

Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding

**Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge:
Økologiske prosesser og konsekvenser for
jaktuttak og jaktutøvelse**

Erling J. Solberg
Håkan Sand
John D. C. Linnell
Scott M. Brainerd
Reidar Andersen
John Odden
Henrik Brøseth
Jon Swenson
Olav Strand
Petter Wabakken

NINA Fagrapport 63

Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding

Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge:
Økologiske prosesser og konsekvenser for
jaktuttak og jaktutøvelse

Erling J. Solberg
Håkan Sand
John Linnell
Scott Brainerd
Reidar Andersen
John Odden
Henrik Brøseth
Jon Swenson
Olav Strand
Petter Wabakken

NINA publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

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.

Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. – NINA Fagrapport 63: 75pp.

Trondheim, januar 2003

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1361-3

Forvaltningsområde:

Bevaring av naturens mangfold

Management area:

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

NINA

Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Reidar Andersen

Design og layout:

Synnøve Vanvik

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.: 12970007

Ansvarlig signatur:

Norman S. Myklebust

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. – NINA Fagrapport 63: 75pp.

Denne rapporten utgjør en del av underlagsmaterialet for kommende Stortingsmelding om store rovdyr. Hensikten med rapporten er å vise hvordan store rovdyr som ulv, bjørn og gaupe innvirker på hjortevilt som elg, hjort, villrein og rådyr, i Norge, og hva som vil bli effekten ved økende antall rovvilt. Samtidig ønsker vi å påpeke hvilke konsekvenser dette vil ha for jaktuttak og jaktutøvelse, og vise til noen avbøtende tiltak som kan iverksettes.

Med bakgrunn i generell rovvilt-byttedyr teori viser vi at effekten av rovdyr på en byttedyrbestand er avhengig av 1) antallet rovdyr, 2) hvor mange byttedyr hvert rovdyr slår (predasjonstakt) og 3) hvilken kapasitet (reproduksjonsrate og tetthet) en byttedyrbestand har til å tåle tapet. Avhengig av størrelsen på disse komponentene kan predasjon fra ulv, bjørn og gaupe i prinsippet medføre alt fra liten effekt til total utryddelse av en byttedyrbestand fra et område. Minst effekt på en byttedyrbestand vil store rovdyr ha 1) i områder med høy byttedyrtetthet og/eller høy byttedyrproduktivitet, 2) der andre forhold enn matmangel begrenser antall rovdyr (f. eks. jakt), 3) der rovdyr foretrekker å slå alternative byttedyrarter eller 4) der byttedyrbestander har utviklet en effektiv anti-predator strategi, eksempelvis migrasjon hos reinsdyr.

I områder med lav rovdyrbelastning vil en stor andel av den årlige tilveksten av hjortevilt være tilgjengelig for jakt (jaktbart overskudd). Jaktuttaket må likevel reduseres i forhold til en situasjon uten rovdyr med mindre man ønsker at hjorteviltbestanden skal synke. I områder med høyt predasjonstrykk vil det jaktbare overskuddet være lavt, og jaktuttaket må reduseres tilsvarende. I den grad det samlede uttaket (jakt og predasjon) overgår tilveksten av hjortevilt kan en oppleve å se en akselererende reduksjon i hjortevilttetthet som følge av at store rovdyr vil ta en økende andel av tilveksten ved stadig lavere byttedyrtetthet.

Ved å forholde oss til erfaringsdata fra studier av aktuelle rovvilt og byttedyr i inn- og utland viser vi at den samlede effekten av store rovdyr på norske hjorteviltbestander er forventet å være lav i forhold til effekten av jakt og andre menneskerelaterte aktiviteter (vei, jernbane). Dette skyldes først og fremst at tettheten av rovvilt er lav, mens tettheten av hjortevilt er historisk høy. Samtidig er tilvekstraten (produktiviteten) i hjorteviltbestandene høy som følge av rettet avskyting (dreining av kjønnsraten i bestanden mot en overvekt av produktive hunndyr).

Så langt er det hovedsakelig elg (predateres av ulv og bjørn) og rådyr (ulv og gaupe) som merker tilstedeværelsen av store

rovdyr. I den utstrekning store rovdyr vil bre seg lenger vestover forventer vi at både villrein og hjort i større grad vil bli gjenstand for predasjon. Vi forventer dessuten at både hjort og rådyr vil erfare et meget høyt predasjonstrykk i marginale leveområder (indre strøk) med rovdyr tilstede. Dette som følge av at ulven prefererer både hjort og rådyr fremfor elg og fordi begge arter predateres av gaupe.

