av de fire rovdypene innenfor samiske reinbeitedistrikter, innenfor the sør-norske tamreinlag, og utenfor alle tamreinområder. - The number of semi-domestic reindeer, sheep and sheep farmers that are within the zone of influence (100km) of the present day distribution of reproductive units of the four large carnivore species.

Art Species	Innenfor samiske reinbeite Within sami semi-domestic reindeer grazing areas			Innenfor sørnorske tamreinlag Within south Norwegian semi- domestic reindeer grazing areas			Utenfor tamreinsområder Outside all semi-domestic reindeer grazing areas	
	# sau # sheep	# medl. # farmers	# rein # reindeer	# sau # sheep	# medl. # farmers	# rein # reindeer	# sau # sheep	# medl. # farmers
	Ulv/Wolf	28.112	327	7.367	82.401	764	10.777	285.416
Jerv/Wolverine	293.298	2.482	176.943	165.162	1.427	12.439	658.975	6.979
Gaupe/Lynx	293.298	2.482	176.943	183.294	1.595	12.439	910.591	9.312
Bjørn/Bear	269.001	2.306	162.542	102.903	880	12.439	272.563	2.351

Tabell 4. Antall sørnorsk og samisk rein som overlapper med egnethabitater (potensialleområder; klasse 1, 1-2 og 1-3 etter Lande et al. 2003) for bjørn, ulv, jerv og gaupe. - Number of semi-domestic reindeer that overlap with the potential distribution areas (3 classes of habitat suitability after Lande et al. 2003) for bears, wolves, lynx and wolverines.

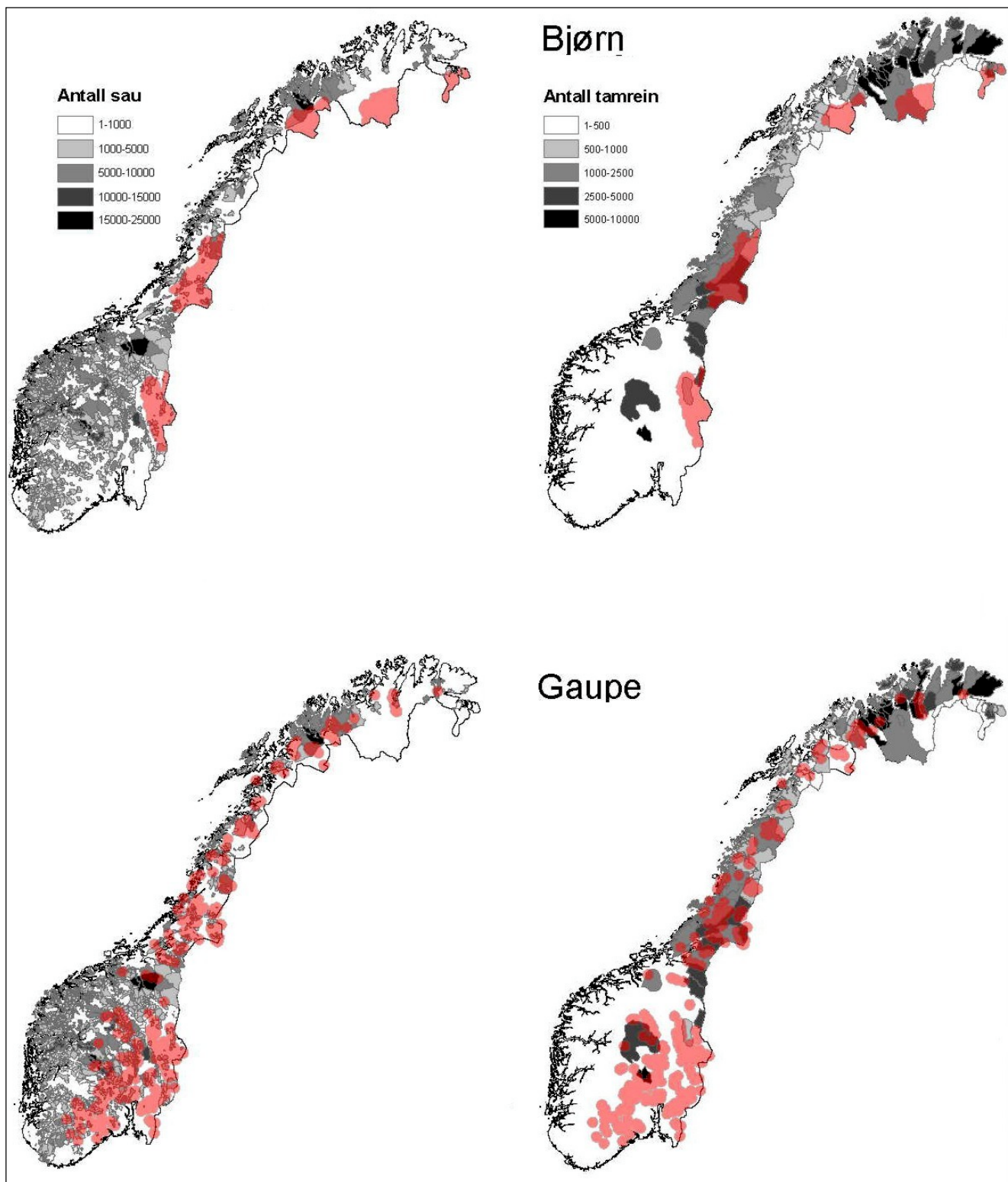
Klasse	Sørnorske tamreinlag Southern Norwegian semi- domestic reindeer grazing areas			Samiske reinbeitedistrikter Sami semi-domestic reindeer grazing areas		
	# rein - # reindeer			# rein - # reindeer		
	1	1-2	1-3	1	1-2	1-3
Ulv/Wolf	12.439	12.439	12.439	35.654	169.747	176.943
Jerv/Wolverine	6.848	12.439	12.439	173.558	173.558	176.943
Gaupe/Lynx	12.439	12.439	12.439	174.096	176.845	176.943
Bjørn/Bear	12.439	12.439	12.439	176.845	176.943	176.943

Vi har tidligere vist gjennom habitatmodellering (Lande et al. 2003) at over 90% av Norges areal er dekket av egnet habitat for gaupe, bjørn og ulv, mens nesten 50% av arealet er egnet habitat for jerv. Dette medfører at det potensielt er plass til flere hundre reproduktive enheter (flere tusen individer) av hver art i Norge (Lande et al. 2003). Som det framgår av **tabell 4 og 5**, vil en strategi som tillater de store rovdypene å etablere seg i alt tilgjengelig habitat føre til at bortimot alle beiteområder for sau og tamrein vil falle innenfor rovdypenes utbredelsesområde. I praksis vil bare sau som beiter på øyer være forskånet fra rovdypangrep. Siden tamrein og sau på utmarksbeite er meget utsatt for predasjon, vil dette scenariet føre til et meget høyt konfliktnivå. Selv om rovdypetettheten innenfor disse områdene begrenses gjennom jakt og felling, vil all bruk av utmarksbeite i et slikt scenario kunne oppleve predasjon, med mindre effektive skadereduserende tiltak iverksettes *overalt*. Enkeltindivider av rovdyp kan ta mye sau, og bevege seg over svært store avstander på kort tid (**figur 2; boks 1**).

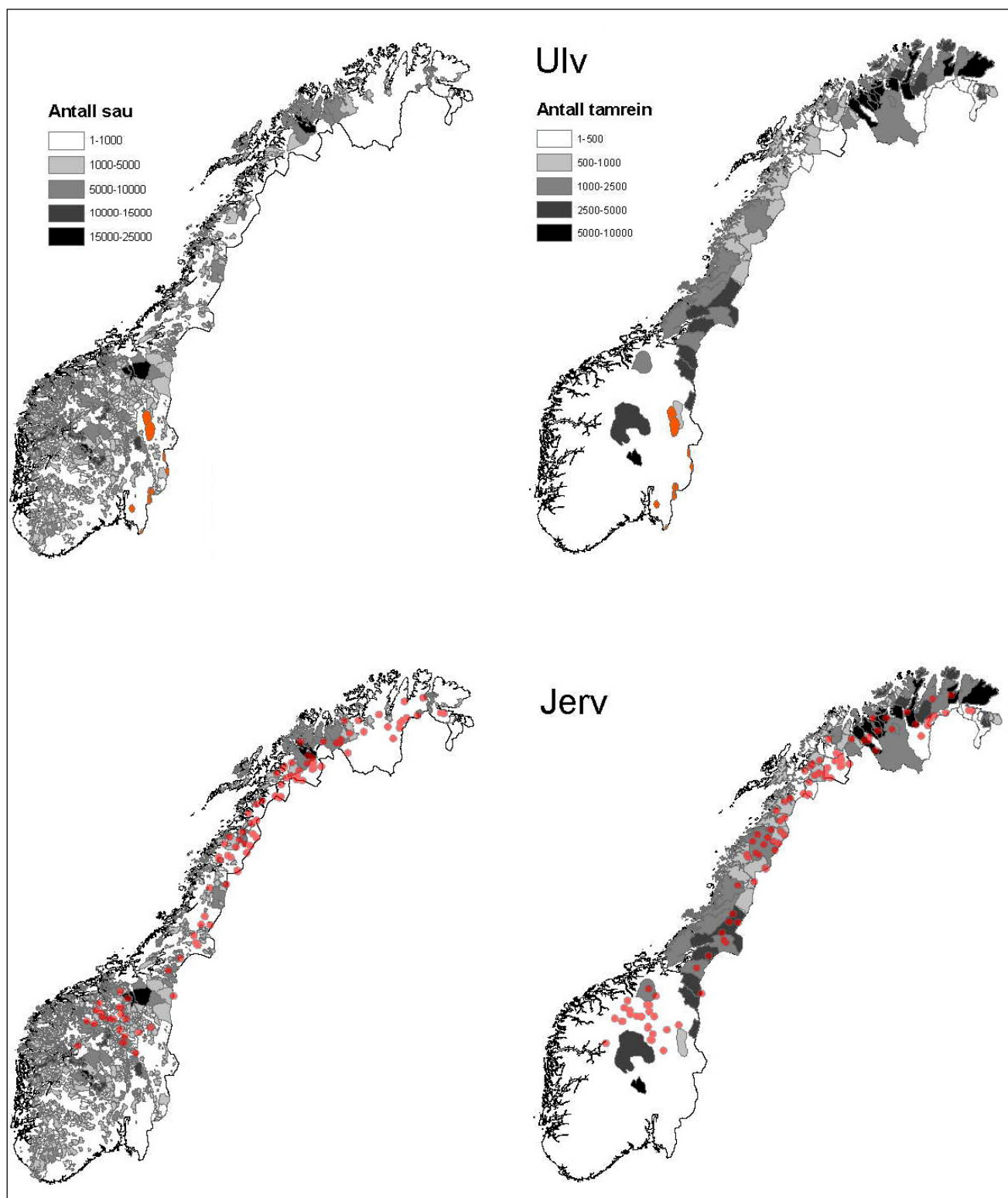
Selv om dette alternativet virker ekstremt og urealistisk, kan det benyttes til å illustrere et strengt bevaringsorientert scenario. De andre scenariene er kompromisser av dette.

5.6 Scenario 3. Rovdyp konsentreres til vernområder

Dette scenariet representerer et annet ytterpunkt, hvor rovdypene kun bevares innenfor vernede områder. Vi har kun benyttet nasjonalparker, da andre verneområder i Norge er for små til å være relevante i forhold til bevaring av de store rovdypene (**figur 6; figur 7**). I mange deler av verden er verneområder opprettet for å verne arter som enten skaper konflikter i forhold til mennesker eller som ikke er i stand til å overleve i menneskepåvirket landskap. Selv om mange vernområder rundt omkring i verden opprettholder bestander av store rovdyp, er det få av disse områdene som isolert sett er store nok til å opprettholde levedyktige bestander. Menneskelig påvirkning strekker seg også ofte inn i verneområdene (Woodroffe &



Figur 4. Overlapp mellom dagens utbredelse av bjørn og gaupe (markert med rødt på kartet) og utbredelsen av sau og tamrein. Dagens utbredelse er basert på områder hvor reproduksjon har blitt dokumentert i løpet av de tre siste årene, bortsett fra for bjørn, hvor grensene for dagens administrative kjerneområder er benyttet. - Overlap between present day distribution of bears and lynx (marked in red on the maps) and the distribution of sheep and semi-domestic reindeer. Present day distribution is based on sites where reproduction has been documented during the last 3 years, except for bears where the borders of the present day administrative core areas are used.