Fordi rovvilt og hjortevilt ikke fordeler seg jevnt kan den lokale effekten av store rovdyr være større i enkelte områder. Dette gjelder spesielt med hensyn til ulv som har et næringsbehov som overgår gaupe, er kjøtteter hele året (i motsetning til bjørnen) og dessuten kan opptre ved høy tetthet innenfor ulverevir. I områder med lav tetthet av elg kan en ulveflokk (ulvefamilie) ta store deler av den årlige tilveksten. Tilsvarende vil en økning i tetthet av bjørn kunne medføre at bjørn og ulv i kombinasjon kan ta en meget høy andel av tilveksten, og i verste fall ta mer enn tilveksten av elg, med den følge at elgbestanden reduseres. Med dagens tetthet av bjørn i Norge er imidlertid effekten på elgbestanden minimal, med et mulig unntak for Pasvik hvor vi har den tettete bestanden av bjørn.

Den framtidige effekten av store rovdyr på hjorteviltet vil avhenge av hvilke forvaltningsmål som besluttes med hensyn til antallet av og leveområde for store rovdyr. I tillegg kan endringer i tetthet og/eller tilvekstraten i hjorteviltbestandene, som følge av jakt og endringer i næringstilbudet, påvirke effekten av store rovdyr på hjorteviltet. Jaktuttak og jaktutøvelsen vil antagelig være minst påvirket av en økning i antall gauper og antall bjørn, og størst ved å øke antall ulv. Dette som følge av at ulven har et høyere årlig konsum av vilt (volum kjøtt) enn gaupe og bjørn, opptrer lokalt med høy tetthet, og i stor utstrekning predaterer på elg, - vårt økonomisk viktigste vilt. Innenfor enkelte revir vil ulven kunne redusere det økonomiske utbyttet fra elgjakta vesentlig. Tilstedeværelse av ulv i et område medfører dessuten redusert interesse for småviltjakt med hund som følge av risiko for ulveangrep på hunden. Dette kan ha negative ringvirkninger på økonomiske forhold som utleie av jakt og hytter. Ulven, framfor bjørn og gaupe, synes også å volde mest bekymring blant jaktrettighetshaverne.

En rekke avbøtende tiltak er forsøkt for å redusere de direkte og indirekte negative effektene av store rovdyr for jaktrettighetshavere og jegere. Størst suksess så langt har det trolig vært med den såkalte 'ulvetelefonen', som, ved å bidra med informasjon om posisjonen til radiomerkede ulver, reduserer risikoen for at jakthunder blir drept av ulv innefor ulverevir. I løpet av de siste åra er det også gjennomført en prøveordning med statlig økonomisk kompensasjon for direkte tap av elg innefor ulverevir. Ordningen har vært positivt mottatt innefor prøveområdet og kan være et tiltak for å redusere konfliktofangeren også i andre områder. Ytterligere tiltak kan muligens utvikles på sikt etter hvert som vi får bedre kunnskap om atferd og økologi hos både rovdyr (eks. hvilke ulver dreper hund) og hjortevilt (eks. hvilke elg er mest utsatt for predasjon) i Skandinavia.

Emneord: Informasjon, kommunikasjon, utdanning, rovdyrforvaltning.

Erling J. Solberg, John Linnell, Reidar Andersen, Henrik Brøseth, Jon Swenson & Olav Strand, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7584 Trondheim.

Håkan Sand, Grimsö forskningsstasjon, Sveriges lantbruksuniversitet, S-73091 Riddarhyttan, Sverige.

Scott Brainerd & John Odden, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo.

Petter Wabakken, Høgskolen i Hedmark, Evenstad, Norge.

Abstract

Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Reports for the Large Predator Policy Statement. The effects of large carnivores on wild ungulates in Norway: Implications for ecological processes, harvest and hunting methods. – NINA Fagrapport 63: 75pp.

This report was written as part of the technical background material for a forthcoming white paper on large carnivore management policy. The intent is to estimate the effect that the present populations of large carnivores (wolf, brown bear, Eurasian lynx) are having on wild ungulates (moose, roe deer, red deer and wild reindeer) in Norway, and predict the potential impact of increasing large carnivore populations. We also point out some of the consequences that large carnivores will have on potential harvest rates and hunting methods, and outline some mitigation measures. Finally some of the more general ecosystem effects of restoring predator - prey communities are outlined.