Figur 4. Overlapp mellom dagens utbredelse av ulv og jerv (markert med rødt på kartet) og utbredelsen av sau og tamrein. Dagens utbredelse er basert på områder hvor reproduksjon har blitt dokumentert i løpet av de tre siste årene, bortsett fra for bjørn, hvor grensene for dagens administrative kjerneområder er benyttet. - Overlap between present day distribution of wolves and wolverines (marked in red on the maps) and the distribution of sheep and semi-domestic reindeer. Present day distribution is based on sites where reproduction has been documented during the last 3 years, except for bears where the borders of the present day administrative core areas are used.

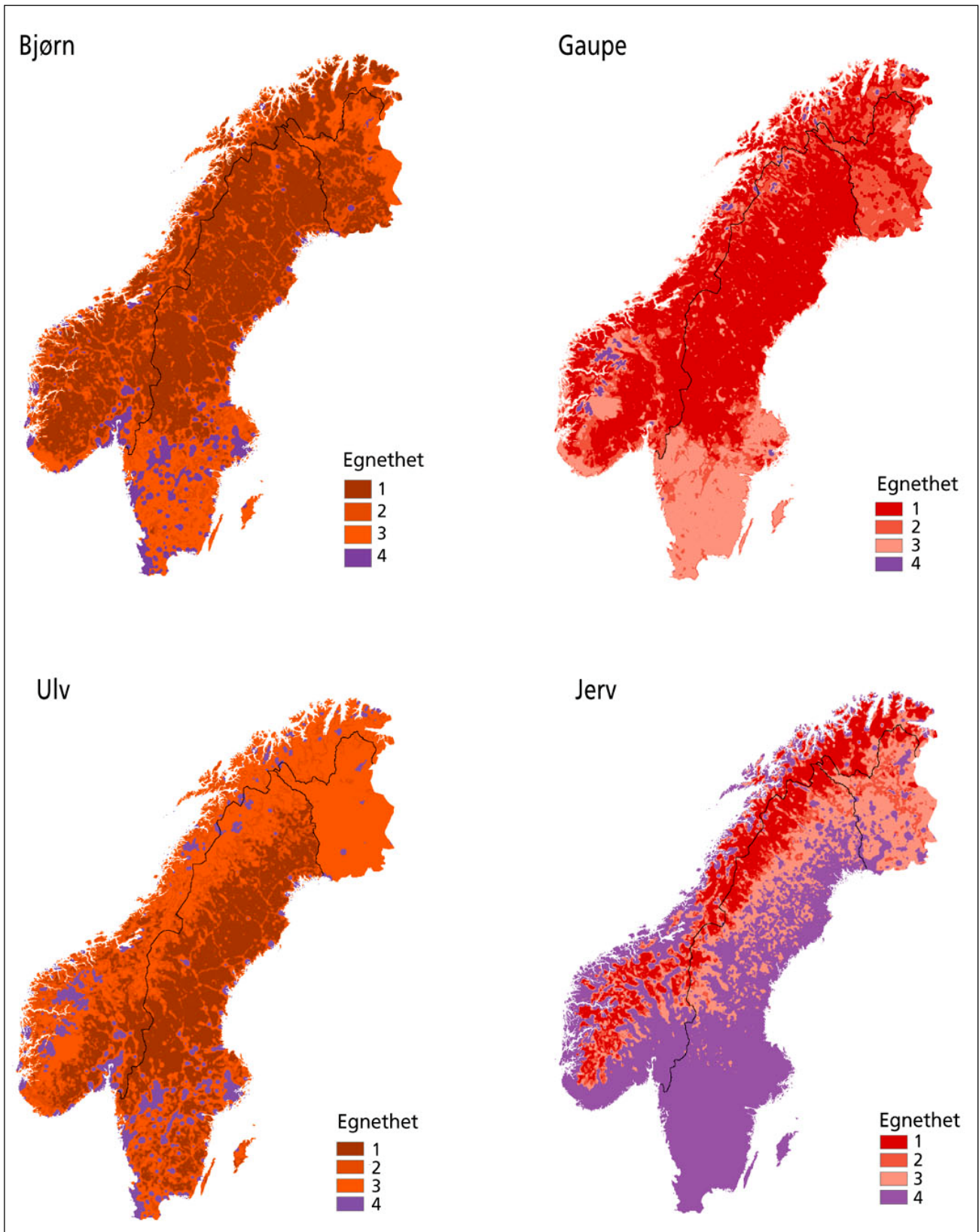
Tabell 5. Antall sau og antall medlemmer av organisert beitebruk (a) innenfor sørnorske tamreinlag, (b) innenfor samiske reinbeitedistrikter og (c) utenfor alle tamrein ormåderde som overlapper med egnethabitater (potensialleområder; klasse 1, 1-2 og 1-3 etter Lande et al. 2003) for bjørn, ulv, jerv og gaupe. - Number of sheep and number of sheep farmers within potential habitat (3 suitability classes) for wolves, bears, wolverines and lynx separated into (a) areas where southern Norwegian semi-domestic reindeer grazing areas, (b) Sami semi-domestic reindeer grazing areas, and (c) areas outside all semi-domestic reindeer grazing areas.

A Innenfor sørnorske tamreinlag Southern Norwegian semi-domestic reindeer grazing areas						
Klasse	# sau			# medlemmer		
	1	1 - 2	1 - 3	1	1 - 2	1 - 3
Ulv/Wolf	177.555	183.294	183.294	1.445	1.595	1.595
Jerv/Wolverine	122.609	163.572	177.331	1.099	1.411	1.549
Gaupe/Lynx	183.294	183.294	183.294	1.595	1.595	1.595
Bjørn/Bear	183.294	183.294	183.294	1.595	1.595	1.595
B Innenfor samiske reinbeitedistrikt Sami semi-domestic reindeer grazing areas						
Klasse	# sau			# medlemmer		
	1	1 - 2	1 - 3	1	1 - 2	1 - 3
Ulv/Wolf	124.068	282.028	293.298	1.124	2.384	2.482
Jerv/Wolverine	248.938	263.953	286.759	2.050	2.149	2.421
Gaupe/Lynx	282.326	290.628	293.298	2.390	2.458	2.482
Bjørn/Bear	277.881	288.254	293.298	2.358	2.435	2.482
C Utenfor alle tamreinlag og reinbeitedistrikt Outside all semi-domestic reindeer grazing areas						
Klasse	# sau			# medlemmer		
	1	1 - 2	1 - 3	1	1 - 2	1 - 3
Ulv/Wolf	669.176	961.542	1.046.208	7.185	10.525	11.448
Jerv/Wolverine	572.128	683.755	833.551	5.849	7.003	8.792
Gaupe/Lynx	944.403	1.026.610	1.055.755	10.363	11.231	11.557
Bjørn/Bear	971.572	1.024.197	1.050.236	10.450	11.052	11.476

Ginsberg 1998, 2000), og rovdyr som i hovedsak lever innenfor verneområder kan foreta vandringer utenfor og dermed havne i konflikt med mennesker (Saberwal et al. 1994). Siden de store rovdyrene i Skandinavia har svært store individuelle leveområder (tabell 1), har de norske nasjonalparkene kun potensielt plass til noen få individer. Dette til tross for at det totale arealet av nasjonalparker er på over 10000 km², og at de delvis består av habitat som er godt egnet for de store rovdyrene (tabell 6). Det er imidlertid ikke bare de individuelle områdene som er for små, da områdene også er isolerte i forhold til hverandre. Jerven representerer et mulig unntak, da områder med alpin tundra, som er det dominerende habitat i de norske nasjonalparkene, er meget egnet for denne arten. Konfliktpotensialet er imidlertid betydelig også innenfor nasjonalparkene, da både sau (ca. 240.000) og tamrein (ca. 40.000) opptrer tallrike innenfor flere nasjonalparker i Norge (tabell 7, 8). Nasjonalparker og andre verneområder vil derfor trolig spille en liten rolle i bevaringen av de store rovdyrene, med et mulig unntak for jerv i sør Norge.

5.7 Scenario 4. Nullområder – områder uten konflikt med husdyr og tamrein

I dette scenarioet har vi identifisert og kvantifisert egnede områder for rovdyr uten sau og tamrein. Selv om analysene antyder at relativt store områder med egnet rovdyrehabitat er uten sau og tamrein (tabell 9), er det uklart hvorvidt disse områdene kan benyttes til å bevare de store rovdyrene. Dette skyldes at områdene er spredt utover alle fylkene i Norge (figur 8; figur 9; tabell 10), og at mange av områdene er for små til å opprettholde selv leveområdet til et enkelt rovdyrindivid. For eksempel er bare en håndfull områder større en 1000 km², noe som tilsvarer leveområdet til en enkelt hanngaupe eller hannbjørn. Det er imidlertid noen store, kontinuerlige områder som skiller seg ut. Dette gjelder særlig områder sørøst i Norge, områder langs kysten i vest, områder i indre Troms samt noen deler av Finnmarksvidda. Selv om disse områdene alene ikke er store nok til å bevare rovdyrene, kan de potensielt fungere som "kjernebestander". Det er imidlertid



Figur 5. Potensielt habitat for ulv, bjørn, gaupe og jerv i Skandinavia. Klasse 1, 2 og 3 (1 er best) er regnet som egnet, mens klasse 4 er regnet som uegnet. - Potential habitat for bears, lynx, wolves and wolverines in Scandinavia. Classes 1 to 3 (1 is best) are regarded as being suitable while class 4 is unsuitable.

Tabell 6. Areal (km²) av de ulike habitat egnethetsklassene som faller innenfor nasjonalparker uten tamrein, med sørnorske tamrein og med samiske tamrein. - Area within the Norwegian national parks with various habitat suitability classes for large carnivores, categorised according to the presence of semi-domestic reindeer.

Klasse	Uten tamrein Without semi-domestic reindeer			Sørnorske tamreinlag With southern Norwegian semi-domestic reindeer			Samiske reinbeitedistrikt With Sami semi-domestic reindeer			Totalt Total		
	Areal (km ²)			Areal (km ²)			Areal (km ²)			Areal (km ²)		
	1	1 - 2	1 - 3	1	1 - 2	1 - 3	1	1 - 2	1 - 3	1	1 - 2	1 - 3
Ulv/Wolf	53	698	6107	0	6	214	4	674	5190	58	1378	11511
Jerv/Wolverine	4638	7300	8416	386	730	910	4642	5122	6188	9666	13152	15514
Gaupe/Lynx	596	2662	7809	58	188	486	2532	5124	5906	3186	7974	14201
Bjørn/Bear	7253	8034	8749	652	808	922	4811	5180	6265	12716	14022	15936

Tabell 7. Antall sau og antall medlemmer av organisert beitebruk innen egnet leveområde for rovdyr som overlapper med (a) sørnorske tamreinlag innen nasjonalparkene, overlapper med (b) samiske reinbeitedistrikt innen nasjonalparkene og (c) innen nasjonalparkene men med ingen overlapp med tamrein. - Number of sheep and number of sheep farmers within grazing areas that are found within or partially within suitable carnivore habitat within national parks in Norway, separated on the presence or absence of semi-domestic reindeer grazing areas within the national park.

Klasse	Uten tamrein Without semi-domestic reindeer		Sørnorske tamreinlag With southern Norwegian semi-domestic rein- deer		Samiske reinbeitedistrikt With Sami semi-domestic reindeer		Totalt Total	
	# sau # sheep	# medl. # members	# sau # sheep	# medl. # members	# sau # sheep	# medl. # members	# sau # sheep	# medl. # members
	1 - 3	1 - 3	1 - 3	1 - 3	1 - 3	1 - 3	1 - 3	1 - 3
Ulv/Wolf	92.631	768	46.861	392	70.595	616	210.087	1.776
Jerv/Wolverine	127.567	1.152	46.861	392	70.595	616	245.023	2.160
Gaupe/Lynx	121.330	1.100	40.778	334	70.595	616	232.703	2.050
Bjørn/Bear	127.567	1.152	46.861	392	70.595	616	245.023	2.160

Tabell 8. Antall samisk og sørnorsk tamrein innen nasjonalparkene som overlapper med egnet leveområde (potensialehabitat klasse 1-3) for de fire rovdyrartene. - Number of samisk, and south-Norwegian, semi-domestic reindeer that are found within potential large carnivore habitat within national parks.

Klasse	# samisk tamrein # samisk semi-domestic reindeer	# sørnorsk tamrein # south Norwegian semi- domestic reindeer
	1 - 3	1 - 3
Ulv/Wolf	36.523	4.536
Jerv/Wolverine	36.523	4.536
Gaupe/Lynx	36.523	4.536
Bjørn/Bear	36.523	4.536

lovende at mange av disse områdene ligger langs grensen til Sverige, noe som gjør det mulig å opprettholde forbindelsen med de større svenske populasjonene.

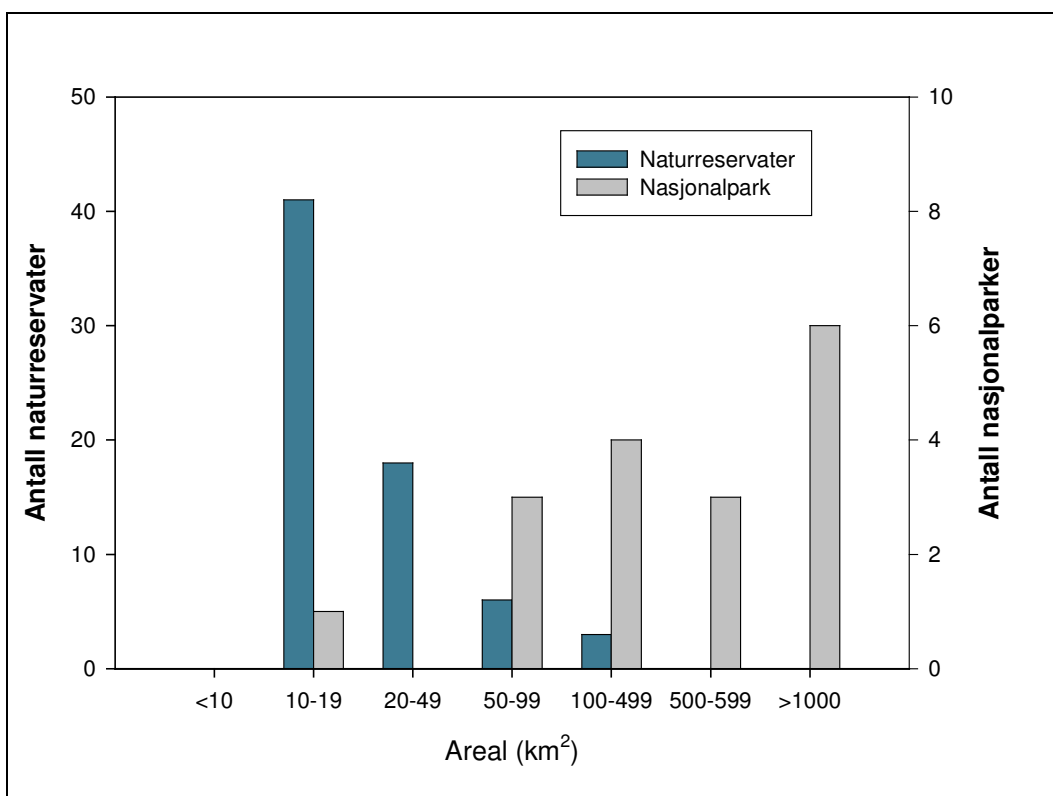
Tabell 9. Identifisering av nullområder (konfliktfrie områder). Areal av egnet habitat for rovdyr (klasse 1-3) som (a) ikke overlapper med sau, (b) ikke overlapper med rein, og (c) ikke overlapper med sau eller tamrein. - Identification of areas without conflict. The areas of suitable habitat for large carnivores (classes 1-3) that do not overlap with sheep, semi-domestic reindeer, or either sheep or reindeer.

Klasse	Areal uten sau (km ²)	Areal uten tamrein (km ²)	Areal uten sau og tamrein (km ²)
	Area without sheep	Area without semi-domestic reindeer	Areas without sheep and semi-domestic reindeer
	1 - 3	1 - 3	1 - 3
Ulv/Wolf	195.201	146.411	84.379
Jerv/Wolverine	119.822	61.953	30.796
Gaupe/Lynx	216.455	165.849	99.104
Bjørn/Bear	208.205	157.013	90.229

At disse områdene har lite konfliktpotensial i forhold til husdyr og tamrein, betyr på ingen måte at de er konfliktfrie. Konfliktpotensialet i forhold til befolkningen i disse områdene kan være stort selv om problemene for beitedyrnæringene er små eller fraværende. Dette gjelder først og fremst i forhold til ulv og bjørn.

5.8 Scenario 5. Optimal geografisk fordeling av rovdyr for å minimere konfliktnivået ved ulike bestandsmålsetninger

I denne seksjonen gjennomfører vi noen enkle analyser for å undersøke hvilke konfliktnivåer for husdyrhold og tamreindrift ulike geografiske utbredelser av de store rovdyrene resulterer i.



Figur 6. Størrelsen på nasjonalparker og naturreservat i Norge -. Frequency distribution of the sizes of national parks and nature reserves in Norway.

De seks analysene gjenspeiler seks ulike forvaltningsstrategier, og hovedmålsetningen med analysene er å belyse hvilke konfliktnivåer som oppstår dersom man lar rovdyrene ta i bruk ulike områder av landet. Siden bjørn, gaupe og ulv har relativt overlappende potensielle habitater på landsbasis, vil vi i de fem første analysene modellere disse artene sammen. Videre, siden binner har et begrenset spredningspotensiale sammenliknet med andre rovdyr, har vi valgt dagens utbredelse av binner innenfor de fem kjerneområdene som startpunkt for alle analysene. I Nord-Norge er det store overlapp mellom områder med egnet jervehabitat og områder med egnet habitat for de tre andre artene. Derfor kan

analysene 2-5 betraktes som egnet for alle fire arter, selv om det er lite sannsynlig at ulv kan tolereres i tamreinområdene. Den sjette analysen omhandler potensielle strategier for forvaltning av jerv i Sør-Norge.

eller hoppes over. Som et resultat blir dette en form for styrt optimalisering. Hovedmålsetningen er imidlertid å illustrere konsekvenser av ulike valg, i større grad enn å gi et kvantitativt mål på kostnader og konflikter.

Tabell 10. Fordelingen av områder uten konflikt (sau eller tamrein) (klasse 1, 2 og 3 tilsammen) per fylke for hver rovdyrart. - Distribution of areas without overlap with either sheep or semi-domestic reindeer within the various counties for the different large carnivore species.

	Areal uten sau og tamrein (km ²)			
	Ulv Wolf	Jerv Wolverine	Gaupe Lynx	Bjørn bear
Østfold	2929	0	4105	2775
Akershus og Oslo	2531	0	4466	2328
Hedmark	13623	4425	14446	13486
Oppland	5239	2867	6245	6401
Buskerud	5288	1878	6314	5372
Vestfold	1071	2	2055	908
Telemark	9965	3128	10531	9900
Aust Agder	4903	875	5271	4867
Vest Agder	2031	123	2486	1933
Rogaland	5344	1072	6571	5343
Hordaland	5870	3094	7469	7545
Sogn og Fjordane	5507	4267	7025	8276
Møre og Romsdal	5252	1993	6395	6038
Sør Trøndelag	4566	1091	4971	4569
Nord Trøndelag	840	41	976	832
Nordland	2633	662	2776	2693
Troms	4288	3481	4458	4438
Finnmark	2472	1786	2518	2497

I disse analysene har vi konvertert konfliktkartene for sau og tamrein til 20 x 20 km-ruter (400km²), hvor hver rute har en verdi for konfliktpotensial. Fra et startpunkt har vi valgt ut et økende antall naboruter, og ved hvert valg av ruter har vi kvantifisert antallet sau og tamrein innenfor rutene. Resultatet er en funksjon som relaterer hvilket område man øker rov-viltutbredelse i, til økningen i antall husdyr/tamrein som er innenfor dette området. I denne sammenhengen benytter vi antallet sau / tamrein som en tilnærming til potensielt konflikt-nivå, eller som en indeks på kostnadene ved å tilpasse husdyrholdet til rovdyrenes tilstedeværelse.

Målsetningen er enten å modellere konkrete forvaltningsmål, eller å identifisere størst mulige områder hvor rovdyrene kan bevares med et lavest mulig konfliktnivå. Et sentralt poeng er å binde de potensielle "nullområdene" sammen (seksjon 5.7), samt å etablere forbindelse med de svenske populasjonene for den aktuelle arten. Når vi modellerer ekspansjon av rovdyr, begrenser vi ekspansjon til de områdene vi tidligere har klassifisert som egnet habitat (Lande et al. 2003), og benytter enkle regler som krever et mest mulig kompakt areal. Vi tillater heller ikke at små "øyer" med høyt konfliktnivå forbigås.

Analyse 1. Bjørn, ulv og gaupe i Sørøst-Norge.

Denne analysen viser at det er mulig for rovdyrene å ta i bruk relativt store områder med egnet habitat, samtidig som et relativt lavt antall sau og ingen tamrein befinner seg innefor utbredelsesområdet (**figur 10, tabell 11**). De første områdene finner vi sentralt i Hedmark hvor antallet sau er svært lavt, selv om man ved å forbinde disse områdene med områder i Akershus og Østfold må regne med et høyere konfliktnivå i enkelte områder. Et totalt areal på 18 400 km² med egnet habitat kan oppnås til kostnaden av å påvirke 13 400 sau på utmarksbeite. Ved bruk av tommelfingerreglen beskrevet tidligere vil dette si at området alene vil kunne huse 18-36 binner, hunngauper og 18 ulveflokker. For å kunne skape forbindelse med de store sauefrie områdene langs kysten i sør er det også nødvendig å inkludere noen små områder i sørøstre deler av Oppland og Buskerud med svært høyt konfliktpotensiale. Når disse områdene er tatt med er det imidlertid mulig å inkludere store områder langs kysten i sør hvor konfliktpotensialet er lavt. Det totale arealet som kan oppnås på denne måten er 40 000 km² (11 % av Norges

landareal), til kostnaden av å påvirke 93 000 sau (6% av all sau i Norge). Videre ekspansjon vestover og nordover vil imidlertid medføre store kostnader, da dette vil inkludere fjellområder med høy sauetetthet - i gjennomsnitt 8 ganger så mange sau påvirket per område (tabell 11). Rovdyrtapene vil kunne bli enda høyere enn økningen i sauetall skulle tilsi, fordi disse tapene har vist seg å være relativt sett høyere ved høyere tetthet av sau (**boks 1**).

Analyse 2. Bjørn, (gaupe og jerv) i Midt-Norge.

Med startpunkt øst i Lierne der binner med unger opptrer i dag, er det mulig å identifisere relativt store områder med lite sau (**figur 10; tabell 11**). For eksempel vil 14 400 km² med egnet habitat kunne oppnås til kostnaden av å påvirke 19 000 sau. For example, 14.400 km² of habitat can be secured at the cost of influencing 19.000 sheep. Imidlertid vil konfliktpotensialet stige raskt med en gang vi beveger oss ut av det eksisterende kjerneområdet for bjørn i Midt-Norge, både vestover mot Fosen, sørover mot Meråker eller nordover mot Saltfjellet og Tysfjord. Med hensyn til tamrein er det ingen klar grense der konfliktpotensialet begynner å øke dramatisk. Snarere er

det en jevn økning i antall rein som påvirkes ettersom større områder tas i bruk av rovdyr.



Figur 7. Norske nasjonalparker. - Distribution of national parks in Norway.

Analyse 3. Bjørn (gaupe og jerv) i indre Troms

Med startpunkt i indre Troms er det et relativt stort område (9000 km²) uten sau og med lite "norsk" tamrein (men tamrein fra Sverige beiter der om sommeren). Imidlertid vil en økning av rovdyns influensområde ut over dette medføre konflikter med et økende antall sau og tamrein i alle retninger (**figur 10, tabell 11**).

Analyse 4. Bjørn (gaupe og jerv) i indre Finnmark

Med startpunkt i det ene kjerneområdet for bjørn i Finnmark (Anarjohka) på grensen til Finland, ser det ut til å være et stort areal med egnet rovdyrhabitat med svært lite konfliktpotensial. Ekspansjon av rovdyr kan skje i opptil 20 000 km² før sauehold vil bli berørt. Tamreindrift vil imidlertid bli berørt tidligere enn dette. I motsetning til de tre foregående analysene, er tallet på tamrein som berøres i denne analysen høyere enn tallet på sau (**figur 10, tabell 11**).

Analyse 5. Bjørn (jerv og gaupe) i Pasvik

Bare de innerste områdene i Pasvik ser ut til å være uten konflikt med sau og tamrein. For øvrig er tallet på sau og tamrein som berøres i Pasvik relativt lavt sammenliknet med andre områder (**figur 10, tabell 11**).