Based on general predator-prey theory and existing data we demonstrate that the effect carnivores will have on prey populations depends on 1) the number of carnivores, 2) how many prey are killed per unit time (kill rate) and 3) the capacity the prey population has to withstand mortality (growth rate and density). Dependent on the value of these parameters it is possible for predation from wolf, lynx and bear to have everything from no effect on their prey through to the ability to eradicate local prey populations. Predation will have least effect in 1) areas with high prey density and / or highly productive prey populations, 2) where conditions other than food supply limit the numbers of carnivores (e.g. human harvest), 3) where carnivores prefer alternative prey and 4) where prey have developed effective anti-predator behaviour, such as migration in reindeer.

There will be a larger proportion of the annual growth in prey numbers (harvestable surplus) available in areas with low carnivore populations. The harvest will still have to be reduced compared to in areas without carnivores unless it is an objective to lower the prey density. The harvestable surplus will be much lower in areas with high predation pressure, requiring strong reduction in harvest rates. If the total mortality (harvest plus predation) exceeds growth rates, an accelerating reduction in prey density can be expected as carnivores will take an increasing proportion of the populations growth with ever decreasing prey densities.

Based on data from predator-prey studies in Scandinavia, Europe and North America we show that the expected impact of large carnivores on Norwegian wild ungulates will be low compared to the impact of human activities (harvest, road / rail collisions). This is primarily due to the fact that carnivore densities are low, while the prey populations are at high density, and have rapid growth rates due to selective harvest (skewing of the sex ratio in favour of productive females).

At present, it is mainly moose (prey for wolves and bears) and roe deer (prey for lynx and wolves) that are experiencing the effects of predation. If large carnivores expand westwards, both red deer and wild reindeer will be exposed to predation. We expect that both red deer and roe deer will experience very heavy predation pressure, especially in marginal areas (snow-rich inland areas), as they are both preferred by wolves as prey over moose, and both species are vulnerable to lynx predation.

Because neither carnivores or ungulates are evenly distributed, the local effect of predation can be greater in local areas. This is especially true for wolves as they have greater food requirements than lynx, are year round predators (as compared to bears) and can occur at high density within their territories. In areas with low density moose populations a pack can take a large proportion of the annual growth. If bears are also present it is possible for the combined predation rate to equal, or even exceed, annual growth rates in the moose populations. However, the present bear densities in Norway are so low that their effect is minimal, with the possible exception of in Pasvik.

The future effect of predation on wild ungulates will depend on the management goals which are set for the numbers and distribution of large carnivores. In addition, any changes to prey populations due to changing habitat (i.e. forestry and agricultural practices) or harvest will influence the impact of predation. Harvest rates, and harvest practices, will be least influenced by increasing lynx and bear populations, and most influenced by increasing wolf populations. This is because wolves consume more meat, occur at locally high density within their pack territories, and mainly prey on moose - our most economically important ungulate. Within some territories wolves can potentially cause a significant reduction in the economic harvest of moose. Wolves also kill hunting dogs, which can influence the way of hunting moose, and decrease the attractiveness of an area to small game hunters. This can cause loss of income through reduced sale of hunting licenses and renting of cabins. Wolves also cause the greatest concern among land-owners.

A range of mitigation measures have been tested to reduce the direct and indirect effects of predation on land-owners and hunters. The most successful so far has been the «wolf-telephone» (a constantly updated overview of the location of radio-marked wolves that hunters can telephone before deciding to release hunting dogs in an area). There has also been a local test of a system to compensate landowners for moose that are killed by wolves. The system has been positively received in the test area, and may help to reduce the social-conflict with wolves in other areas. It may be possible to develop other mitigation measures as our knowledge about carnivores and predation increase in Scandinavia.

Key words: Information, communication, education, large, carnivore, management.

Erling J. Solberg, John Linnell, Reidar Andersen, Henrik Brøseth, Jon Swenson & Olav Strand, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7486 Trondheim, Norway.
Håkan Sand, Grimsö Research Station, Swedish University of Agriculture Sciences, S-73091 Riddarhyttan, Sweden.
Scott Brainerd & John Odden, Norwegian Institute for Nature Research, Dronningensgt. 13, N-0105 Oslo, Norway.
Petter Wabakken, Hedmark College, Department of Forestry and Wilderness Management, N-2480 Koppang, 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 fagrapporter som gis ut i forbindelse med utredningsarbeidet i forkant av den nye rovviltmeldingen.

Rapporten er i stor grad inspirert av en tilsvarende svensk rapport (Andrén et al. 1999) og mye av bakgrunns materialet er det samme. Norske forhold skiller seg imidlertid noe fra de svenske og vi har av den grunn lagt mer vekt på enkelte forhold som i Sverige er lite relevante (eks. predasjon på villrein og hjort). Tilsvarende har vi utelatt en del forhold som er mindre relevante for Norge. Siden 1999 er det også framkommet en rekke nye resultater i Skandinavia og resten av verden som langt på vei er inkludert i denne rapporten.

Vi takker E. Meisingset, A. Landa, J. Karlsson og H. Hustad for innspill til rapporten.

Trondheim, januar 2003

Erling J. Solberg

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	4
Forord.....	6
1 Innledning.....	7
1.1 Rammene for rapporten.....	8
2 Rovdyr-byttedyr teori.....	9
2.1 Noen enkle definisjoner.....	9
2.2 En generell oversikt over rovvilt-byttedyr teori.....	9
2.3 Additiv og kompensatorisk predasjon.....	11
2.4 Betydningen av alternative byttedyr og selektiv predasjon.....	11
2.5 Hva skjer når flere rovdyr opptrer i samme område?.....	11
2.6 Overskuddspredasjon og effekter av klima og erfaring.....	12
2.7 Anti-predator adferd og refugier.....	12
2.8 Rovdyr og byttedyr i balanse?.....	13
2.9 Predasjon i forhold til jakt.....	13
3 Artsspesifikke forhold.....	15
3.1 Ulv.....	15
3.1.1 Bestandsutvikling og nåværende bestandsstatus.....	15
3.1.2 Ulvens valg av byttedyr; art, kjønn og alder.....	15
3.1.3 Predasjonstakt.....	15
3.1.4 Numerisk respons og tettheten av ulv.....	17
3.1.5 Effekt av ulvepredasjon på byttedyrbestandene.....	18
3.1.6 Elg og ulv på Isle Royale.....	18
3.1.7 Effekten av jakt på ulv.....	20
3.1.8 Begrensninger i gjeldene kunnskap.....	20
3.2 Bjørn.....	20
3.2.1 Bestandsutvikling og nåværende bestandsstatus.....	20
3.2.2 Bjørnens valg av byttedyr; art, kjønn og alder.....	21
3.2.3 Er bjørnen avhengig av animalsk føde?.....	21
3.2.4 Predasjonstakt.....	21
3.2.5 Numerisk respons og tettheten av bjørn.....	23
3.2.6 Effekten av bjørn på hjorteviltbestandene.....	23
3.2.7 Elg, ulv og bjørn i Nord Amerika.....	23
3.2.8 Begrensninger i gjeldene kunnskap.....	24
3.3 Gaupe.....	24
3.3.1 Bestandsutvikling og nåværende bestandsstatus.....	24
3.3.2 Gaupas valg av byttedyr; art, kjønn og alder.....	24
3.3.3 Intraguild predasjon.....	26
3.3.4 Numerisk respons og tetthet av gaupe.....	27
3.3.5 Gaupas predasjonstakt.....	27
3.3.6 Gaupas effekt på byttedyrbestandene.....	28
4 Forventet effekt av ulv, bjørn og gaupe på norsk hjortevilt.....	30
4.1 Dagens bestandtetthet og tilvekstrater for hjortevilt i Norge.....	30
4.2 Bestandstetthet og predasjonstakt for store rovdyr.....	34
4.3 Lokale effekter av ulv ved varierende bestandstetthet av elg og rådyr.....	35
4.4 Effekten av bjørnens predasjon på elg.....	38