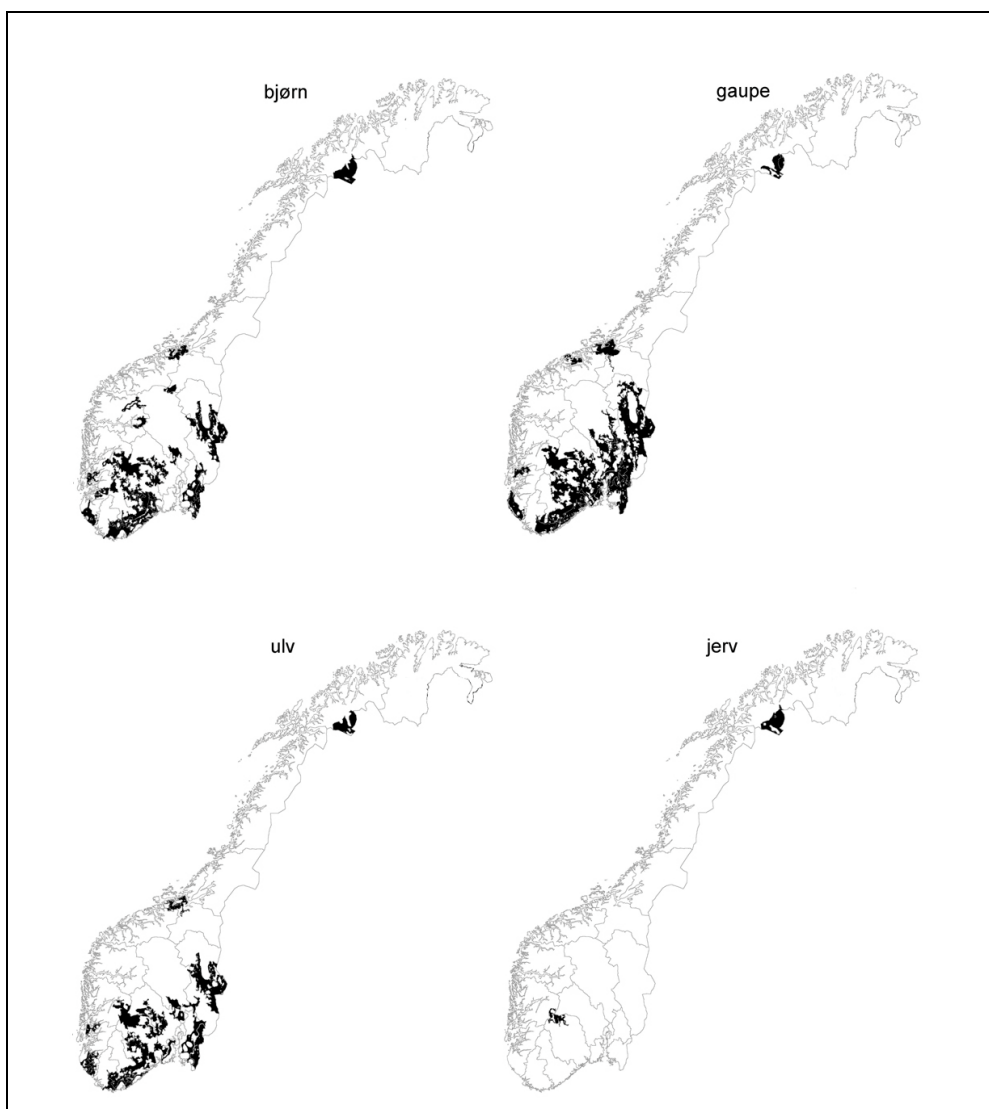
Analyse 6. Jerv i Sør-Norge

Våre kart over potensielt rovdyrhabitat viser at det er begrensede muligheter til å forvalte jerven i samme områder som ulv, bjørn og gaupe (med et visst unntak av Nord-Norge) (Lande et

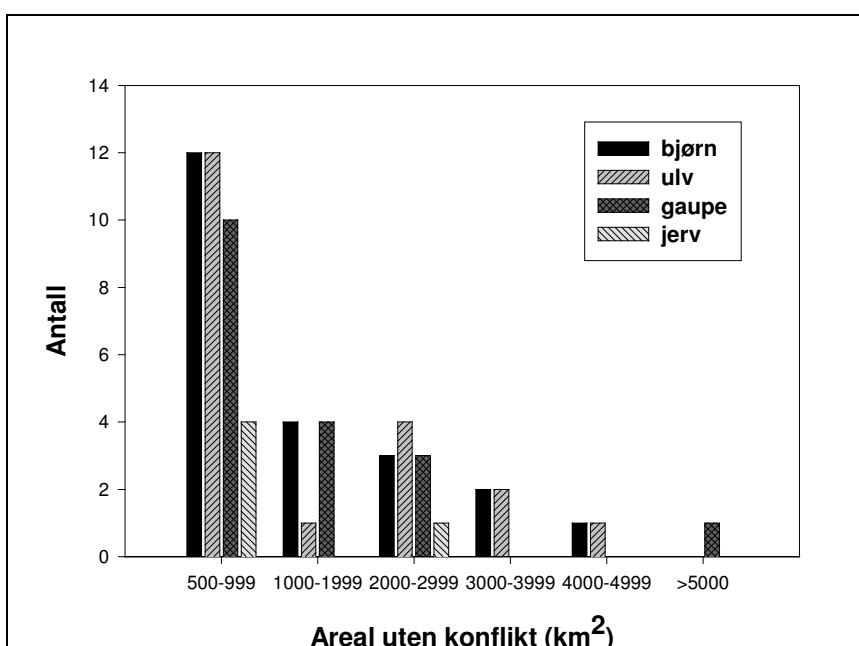
al. 2003), med mindre jerven tar i bruk skogshabitat i en større grad en vi har sett til nå. Dagens sørnorske jervebestand er relativt isolert fra den sammenhengende bestanden nordøst i deler av Nord-Norge, Sverige og Finland/Russland (Landa et al. 1998, Walker et al. 2001, Östergren et al. 2001). Det er av vesentlig betydning for å sikre den sørlige bestandens bevaringsstatus å sikre større utveksling av individer med bestanden i nordøst, særlig hvis regulering av jerv i Sør-Norge gjennom lisensjakt skal fortsette (Landa et al. 2000). De sørligste delene av den nordøstlige bestanden strekker seg til områdene øst for Femunden. En større grad av sammenheng mellom disse bestandene vil gi større handlingsrom i forvaltningen av jerv (Andersen et al. 2003). Imidlertid dekker utbredelsen av jerv i Sør-Norge noen av de mest sauetette områdene i landet, slik at dagens utbredelse (med unntak av 3 ynglehi) overlapper med omlag 110 000 sau. Å tillate ekspansjon av jerv til de områdene som sikrer sammenheng med den nordøstlige bestanden i Sverige vil medføre en økning på 50 % i antall sau som blir påvirket (**figur 10, tabell 11**). I tillegg vil det berøre områder med tamreindrift. Imidlertid vil en alternativ strategi som tillater jerven å ekspandere sørover og vestover medføre at enda flere sau per områdeenheter vil bli påvirket (**figur 10, tabell 11**). En slik strategi vil altså gi større konflikter med sauehold, uten å bidra til å gjøre bestanden i Sør-Norge mer sammenhengende med bestanden i nordøst.

Tabell 11. Tetthet og antall sau og tamrein som påtreffes innenfor hvert av 6 geografisk områder, ved en potensiell ekspansjon av de store rovdyrenes utbredelse fra de eksisterende populasjons-sentrene. De første fem analysene tar utgangspunkt i bjørnens (og dermed ulv og gaupe) ekspansjon utover de eksisterende populasjoner, mens den sjette analysen omhandler jerven i Sør-Norge. - Numbers and densities of sheep and semi-domestic reindeer encountered at each geographical step of potential expansion of large carnivores from existing population centres. The first 5 analyses are based on bear expansion from existing populations, while the 6th is based around wolverines in south Norway.

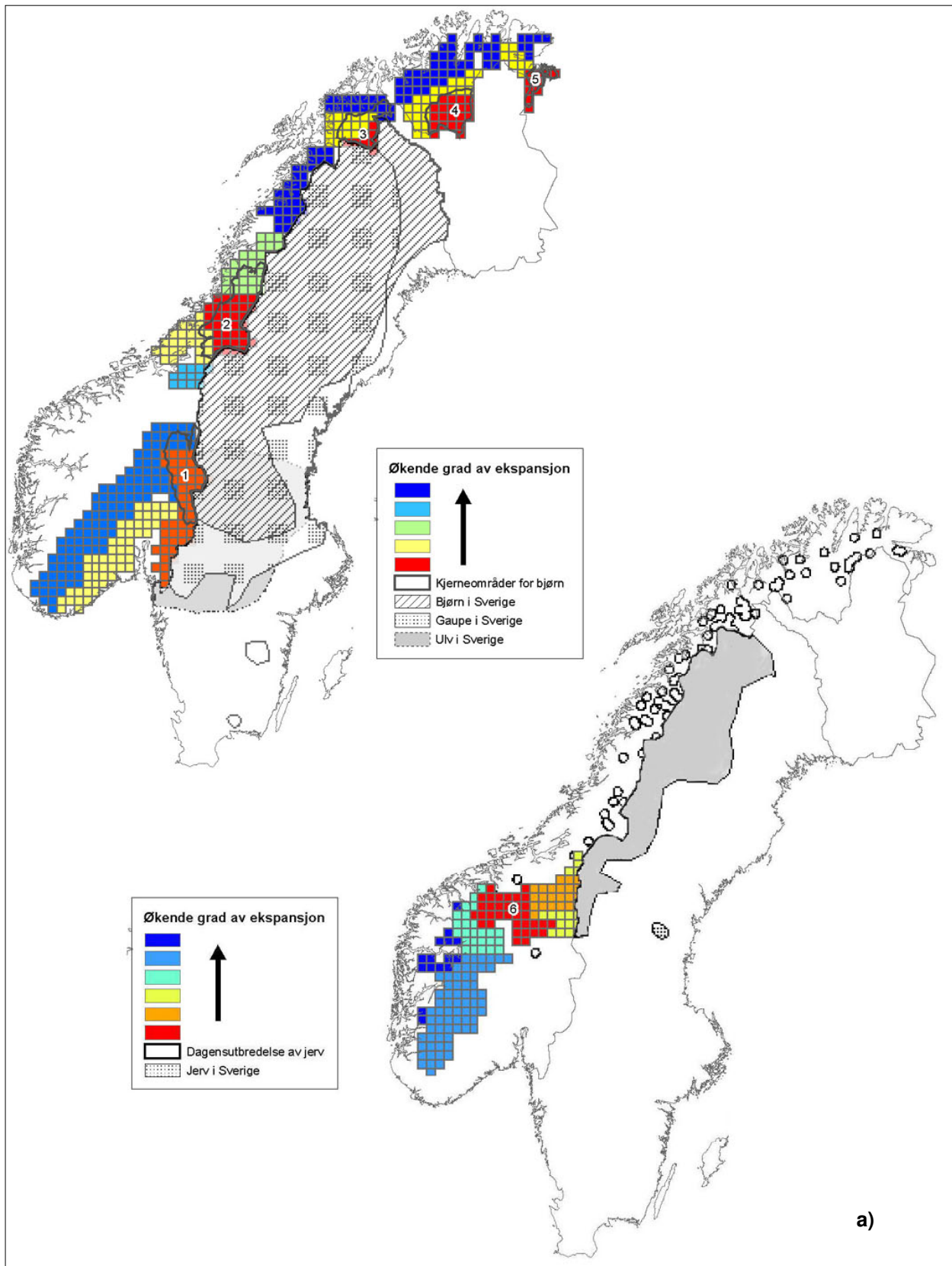
	Fargekode Colour code	Region Region	Område Area (km ²)	Antall sau Sheep - number	Tetthet av sau Sheep - density	Antall tamrein Reindeer - number	Tetthet av tamrein Reindeer - density
1. Sørøst-Norge Southeast Norway	Rød Red	Hedmark / Akershus / Østfold	18.400	13.427	0,7		
	Gul Yellow	Forbindelse vestover Connection to west	8.800	62.152	7,1		
	Gul Yellow	Sørkysten South coast	13.600	17.669	1,3		
	Blå Blue	Vest – lag 1 West – layer 1	7.200	23.103	3,2		
	Blå Blue	Vest – lag 2 West – layer 2	15.200	134.697	8,9		
	Blå Blue	Vest – lag 3 West – layer 3	22.800	221.756	9,7		
2. Midt-Norge Central Norway	Rød Red	Dagens kjerneområde Present core area	14.400	19.205	1,3	7.758	0,5
	Gul Yellow	Fosen	9.600	24.440	2,56	4.271	0,4
	Lysblå Light blue	Sør til Meråker South to Meråker	5.600	28.961	5,2	5.299	1,0
	Grønn Green	Nord til Saltfjellet North to Saltfjellet	11.200	28.786	2,6	3.985	0,4
	Blå Blue	Nord til Narvik North to Narvik	8.800	22.083	2,5	2.795	0,3
3. Indre Troms Inner Troms	Rød Red	Dividalen	3.200	0	0	100	0,03
	Gul Yellow	Vest – lag 1 West – layer 1	3.600	2.231	0,6	1.072	0,3
	Blå Blue	Vest – lag 2 West – layer 2					
4. Indre Finnmark Inner Finnmark	Rød Red	Indre område Inner area	8.000	0	0	800	0,1
	Gul Yellow	Lag 1 Layer 1	9.200	15	0,002	5.387	0,6
	Blå Blue	Lag 2 Layer 2	17.200	13.624	0,8	63.131	3,7
5. Pasvik	Rød Red	Indre område Inner area	4.400	621	0,1	4.033	0,9
	Gul Yellow	Til kysten To coast	4.000	5.273	1,3	3.820	1,0
	Blå Blue	Til Varanger To Varanger	2.800	468	0,2	5.918	2,1
6. Jerv i Sør-Norge Wolverine in South Norway	Rød Red	Dagens utbredelse Today's range	13.600	113.236	8,3	154	0,01
	Orange Orange	Minimum-korridor til Sverige Minimum corridor to Sweden	8.800	55.505	6,3	5.712	0,7
	Gul Yellow	Fullstendig korridor Consolidate corridor	6.400	16.526	2,6	5.022	0,8
	Grønn Green	Sør til Sogn South to Sogn	10.000	52.275	5,2	1.606	0,2
	Lysblå Light blue	Sør til Setesdal South to Setersdal	23.200	151.414	6,5	1.271	0,1
	Blå Blue	Vestover til kysten West to coast	9.600	140.976	14,7	0	0