4.5	Hva skjer i områder med både ulv og bjørn	38
4.6	Effekten av gaupe på rådyrbestanden	38
4.7	Hva med den kombinerte effekten av ulv og gaupe på rådyr?	41
4.8	Hvordan vil store rovdyr påvirke villrein og hjort?	41
4.8.1	Villrein	42
4.8.2	Hjort	42
4.9	Totaleffekten av ulv, bjørn og gaupe på hjorteviltet ved dagens bestandstetthet av rovdyr	43
5	Indirekte effekter av store rovdyr på hjorteviltet og økosystemet	44
5.1	Endringer i adferd	44
5.2	Betydningen av åtsler/kadaver som følge av store rovdyr	44
6	Jakt og forvaltning av elg i ulveområder	45
6.1	Betydningen av trekkelg	45
6.2	Jaktavhengig variasjon i tilvekstraten	45
6.3	Hjelpemidler i forvaltningen	45
6.4	Jaktstrategier i ulveområder	46
7	Konsekvenser av store rovdyr for jaktrettighetshavere	47
8	Avbøtende tiltak og mulige endringer i rådende praksis .	48
8.1	'Ulvetelefonen'	48
8.2	Erstatning for redusert inntekt fra jakt	48
8.3	Andre forhold	49
9	Innspill fra interesseorganisasjonene	50
10	Oppsummering og konklusjon	50
11	Litteratur	51
	Appendix 1. Beregning av tetthet av elg, hjort og rådyr	57
	Appendix 2. Beregning av netto tilvekstrate i norske elgbestander	58
	Appendix 3. Innspill fra diverse interesseorganisasjoner med hensyn til jaktrelaterte problemstillinger i områder med store rovdyr	59
	Appendix 3.1 Innspill fra NORSKOG	59
	Appendix 3.2 Innspill fra Norges Jeger og Fiskeforbund	63
	Appendix 3.3. Innspill fra Norges Jeger og Fiskeforbund	67
	Appendix 3.4. Innspill fra Norges Fjellstyresamband	70
	Appendix 3.5 Innspill fra Statskog	72
	Appendix 4. RNB02 –Jaktleie – DN-rapport ulv-elg	73

1 Innledning

Etter århundrer med intensiv etterstrebing er store rovdyr som bjørn, ulv og gaupe igjen på frammarsj både i antall og utbredelse i Skandinavia, med påfølgende økende konfliktnivå. Tradisjonelt har mye fokus vært rettet mot konflikten mellom rovdyr og husdyr, men det er også en økende bekymring for betydningen av store rovdyr for andre økonomiske og sosiale forhold som rekreasjon og livskvalitet. Et område hvor disse aspektene sammenfaller er når rovdyr predaterer på ville byttedyr, spesielt hjortevilt. Hjortevilt, som elg, hjort, rein og rådyr, opptrer i store deler Skandinavia og jakt på disse bestandene er viktig økonomisk for jaktrettighetshaverne (grunneierne) og representerer en stor kilde til rekreasjon for lokale og tilreisende jegere. Jakten på hjortevilt i Skandinavia er også intensiv, men som følge av et tilnærmet fravær av store rovdyr, endringer i skogbruket og en detaljert regulering av jaktuttaket er tettheten av hjortevilt høyere enn hva vi tidligere har opplevd i historisk tid. Når de store rovdyra nå er på vei tilbake er det derfor til et matfat som er rikere enn noen gang tidligere. Samtidig er det en større sosial aksept for å ha store rovdyr i skandinavisk natur. På den annen side frykter mange jegere og jaktrettighetshavere at jakttilbudet skal reduseres og at jaktutøvelsen må endres vesentlig som følge av konkurranse fra store rovdyr, med påfølgende reduserte muligheter til å delta i sosialt viktige aktiviteter.

Hvorvidt store rovdyr vil ha en innvirkning på hjorteviltet i Skandinavia avgjøres av mange forhold, men effekten kan potensielt bli stor. Dette avspeiles for eksempel i en rekke forskjeller i tilvekst og tetthet av diverse viltarter som er felles for Norge og Alaska. Alaska er ca 4.5 ganger større enn Norge og har en vinterbestand på 150-160 000 elg og et årlig jaktuttak på om lag 7 000 elg (4.5% av vinterbestanden) uten at elgbestanden vokser (Karns 1998). Til sammenligning har Norge en vinterbestand på snau 100 000 elg og et årlig uttak på ca 38 000 elg (ca 40%). I tillegg til en noe høyere produktivitet i norske bestander (pga rettet avskyting) avspeiler dette en vesensforskjell i rovdyrbelastning. Mens vi i Norge i dag har færre enn 100 ulv og bjørn til sammen som forsyner seg av elgen er tettheten av ulv og bjørn (grizzlybjørn og svartbjørn) i Alaska vesentlig høyere. Bare ulvebestanden alene er estimert til 6-7 000 individer (fordelt over ca 85% av delstaten, Stephenson et al. 1995). I tillegg kommer om lag 30 000 grizzlybjørn og et ubestemt antall svartbjørn (Miller & Schoen 1999). Riktignok finnes det i Alaska også andre byttedyrarter (som villrein, moskus og fjellsau) som kan utgjøre en stor andel av dietten til ulv og bjørn, men dette forhindrer ikke at predasjonstrykket på elgen er meget høyt. Innenfor syv studieområder i Alaska fant man at mellom 50 og 80% av elgkalven døde i løpet av det første halve året etter fødsel, hovedsakelig som følge av predasjon fra ulv og bjørn. I tillegg var det varierende predasjon på voksen elg (Ballard & Van Ballenberghe 1998, Linnell et al. 1995).