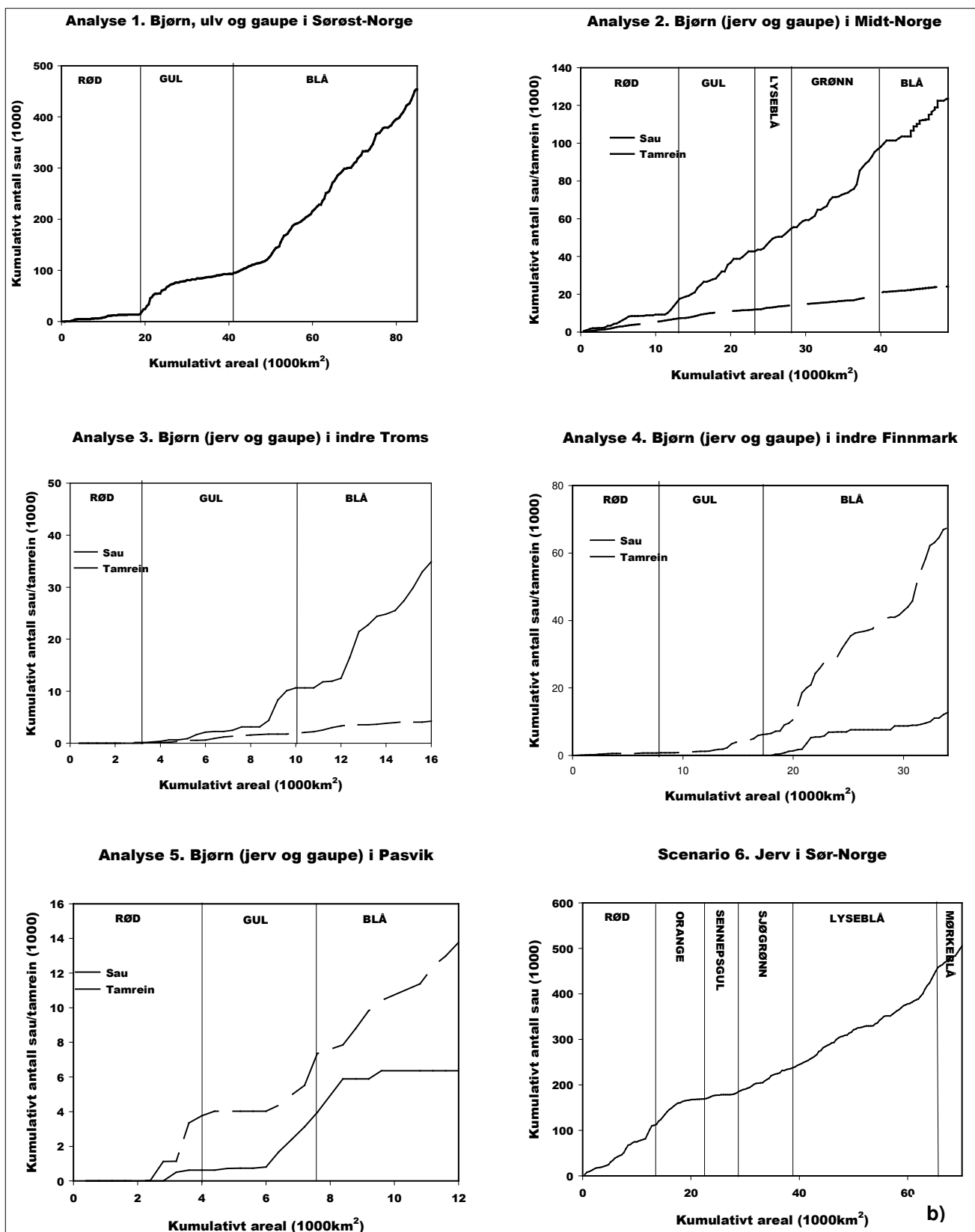


Figur 8. Områder i Norge hvor utbredelsen av sau og tamrein ikke overlapper med potensielt habitat for hver av de fire store rovdyrartene. - Areas of Norway where there is no overlap between sheep, semi-domestic reindeer, and potential habitat for each of the four large carnivore species.



Figur 9. Frekvensfordeling av størrelsen på individuelle områder hvor det ikke er overlapp mellom utbredelsen av sau/tamrein og potensielt habitat for hver av de fire store rovdyrartene. - Frequency distribution of the sizes of individual areas where there is no overlap between sheep, semi-domestic reindeer, and potential habitat for each of the four large carnivore species.





Figur 10a,b. Konfliktnivå i forhold til sau (hel linje) og tamrein (stiplet linje) som en funksjon av potensiell økning i de store rovdyrenes utbredelse i seks ulike regioner i Norge. Fargene refererer til fargene på kartet på motsatt side. Ekspansjonsmodellene har blitt utviklet med tanke på å unngå områder med de høyeste konfliktnivå, opprettholde kontinuerlige bestander, samt å skape forbindelse med svenske bestander. - Level of conflict (in terms of numbers of sheep (solid) and semi-domestic reindeer (stippled) exposed to carnivores) with increasing potential carnivore distribution in 6 different regions of Norway. Colours mentioned in the graphs correspond to those on the map. The expansion model has been designed to avoid areas with most contact, to maintain a continuous distribution, and maintain connectivity with Swedish populations.

6 Konklusjoner

Mesteparten av Norges landareal utgjør potensielt habitat for bevaring av store rovdyr. Samtidig vil det uansett hvor rovdyra opptrer kunne oppstå konflikter med menneskelige interesser på en eller annen måte. Konfliktenes art, innhold og nivå avhenger av hvor i landet rovdyra opptrer og hvordan de forvaltes der de forekommer. Når det gjelder sosiale konflikter og konflikter i forhold til jaktinteresser kan konfliktnivået bli høyt uansett hvor i landet rovdyra finnes. Statens økonomiske forpliktelser i forhold til rovdyrskader er i dag begrenset til krav om erstatning for tap av husdyr og tamrein, selv om det også er iverksatt et fåtall ordninger for å kompensere økonomisk for andre konflikter (Aanesland & Holm 2002; Brainerd 2003; Brainerd & Bjerke 2003; Solberg et al. 2003). Selv om det satses mer på tapsforebyggende tiltak enn økonomisk erstatning i en fremtidig rovviltforvaltning, vil bevaring av rovdyr i Norge være dyrt. Når det gjelder de ikke-materielle konfliktenes knyttet til rovdyr, er det tydelig at disse kan virke splittende i lokalsamfunn og ha en høy sosial kostnad

Utfordringen for beslutningstagere og naturforvaltere vil være å utforme et forvaltningssystem som minimerer de varierte konfliktenes og kostnadene forbundet med rovdyras tilstedeværelse, og samtidig sikrer en gunstig bevaringsstatus for store rovdyr. Våre analyser av potensielt rovdyrhabitat i Skandinavia viser at det finnes rikelig med egnet habitat, sett fra rovdyras perspektiv (Lande et al. 2003). Begrensningene ligger i hva vi kan tolerere ut fra de varierte konfliktenes, samt hva vi er villige til å betale. Denne situasjonen skiller seg vesentlig fra forholdene ellers i Europa. Der er tilgangen på egnet rovdyrhabitat i mye større grad begrenset som følge av modifisering og fragmentering av naturområder gjennom intensiv utvikling av landbruk og infrastruktur (Corsi et al. 1998; Salvatori 2002; Schadt et al. 2002). Imidlertid er konfliktenes knyttet til rovdyr ikke noe særnorsk fenomen, men snarere noe som oppstår i de fleste europeiske land med økende rovdyrbestander (Kaczensky 1996, Breitenmoser 1998, Bath 2001, Bath & Majic 2001, Svarstad 2003).

Det finnes ingen "magisk løsning" som løser alle konfliktenes omkring rovdyr. Snarere vil enhver forvaltningsløsning måtte inngå kompromisser og interesseavveininger mellom ulike konfliktgrupper, og det vil måtte foretas klare prioriteringer av enkelte konflikter fremfor andre. At det må finne sted en prioritering mellom konflikter er særlig tydelig i forhold til geografisk differensiert forvaltning. Den optimale form av slik differensiert forvaltning vil se forskjellig ut for ulike konfliktgrupper. Mens en streng geografisk differensiering vil kunne egne seg for å løse konfliktenes for mesteparten av husdyrnæringen, vil en slik løsning være lite gunstig for andre konflikttyper. Resultater fra forskning og innspill fra en rekke interessehavere tyder på at den beste løsningen for sosiale konflikter og konflikter i forhold til jaktinteresser snarere er å la rovdyra spre seg over store arealer, men i lav tetthet (Solberg et al. 2003; Andersen et al. 2003). Tamreindriften vil også kunne foregå med lav tetthet av jerv, gaupe og bjørn over store arealer,

mens ulv i tamreinområder, selv i lave tettheter, vil gjøre det umulig å drive reindrift (Miljøverndepartementet 2002b).

Diskusjonen om hvorvidt geografisk differensiert forvaltning skal benyttes i forvaltningen av de store rovdyrene i Norge strekker seg minst 25 år tilbake (NOU 1977). Stortinget har gjennom behandlingen av to stortingsmeldinger om rovviltforvaltningen (Miljøverndepartementet 1992, 1997) slått fast at forvaltningen skal bygge på prinsippet om geografisk differensiert forvaltning. Dette er også lagt til grunn for den kommende stortingsmeldingen om rovviltforvaltning (Innst. S. nr. 113 (2000-2001)). På grunn av det store konfliktpotensialet i Norge, samt erfaringene fra de siste 20 år, er det sannsynlig at geografisk differensiert forvaltning i en eller annen form vil gjennomføres også i fremtiden. Et åpent spørsmål er derfor hvilken form denne forvaltningen skal ha, siden den ideelle løsningen er avhengig av hvilken konflikt som prioriteres.

FOR - ForvaltningsOmråder for Rovdyr

Hvordan kan man oppnå fordelene med geografisk differensiert forvaltning og samtidig minimalisere ulempene? Det høyeste nivået av sosiale konflikter ser ut til å være forbundet med ekstreme former for geografisk differensiert forvaltning, hvor rovdyrene konsentreres i relativt små områder. Innenfor slike områder er bestandene av minimal størrelse, slik at jakt og felling av rovdyr ikke er mulig, i alle fall strengt regulert. Samtidig skaper et slikt system følelsen av å bo i et "reservat" blant befolkningen i området, og dette oppfattes som sosial urettferdighet og mangel på likeverd. Det opprettholder også synet på rovdyr som noe spesielt og fremmedartet i forhold til annen natur som aksepteres i lokalmiljøet. Det er derfor behov for ikke å skape en for streng differensiering med små geografiske enheter, hvor forvaltningen, i alle fall tilsynelatende, er meget ulik forvaltningen andre steder. Man bør også unngå å komme i en situasjon hvor rovdyrene må forvaltes på et intensivt, detaljert, eller mikroskala nivå. Rovdyrenes økologi, med utstrakt arealbruk, medfører at slik forvaltning er uegnet.

En mulighet er, slik vi ser det, å dele opp hele landet i forvaltningsområder for store rovdyr, slik at alle i Norge bor i et område der rovdyra forvaltes. Ideelt sett burde disse enhetene være større enn dagens fylker, for eksempel til sammen 5-10 enheter som mer eller mindre følger geografiske og administrative enheter. Innenfor hver av disse enhetene bør det være en minimumsmålsetning for hvor mange individer av hver art det skal være, hvor antallet kan variere fra null og oppover. Hvert område kan ha sitt eget jakt- og fellingsregime. Et slikt system vil tilsvare dagens system for gaupejakt, hvor noen områder har kvoter, mens andre områder har kvotefri jakt. Størrelsen på jakt- og fellingskvotene vil kunne variere fra enhet til enhet i forhold til konfliktsituasjon og bestandsmålsetning. Dagens overvåkningssystem med minimumstillinger vil gjøre det ideelt å teste ut den nyutviklede terskelhøstingsmodellen (Lande et al. 1997, 2001; Sæther et al. 2003), der man først forsikrer seg om at et minimum antall dyr finnes, for så å kunne ta ut en viss andel av de dyra som overstiger denne "terskelen". Enhetene kan også finoppdeles videre, for å kun-

ne foreta presise lokale tilpasninger, akkurat som gaupejakt-områdene er i dag.

Fordelen med dette systemet er at hele landet involveres i forvaltningen av de store rovdyrene. Dette gir mening når vi vet at enkeltindivider av rovdyr kan dukke opp hvor som helst, jf. dokumenterte spredningsdistanser for ulv på over 800 km (Wabakken et al. 2001, Håkan Sand pers. med., **figur 2**). Dessuten blir avveiningene som må gjøres mellom ulike konflikter og områder så gjennomsluttelige som mulig. Den overordnede strategien, som skal sikre at de ulike forvaltningsområdene *til sammen* er i stand til å ivareta de overordnede målsetningene, må koordineres på nasjonalt nivå. Når systemet er opprettet, er det imidlertid mulig å overføre mye av forvaltningen innenfor de enkelte områdene til lokale eller regionale institusjoner, så lenge de vedtatte minimumsantall for de ulike artene opprettholdes. Det må forutsettes at både regional og lokal forvaltning organiseres slik at relevante interessegrupper sikres reell medvirkning.

I forvaltningsområder med større forekomst av rovdyr, er det viktig at tapsforebyggende tiltak i beitenæringen blir introdusert *før* konfliktene blir høye. Årsaken er at det tar tid å endre driftsform og implementere tilpasninger slik at de virker. Dette gjelder særlig i områder med etablering av ulv og bjørn, siden disse artene krever de mest omfattende tiltakene. Det er imidlertid viktig også i områder med gaupe og jerv å gi beitebrukerne god tid til å gjøre de nødvendige justeringer. Selv for et relativt ukomplisert tiltak som tidligningsanking for å unngå skadetopper sent i beitesesongen, kreves tid til å opparbeide alternative beiter m.v.

Siden rovdyrtilpasninger er dyre og tar tid, vil det være logisk å ta i bruk såkalte etappemål for å nå mer ambisiøse langsiktige mål via langsomme trinn. På denne måten vil gradvis større områder bli mer tilpasset for rovdyr. Utfordringen ligger i å finne verktøy, objektive kriterier, og prinsipper som beslutningstakerne kan benytte når de planlegger forvaltningen over slike store geografiske områder.

Siden sosiale konflikter og konflikter i forhold til jaktinteresser er vanskelige å kartfeste, kan det være hensiktsmessig å bruke materielle konflikter innen beitenæringene som et *utgangspunkt* for områdeplanlegging. Vår scenariomodellering indikerer at det finnes områder med relativt lite sau, særlig langs grensen til Sverige og Finland og langs deler av kysten av Sør-Norge. Disse områdene tilsvarer delvis de eksisterende kjerneområder for bjørn, samt forvaltningsområdet for ulv. Ved å bygge på disse områdene er det mulig å la rovdyr opptre over relativt store områder og samtidig berøre bare en liten del av saueholdet i Norge. Alternativt kan rovdyrene spre seg over større områder, og dermed ta i bruk områder med mye sau. Dette vil enten føre til uakseptabelt høye tap, eller betydelige kostnader forbundet med å tilpasse saueholdet. Jerv i Sør-Norge står i en særstilling fordi den i dag forekommer i områder med svært mye sau. I forvaltningen av jerv vil det likevel være mindre kostbart, i form av mengden sau som blir berørt, å la jerven spre seg slik at bestanden blir mer sammenhen-

gende med den nordøstlige bestanden, sammenliknet med en spredning mot sør og vest.

Prosessen med å konsentrere rovdyrbestander (særlig bjørn og ulv) til bestemte områder er et solid konsept i forhold til å redusere tap av beitedyr, så lenge effektive forebyggende tiltak og tilpasninger blir introdusert (Linnell et al. 1996; Bjørnu et al. 2002; Miljøverndepartementet 2002a; Brainerd 2003). Dessuten vil det over store områder kunne foregå ekstensiv utmarksbeiting med små, eller ingen problemer med rovdyr. Det vil imidlertid føre til at enkeltbrukere i slike områder opplever belastningene knyttet til omlegging av tradisjonelle driftsformer. Alternativet er likevel høye tap over større områder, og reduserte muligheter til å fokusere bruken av tapsforebyggende tiltak. Å fastsette størrelsen, beliggenheten og formen av slike områder vil være en politisk beslutning, ut fra interesseavveininger og prioriteringer av ulike konfliktgrupper, inkludert dem som ikke er av materiell art.

Avsluttende betraktninger

Det viktigste i en framtidig rovdyrforvaltning er å gi klare, langsiktige og forutsigbare føringer, og gi sikre økonomiske rammepolkår for å kompensere for de konfliktene som oppstår omkring rovdyr. Dette krever at noen klare valg må gjøres mellom ulike strategier som har ulike fordeler og ulemper for ulike konflikter (**tabell 12**). Det kan kanskje høres naivt ut, men med en tilstrekkelig planlegging, en forvaltning som gir større handlingsrom og sikrer lokal deltagelse, samt solide økonomiske bevilgninger, vil dagens høye konfliktnivå kunne dreies mot en større grad av sameksistens (Andersen et al. 2003). Imidlertid er større grad av sameksistens betinget av at fundamentet for forvaltningen ikke bare består av biologi og tradisjonell viltforvaltning, men snarere tar inn over seg de mer grunnleggende sosiale og sosioøkonomiske forholdene som ligger bak konfliktene. Det er viktig å huske på at "rovdyrkonflikter" kanskje like mye er konflikter mellom mennesker, som de er konflikter mellom mennesker og rovdyr. På den annen side må vi også akseptere de økologiske og biologiske rammene som store rovdyr lever under. Vi kan ikke stemme på bjørner som ikke tar sau eller har en høyere reproduksjonstakt. Økningen i antall rovdyr de siste 10 år, sammenliknet med tidligere tiår, har vist oss at rovdyrene har lært seg å leve med oss. Nå må vi lære oss å leve med dem, og med hverandre.

Tabell 12. En oppsummering av konsekvensene for ulike konflikter av ulike valg som må tas ved utformingen av en forvaltningsstrategi for store rovdyr i Norge. Tre hovedtemaer er angitt: (1) Mål for bestandsstørrelse, (2) hastigheten på prosessen for å nå bestandsmålene og (3) graden av geografisk differensiert forvaltning av rovdyra. - Conceptual summary of the consequences of various choices that need to be made in designing a management strategy for large carnivores in Norway. The three issues covered (1) the size of the target population, (2) how quickly we should aim to move towards this goal, and (3) the extent to which geographical differentiation is applied to their management.

Hvor mange?		
Få		Mange
Mindre gunstig.	Bevaringsstatus	Mer gunstig.
Mindre konflikt.	Husdyr	Mer konflikt.
Mindre konflikt.	Tamrein	Mer konflikt.
Mindre konflikt.	Jaktinteresser	Mer konflikt.
Mindre handlingsrom - krever strengere vern - krever detaljstyrt forvaltning - fremmedgjøring.	Forvaltning	Mer handlingsrom - økte muligheter for jakt/felling - trenger mindre detaljstyrt forvaltning - alminneliggjøring.
Færre mennesker vil føle frykt og uro Mindre muligheter for å oppleve rovdyr.	Sosiale aspekter	Flere mennesker kan komme til å føle frykt og uro Større muligheter for å oppleve rovdyr.
Hvor raskt?		
Langsom		Rask
Ulv: mer tap av genetisk variasjon.	Bevaringsstatus	Ulv: Mindre tap av genetisk variasjon. For andre arter: ubetydelig pga bestandenes størrelse i Sverige.
Mer tid til å innarbeide forebyggende tiltak. Se for øvrig "sosiale aspekter".	Husdyr	Mindre tid til å innarbeide forebyggende tiltak – både økonomiske og praktiske vanskeligheter. Se for øvrig "sosiale aspekter".
Siden få konkrete effektive forebyggende tiltak finnes, vil dette spille mindre rolle.	Tamrein	Siden få konkrete effektive forebyggende tiltak finnes, vil dette spille mindre rolle.
Mer tid til tilpasninger av jaktformer og høstingsstrategier.	Jaktinteresser	Mindre tid til tilpasninger av jaktformer og høstingsstrategier.
Forsinket alminneliggjøring. Lang periode med detaljstyrt forvaltning.	Forvaltning	Raskere alminneliggjøring – kan åpne for jakt eller jaktlignende felling på et tidlig tidspunkt. Kort periode med detaljstyrt forvaltning.
Inntrykk av kontroll over situasjonen. Tid til tilvenning av rovdyrs tilstedeværelse.	Sosiale aspekter	Fare for at folk opplever situasjonen ute av kontroll. Ekspansjon av rovdyr kan skje raskere enn folks tilvenning.
Hvor / Hvordan?		
Mindre differensiering (spredte rovdyrbestander)		Mer differensiering (Konsentrerte rovdyrbestander)
Mange husdyr eksponert - kostbart og vanskelig å implementere forebyggende tiltak over store arealer - høye totaltap - problemer med ekstensiv beitebruk i utmark over store arealer.	Sau	Færre husdyr eksponert - billigere og mer praktisk implementering av forebyggende tiltak i begrenset område - mindre totaltap - ekstensiv beitebruk mulig over større arealer
Ulv: uakseptabelt store konflikter hvis ulv etablerer seg i tamreinområder. Andre arter: Mer jevn tapsfordeling	Tamrein	Ulv: kan ekskluderes fra tamreinområder – andre områder må ta ansvar. Andre arter; kan føre til høyere lokale tap for enkelte.
Mindre effekt på lokale hjorteviltbestander.	Jaktinteresser	Stedvis høye predasjonsrater kan føre til betydelig redusert høstingsoverskudd - krever mer presis hjorteviltforvaltning. Tap av jakthunder konsentrert i bestemte områder oppleves som urettferdig
Sjansen for tap av jakthunder reduseres på den enkelte lokalitet (spres over større område)		
Liten forutsigbarhet - lengre vurdering av hvert enkelt forvaltningstilfelle.	Forvaltning	Stor grad av forutsigbarhet - Raskere saksbehandling – respons avhengig av sted ikke omstendigheter - Billigere overvåking. - Belastende skyttergravskrager med befolkningsgrupper i rovdyrområdene
Kostbar og vanskelig overvåking av rovdyr.		
Byrdefordeling (eller fordeling av positive rovdyropplevelser) mellom mange mennesker. Åpner for en viss jakt og jaktlignende felling over alt Oppleveres som en mer naturlig, mindre manipulerende, naturforvaltning	Sosiale aspekter	Et fåtall bærer kostnadene (eller får oppleve gleden) ved å ha rovdyr Kan hindre jakt og jaktlignende felling <u>hvis</u> differensiering er ekstrem. Oppleveres som unaturlig for både folk og dyr, en fremmedgjørende naturforvaltning Vil sementere konfliktene i de områdene som anses som "egnet" for rovdyr pga. lite beitebruk

7 Litteratur

- Adamic, M. 1996. An expanding brown bear population in Slovenia: current management problems. - *Journal of Wildlife Research* 1: 297-300.
- Akcakaya, H. R. & Sjögren-Gulve, P. 2000. Population viability analyses in conservation planning: an overview. - *Ecological Bulletins* 48: 9-21.
- Allen, L. R. & Sparkes, E. C. 2001. The effect of dingo control on sheep and beef cattle in Queensland. - *Journal of Applied Ecology* 38: 76-87.
- Andersen, R., Kvam, T., Linnell, J., Moa, P. F., Odden, J., Gangåas, L., Overskaug, K. & Swenson, J. 2001. Gaupa - nordens uproblematiske minitiger? - I Jaren, V. & Løvstad, J. P., red. Delrapport 3 fra forskningsprogrammet bruk og forvaltning av utmark. Norges forskningsråd, Oslo, Norway. S. 49-60.
- Andersen, R., Linnell, J., Odden, J., Andrén, H., Sæther, B. E., Moa, P. F., Herfindal, I., Kvam, T. & Brøseth, H. 2003. Gaupe - bestandsdynamikk, bestandsutvikling og høstingsstrategier. - NINA Fagrapport 059.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C. & Hustad, H. 2003. Rovvilt og samfunn i Norge: en veileder til sameksistens i det 21. århundre. - NINA Temahefte 22: 1-48.
- Andrén, H., Ebenhard, T., Ellegren, H., Ryman, N. & Sæther, B. E. 1999. Livskraftige stammar av varg, björn, lo, jäv och kungsörn. - I Bilagor till sammanhållen rovdjurspolitik: slutbetänkande av rovdjursutredningen. Statens offentliga utredningar 1999: 146 Miljödepartementet, Stockholm, Sweden. S. 65-95.
- Andrén, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzén, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerstrom, P. 2002. Estimating total lynx (*Lynx lynx*) population size from censuses of family groups. - *Wildlife Biology* 8: 299-306.
- Ballard, W. B., Ayres, L. A., Krausman, P. R., Reed, D. J. & Fancy, S. G. 1997. Ecology of wolves in relation to a migratory caribou herd in northwest Alaska. - *Wildlife Monographs* 135: 1-47.
- Ballard, W. B., Whitman, J. S. & Gardner, C. L. 1987. Ecology of an exploited wolf population in south-central Alaska. - *Wildlife Monographs* 98: 1-54.
- Bangs, E. E. & Fritts, S. H. 1996. Reintroducing the gray wolf to central Idaho and Yellowstone National Park. - *Wildlife Society Bulletin* 24: 402-413.
- Bath, A. J. 2001. Human dimensions in wolf management in Savoie and Des Alpes Maritimes, France: Results targeted toward designing a more effective communication campaign and building better public awareness materials. - Large Carnivore Initiative for Europe www.large-carnivores-lcie.org.
- Bath, A. J. & Majic, A. 2001. Human dimensions in wolf management in Croatia: understanding attitudes and beliefs of residents in Gorski kotar, Lika and Dalmatia towards wolves and wolf management. - Large Carnivore Initiative for Europe www.large-carnivores-lcie.org.
- Bjerke, T., Skogen, K. & Kaltenborn, B.P. (2003) Nordmenns holdninger til store rovpattedyr. Resultater fra en spørreskjemaundersøkelse. NINA Oppdragsmelding xx:x-xx
- Björvall, A., Franzén, R., Nordkvist, M. & Åhlman, G. 1990. Renar och rovdjur: rovdjurens effekter på rennäringen. - Naturvårdsverket förlag, Solna.
- Björvall, A. & Nilsson, E. 1976. Surplus-killing of reindeer by wolves. - *Journal of Mammalogy* 57: 585.
- Bjørn, R., Mogstad, D. K. & Jetne, E. 2002. Førebyggende tiltak mot rovviltskade på sau og rein: evaluering av tiltak og verkemiddelbruk i fylka (1998-2001). - Planteforsk Tjøtta Grønn forskning 40/2002: 1-185.
- Blekesaune, A. & Aasetre, J. 2001. Hvordan kan vi senke konfliktnivået i rovviltdebatten? - I Jaren, V. & Løvstad, J. P., red. Utmarksbeite og store rovdyr: Delrapport 3 fra forskningsprogrammet "Bruk og forvaltning av utmark". Norges forskningsråd, Oslo. S. 77-81.
- Bogaert, J., Eysenrode, D. S. V., Impens, I. & Van hecke, P. 2001. The interior-to-edge breakpoint distance as a guideline for nature conservation policy. - *Environmental Management* 27: 493-500.
- Boyd, D. K., Paquet, P. C., Donelon, S., Ream, R. R., Pletscher, D. H. & White, C. C. Transboundary movements of a recolonizing wolf population in the Rocky Mountains. - I Carbyn, L. N., Fritts, S. H. & Seip, D. R., red. Ecology and conservation of wolves in a changing world. Alberta Canada. 1995. S. 135-140.
- Boyd, D. K. & Pletscher, D. H. 1999. Characteristics of dispersal in a colonizing wolf population in the central Rocky Mountains. - *Journal of Wildlife Management* 63: 1094-1108.
- Brainerd, S. 2003. Konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen. - NINA Fagrapport 065.
- Brainerd, S. M. & Bjerke, T. 2003. Informasjonstiltak om store rovdyr i Norge. - NINA Fagrapport 069: 1-71.
- Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. - *Biological Conservation* 83: 279-289.
- Brown, W. M. & Parsons, D. R. 2001. Restoring the Mexican gray wolf to the desert southwest. - I Maehr, D. S., Noss, R. F. & Larkin, J. L., red. Large mammal restoration: ecological and sociological challenges in the 21st century. Island Press, London. S. 169-186.
- Brøseth, H. & Andersen, R. 2002. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2002. - NINA Notat.
- Brøseth, H., Odden, J. & Linnell, J. 2003. Minimum antall familiegrupper, bestandsestimert og bestandsutvikling i Norge 1996-2002. - NINA - Notat <http://www.ninaniku.no/nidaros/Overvaking/Gaupe/Gaupe1996-2002.pdf>.
- Cook, S. J., Norris, D. R. & Theberge, J. B. 1999. Spatial dynamics of a migratory wolf population in winter, south-central Ontario (1990-1995). - *Canadian Journal of Zoology* 77: 1740-1750.
- Corbett, L. 1995. The dingo in Australia and Asia. - Cornell University Press, London.
- Corsi, F., Sinibaldi, I. & Boitani, L. 1998. Large carnivore conservation areas in Europe: discussion paper for the

- Large Carnivore Initiative. - IEA -Istituto Ecologia Applicata, Rome.
- Durant, S. M. 2000. Dispersal patterns, social organization and population viability. - I: Gosling, L. M. & Sutherland, W. J., red. Behaviour and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. S. 172-197.
- Ebenhard, T. 2000. Population viability analyses in endangered species management: the wolf, otter and peregrine falcon in Sweden. - Ecological Bulletins 48: 143-163.
- Flagstaff, Ø. 2002. Population history and non-invasive monitoring: use of low copy number DNA in conservation genetics. - PhD Thesis, University of Uppsala.
- Fritts, S. H. 1983. Record dispersal by a wolf from Minnesota. - Journal of Mammalogy 64: 166-167.
- Fritts, S. H., Mack, C. M., Smith, D. W., Murphy, K. M., Phillips, M. K., Jimenez, M. D., Bangs, E. E., Fontaine, J. A., Niemeyer, C. C., Brewster, W. G. & Kaminski, T. J. 2001. Outcomes of hard and soft releases of reintroduced wolves in central Idaho and the Greater Yellowstone Area. - I Maehr, D. S., Noss, R. F. & Larkin, J. L., red. Large mammal restoration: ecological and sociological challenges in the 21st century. Island Press, London. S. 125-148.
- Gjershaug, J. O. & Nygård, T. 2003. Kongeørn i Norge: Bestand, predator-rolle og forvaltning. - NINA Fagrappport 058.
- Gompper, M. E. & Gittleman, J. L. 1991. Home range scaling: intraspecific and comparative trends. - Oecologia 87: 343-348.
- Grigione, M., Beier, P., Hopkins, R. A., Neal, D., Padley, W. D., Schonewald, C. M. & Johnson, M. L. 2002. Ecological and allometric determinants of home range size for mountain lions (*Puma concolor*). - Animal Conservation 5: 317-324.
- Guldvik, I. & Arnesen, T. 2001. Med rovdyr og politikk i utmarka: evaluering av rådgivende utvalg for rovviltforvaltning og forsøk med rovviltneemnder. - Østlandsforskning rapport nr 02/2001, Lillehammer, Norway.
- Gärdenfors, U. 2000. Population viability analysis in the classification of threatened species: problems and potentials. - Ecological Bulletins 48: 181-190.
- Haglund, B. 1966. De stora rovdjurens vintervanor. - Viltrevy 4: 1-311.
- Hefner, R. & Geffen, E. 1999. Group size and home range of the Arabian wolf (*Canis lupus*) in southern Israel. - Journal of Mammalogy 80: 611-619.
- Huber, D. & Adamic, M. 1999. Slovenia. - I Sevheen, C., Herrero, S. & Peyton, B., red. Bears. Status survey and conservation action plans. IUCN Publications, Gland, Switzerland
- Haaland, H., Skogen, K. & Brainerd, S.M. (2003) Jakt og konfliktreduksjon. I S. Brainerd et al. (red.) Konfliktdependende virkemidler i rovviltforvaltningen - En vurdering av fellingsstrategier, samarbeid og tapsreducerende tiltak. NINA fagrappport nr 66.
- Johansson, K. 2002. Wolf territories in Scandinavia: sizes, variability and their relation to prey density. - Examensarbeite i ämnet naturvårdsbiologi, Sveriges Landbruksuniversitet 83: 1-27.
- Kaczensky, P. 1996. Livestock-carnivore conflicts in Europe. - Munich Wildlife Society.
- Kojola, I. & Kuittinen, J. 2002. Wolf attacks on dogs in Finland. - Wildlife Society Bulletin 30: 498-501.
- Krange, O. & Skogen, K. 2001. Naturen i Stor-Elvdal, ulven og det sosiale landskapet: en kortrapport fra prosjektet Konfliktlinjer i utmarka. - Norsk institutt for forskning om oppvekst, velferd og alring Temahefte 1/01: 1-31.
- Kvam, T. 1997. Bestandsestimat for gaupe 1995-96 og 1996-97. - NINA Rapport.
- Lacy, R. C. 2000. Considering threats to the viability of small populations using individual-based models. - Ecological Bulletins 48: 39-51.
- Landa, A., Andersen, R. & Halgunset, I. 2001. Jerven - fjellets omstridte rovdyr. - I Jaren, V. & Løvstad, J. P., red. Delrapport 3 fra forskningsprogrammet bruk og forvaltning av utmark. Norges forskningsråd, Oslo, Norway. S. 41-48.
- Landa, A., Andersen, R., Halgunset, I., Henaug, C., Mathisen, J. H. M., Valnes, F., Fox, J. L., Holand, Ø. & Tveraa, T. 2001. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. - Norsk institutt for naturforskning fagrappport 50: 1-44.
- Landa, A., Gudvangen, K., Swenson, J. E. & Røskaft, E. 1999. Factors associated with wolverine *Gulo gulo* predation on domestic sheep. - Journal of Applied Ecology 36: 963-973.
- Landa, A., Linnell, J. D. C., Swenson, J. E., Røskaft, E. & Moskness, 2000. Conservation of Scandinavian wolverines in ecological and political landscapes. - I Griffiths, H. I., red. Mustelids in a modern world: conservation aspects of small carnivore-human interactions. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands. S. 1-20.
- 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 76: 448-457.
- Landa, A., Swenson, J. E. & Tømmerås, B. Å. 1995. Jerven - status, økologi og forskningsbehov. - Fauna 43: 162-171.
- Landa, A., Tufto, J., Andersen, R. & Persson, J. 2001. Jerv i Skandinavia. aktiv ynglehi hos jerv som bestandsestimator basert på nye data om alder for første yngling. - NINA - Notat <http://www.ninaniku.no/nidaros/Overvaking/Jerv/Bestandsestimat2001.pdf>.
- Landa, A., Tufto, J., Franzén, R., Bø, T., Lindén, M. & Swenson, J. E. 1998. Active wolverine dens as a minimum population estimator in Scandinavia. - Wildlife Biology 4: 159-168.
- Lande, R., Sæther, B. E. & Engen, S. 1997. Threshold harvesting for sustainability of fluctuating resources. - Ecology 78: 1341-1350.
- Lande, R., Sæther, B. E. & Engen, S. 2001. Sustainable exploitation of fluctuating populations. - I Reynolds, J. D., Mace, G. M., Redford, K. H. & Robinson, J. G., red.

- Conservation of exploited species. Cambridge University Press, Cambridge. S. 67-86.
- Lande, U. S., Linnell, J. D. C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B. & Swenson, J. E. 2003. Potensielle leveområder for store rovdyr i skandinavia: GIS - analyser på et økoregionalt nivå. - NINA Fagrapport 64: x-xx.
- Liberg, O. & Glörsen, G. 1995. Lodjurs - och varginventeringar 1993-1995. - Viltforskningsrapporter fra Svenska Jägareförbundets: 1-30.
- Liberg, O. & Glörsen, G. 2000. Lo - och varginventeringar 2000. - Viltforskningsrapporter fra Svenska Jägareförbundets: 1-38.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R. & Swenson, J. E. 1999. Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist? - *Wildlife Society Bulletin* 27: 698-705.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R., Kvam, T., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P. 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. - *Environmental Management* 27: 869-879.
- Linnell, J. D. C. & Bjerke, T. 2002. Frykten for ulven: en tværfaglig utredning. - Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 722: 1-109.
- Linnell, J. D. C., Smith, M. E., Odden, J., Kaczensky, P. & Swenson, J. E. 1996. Strategies for the reduction of carnivore - livestock conflicts: a review. - Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 443: 1-118.
- Messier, F. 1985. Solitary living and extraterritorial movements of wolves in relation to social status and prey abundance. - *Canadian Journal of Zoology* 63: 239-245.
- Miljøverndepartementet. 1991-92. Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (Rovviltmeldingen). - Stortings Melding 27.
- Miljøverndepartementet. 1996-97. Om rovviltforvaltning. - Stortingsmelding 35.
- Miljøverndepartementet. 2002a. Framtidsretta sauhold i områder med rovvilt. - Rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av Miljøverndepartementet: 35s. (http://odin.dep.no/archive/mdvedlegg/01/17/Framt05_0.pdf).
- Miljøverndepartementet. 2002b. Innspill til Stortingsmelding om rovviltpolitikken. - Rapport fra Reindriftens rovviltutvalg: 44s.
- Miquelle, D. G., Smirnov, E. N., Merrill, T. W., Myslenkov, A. E., Quigley, H. B., Hornocker, M. G. & Schleyer, B. 1999. Hierarchical spatial analysis of Amur tiger relationships to habitat and prey. - I Seidensticker, J., Christie, S. & Jackson, p., red. *Riding the tiger: tiger conservation in human dominated landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. S. 71-99.
- Moa, P. F., Negård, A. & Kvam, T. 1998. Arealbruk hos gaupe i forhold til habitattilbud, med spesielt henblikk på sau og tamrein på beite. - *Fauna* 51: 24-42.
- Mysterud, I., Gautestad, A. O. & Mysterud, I. 1996. Rovvilt og sauenæring i Norge VI: Kommentarer til gjeting som forebyggende tiltak. - Report, Department of Biology, University of Oslo: 1-8.
- Mysterud, I. & I., M. 1995. Perspektiver på rovdyr, ressurser og utmarksnæringer i dagens- og framtidens Norge: en konsekvensutredning av rovviltforvaltningens betydning for småfenæring, reindrift og viltinteresser. - Sluttrapport, KUR-prosjektet, Norsk sau og geitlagslag.: 336pp.
- Nieminen, M. & Leppäluoto, J. 1988. Predation in the reindeer husbandry area in Finland during 1976-1986. - *Rangifer* 8: 25-34.
- NOU. 1977. Erstatning for tap av tamrein og bufé. - *Norges Offentlige Utbredninger* 1977: 13: 1-68.
- Odden, J., Linnell, J. D. C., Moa, P. F., Herfindal, I., Kvam, T. & Andersen, R. 2002. Lynx depredation on domestic sheep in Norway. - *Journal of Wildlife Management* 66: 98-105.
- Odden, J., Solvang, H., Maartmann, E., Wabakken, P., Linnell, J., Andersen, R., Haagenrud, H., Lundqvist, O. & Solberg, H. O. 2001. Registrering av ulv og gaupe i Hedmark 2001: Rapport fra registrering 13. januar 2001. - Fylkesmannen i Hedmark Miljøvernavdelingen Rapport 11/2001: 1-26.
- Pedersen, H. C., Brainerd, S., Liberg, O., Sand, H. & Wabakken, P. 2003. Ulv - bestandsdynamikk, levedyktighet og effekter av uttak. - NINA Fagrapport 061.
- Pedersen, V., Linnell, J. D. C., Andersen, R., Andrén, H., Segerström, P. & Lindén, M. 1999. Winter lynx predation on semi-domestic reindeer in northern Sweden. - *Wildlife Biology* 5: 203-212.
- Pierce, B. M., Bleich, V. C., Wehausen, J. D. & Bowyer, R. T. 1999. Migratory patterns of mountain lions: implications for social regulation and conservation. - *Journal of Mammalogy* 80: 986-992.
- Prins, H. H. T. 1999. The Malawi principles: clarification of the thoughts that underlay the ecosystem approach. - I Schei, P. J., Sandlund, O. T. & Strand, R., red. *The Norway / UN conference on the ecosystem approach for sustainable use of biological diversity*. September 1999 - Trondheim, Norway. Norwegian Directorate for Nature Management, Trondheim. S. 23-30.
- Reed, J. M., Mills, L. S., Dunning, J. B., Menges, E. S., McKelvey, K. S., Frye, R., Beissinger, S. R., Anstett, M. C. & Miller, P. 2002. Emerging issues in population viability analysis. - *Conservation Biology* 16: 7-19.
- Ross, P. I., Jalkotzy, M. G. & Gunson, J. R. 1996. The quota system of cougar harvest management in Alberta. - *Wildlife Society Bulletin* 24: 490-494.
- Saberwal, V. K., Gibbs, J. P., Chellam, R. & Johnsingh, A. J. T. 1994. Lion-human conflict in the Gir Forest, India. - *Conservation Biology* 8: 501-507.
- Salvatori, V. 2002. The development of an ecological network in the Carpathian Ecoregion: identification of special areas for conservation of large carnivores. - *Council of Europe T-PVS/Inf* (2002) 27: 1-12.
- Salvatori, V., Okarma, H., Ionescu, O., Dovhanych, Y., Findo, S. & Boitani, L. 2002. Hunting legislation in the Carpathian Mountains: implications for the conservation and management of large carnivores. - *Wildlife Biology* 8: 3-10.

- Sandell, M. The mating tactics and spacing behaviour of solitary carnivores. – I: Gittleman, J. L., red. *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Ithaca, New York. 1989. S. 164-182.
- Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., Bufka, L., Cerveny, J., Koubek, P., Huber, T., Stanisa, C. & Trepl, L. 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. - *Journal of Applied Ecology* 39: 189-203.
- Schwartz, M. W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 83-108.
- Skogen, K. 2001. Who's afraid of the big, bad wolf? - *Rural Sociology*.
- Skogen, K. & Haaland, H. 2001. En ulvehistorie fra Østfold: samarbeid og konflikter mellom forvaltning, forskning og lokalbefolkning. - *Norsk Institutt for Naturforskning Fagrapport* 52: 1-51.
- Skogen, K., Haaland, H., Brainerd, S. & Hustad, H. 2003. Lokale syn på rovvilt og rovviltforvaltning. En undersøkelse i fire kommuner: Aurskog-Høland, Lesja, Lierne og Porsanger. - *NINA Fagrapport* 070.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J. D. C., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J. E., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Store rovdvyr innvirkning på hjorteviltet i Norge: økologisk prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. - *NINA fagrapport* 63: 1-78.
- Stahl, P., Vandell, J. M., Herrenschmidt, V. & Migot, P. 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long term trend and spatial variability. - *Journal of Applied Ecology* 38: 674-687.
- Stahl, P., Vandell, J. M., Ruethe, S., Coat, L., Coat, Y. & Balestra, L. 2002. Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. - *Journal of Applied Ecology* 39: 204-216.
- Sunde, P., Kvam, T., Bolstad, J. P. & Bromdal, M. 2000. Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. - *Ecography* 23: 291-298.
- Sutherland, G. D., Harestad, A. S., Price, K. & Lertzman, K. P. 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. - *Conservation Ecology* 4: online URL: <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>.
- Svarstad, H. 2003. Rovviltkonflikter i noen europeiske land. - *NINA Fagrapport* 068.
- Sveipe, A. M. 2002. Rapport fra forebyggende tiltak Spekedalsprosjektet beitesesongen 2001. - *Rendalen kommune*: 1-26.
- Svensson, L., Ahlqvist, I. & Kjellander, P. 1998. Elstångsel som förebyggande åtgärd mot bjärnskadorna på bikupor. - *Viltskade center, Grimsö Forskningsstation*.
- Swenson, J. E., Dahle, B., Arnemo, J. M., Brunberg, S., Hustad, H., Nerheim, E., Sandegren, F., Solberg, K. H. & Söderberg, A. 2003. Status og forvaltning av brunbjørn i Norge. - *NINA Fagrapport* 60: 1-19.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzén, R. 1994. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. - *Biological Conservation* 70: 9-17.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. - *Journal of Animal Ecology* 67: 819-826.
- Swenson, J. E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R. & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. - *Wildlife Biology* 1: 11-25.
- Sæther, B. E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, A. & Willebrand, T. 2003. Levedyktighetsanalyser av skandinavisk jerv. - *NINA Fagrapport* 062.
- Sæther, B. E., Engen, S., Swenson, J. E., Bakke, Ø. & Sandegren, F. 1998. Viability of Scandinavian brown bear *Ursus arctos* populations: the effects of uncertain parameter estimates. - *Oikos* 82: 403-416.
- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. - *Conservation Biology* 3: 128-137.
- Thomson, P. C. 1986. The effectiveness of aerial baiting for the control of dingoes in north-western Australia. - *Australian Wildlife Research* 13: 165-176.
- Tufto, J., Sæther, B. E., Engen, S., Swenson, J. E. & Sandegren, F. 1999. Harvesting strategies for conserving minimum viable populations based on World Conservation Union criteria: brown bears in Norway. - *Proceedings of the Royal Society of London B* 266: 961-967.
- Van Vuren, D. 1998. Mammalian dispersal and reserve design. - I Caro, T. M., red. *Behavioral ecology and conservation biology*. Oxford University Press, Oxford. S. 369-393.
- Vangen, K. M. 1998. Home range size, dispersal and mortality in juvenile wolverines (*Gulo gulo*). - *Cand. Scient. oppgave*, NTNU, Norge.
- Vilà, C., Sundqvist, A. K., Flagstad, Ø., Seddon, J., Bjørnerfeldt, S., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P. & Ellegren, H. 2002. Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. - *Proceedings of the Royal Society of London B*.
- Vittersø, J., Bjerke, T. & Kaltenborn, B. P. 1999. Attitudes toward large carnivores among sheep farmers experiencing different degrees of depredation. - *Human Dimensions of Wildlife* 4: 20-35.
- Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørnsauprosjektet i Hedmark 1990-1993. - *Norwegian Institute for Nature Research Forskningsrapport* 058: 1-49.
- Wabakken, P., Aronsson, Å., Sand, H., Steinset, O. K. & Kojola, I. 2001. Ulv i skandinavia: statusrapport for vinteren 2000-2001. - *Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport* 1-2001.
- Wabakken, P., Aronsson, Å., Sand, H., Steinset, O. K. & Kojola, I. 2002. Ulv i skandinavia: statusrapport for vinteren 2001-2002. - *Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport* 2-2002.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wol-

- ves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 710-725.
- Walker, C. W., Vilà, C., Landa, A., Lindén, M. & Ellegren, H. 2001. Genetic variation and population structure in Scandinavian wolverine (*Gulo gulo*) populations. - *Molecular Ecology* 10: 53-63.
- Walton, L. R., Cluff, H. D., Paquet, P. C. & Ramsay, M. A. 2001. Movement patterns of barren-ground wolves in the central Canadian arctic. - *Journal of Mammalogy* 82: 867-876.
- Wilson, M.A. (1997) The wolf in Yellowstone: Science, symbol, or politics? Deconstructing the conflict between environmentalism and wise use. *Society and Natural Resources* 10: 453-468.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. - *Science* 280: 2126-2128.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. 2000. Ranging behaviour and vulnerability to extinction in carnivores. - I Gosling, L. M. & Sutherland, W. J., red. *Behaviour and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. S. 125-140.
- Östergren, A., Asheim, M., Bergström, M. R., Fangel, K., Franzén, R. & Nieminen, M. 2001. Järv, lodjur, varg och björn på Nordkalotten 1992-2000. - Nordkalottrådets Rapportserie Rapport nr. 54: 1-95.
- Aanesland, N. & Holm, O. 2002. Privat eierrett til beite, rovdyr, sauehold og reindrift. - Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøgskole: 58s.