Situasjonen i Alaska er på ingen måte ekstrem, men avspeiler forholdene i både nordlige Kanada og store deler av Russland. Faktisk er det nesten bare Skandinavia og Finland in-

nenfor det nordlige barskogsbeltet som skiller seg ut med relativt lav rovdyrbelastning på hjorteviltet. Her er til gjengjeld situasjonen vesentlig forskjellig på flere måter. I forhold til i nordlige Amerika og Russland er Skandinavia preget av intensiv menneskelig aktivitet og infrastruktur, hvilket vesentlig forenkler en aktiv utnyttelse av naturressursene. Dette gjelder også viltressursene. Effektiv og regulert viltforvaltning er nå en selvfølge i Skandinavia og det er all god grunn til å tro at dette også vil gjelde med hensyn til store rovdyr. Muligheten til å utøve en slik kontroll er dessuten større enn noen gang før, noe som vil medføre at både antall og fordeling av store rovdyr kan, og med høy sannsynlighet vil, bli kontrollert ved aktiv forvaltning. Når store rovdyr nå er på vei tilbake i norsk natur er det derfor til et landskap som er vesentlig forskjellig fra det de ble utryddet fra for 50-100 år siden.

1.1 Rammene for rapporten

I denne rapporten gir vi først et kort innblikk i hvordan rovilt og byttedyr gjensidig påvirker hverandre og viser konkret til en del erfaringer med hvordan ulv, bjørn og gaupe påvirker sine byttedyr. Vi har fokusert hovedsakelig på effekten av rovdyr på aktuelle hjortevilt som elg, hjort, rådyr og villrein, men ikke tamrein som i forvaltningssammenheng skiller seg klart fra ville hjortedyr. Mest fokus er rettet mot elgen, som, sett med grunneier og jegerøyne trolig er det viktigste viltet. Vi har bevist ikke inkludert betydningen av jerv på hjorteviltet ettersom denne arten anses som en relativt beskjeden predator på hjortevilt. Riktignok kan jerven volde betydelige skader på tamrein, men det ser ikke ut som den har vesentlig innvirkning på villreinbestandene i Sør-Norge. Et mulig unntak er jervens predasjon på villreinkalv under kalvingen. Det antydes til tider at denne predasjonen kan være betydelig, men så langt er omfanget lite studert (A. Landa, NINA, pers. medd., Skogland 1989).

Som følge av den inntil nylig lave tettheten av store rovdyr i norsk natur har vi relativt begrenset erfaring med effekten av store rovdyr på hjorteviltbestandene i Skandinavia. Av den grunn er vi i en overgangsfase avhengig av å trekke veksler på kunnskap generert innen studier av store rovdyr og hjortevilt i andre områder. Vi har derfor i stor utstrekning inkludert erfaringer fra Nord-Amerika og resten av Europa, hvor mange og gode studier er gjennomført for å avklare forholdet mellom store rovdyr og deres byttedyr. Til tross for at disse studiene ikke alltid er like relevante med hensyn til Skandinaviske forhold, vil de bidra til å danne rammene for hva vi forventer å se i Skandinavia. I løpet av de siste 8 årene er det også framkommet en del erfaringsdata fra Skandinavia, og flere resultat forventer vi å se i nær framtid etter hvert som nylig påbegynte studier skrider frem. Så langt det har latt seg gjøre er foreløpige resultater fra disse studiene presentert i rapporten.

Med bagrunn i erfaringsdata fra de forskjellige studiene har vi utviklet en rekke modeller som viser forventet effekt av ulv, bjørn og gaupe på hjorteviltet, basert på nåværende kunnskap. Etter hvert som vi får mer kunnskap kan disse resultatene endre seg. Vi har imidlertid benyttet relativt vide parame-

tergrenser slik at de fleste sannsynlige utfall befinner seg innenfor de scenarier som er skissert.

Avslutningsvis gir vi noen enkle forvaltningsråd, og viser kort til hvilke andre konsekvenser store rovdyr kan ha for jegere og jaktrettighetshavere utover det at antallet hjortevilt tilgjengelig for jakt synker. Disse momentene er delvis reflektert i en rekke innspill fra diverse interesseorganisasjoner som er gjengitt i Appendix 3.

2 Rovdyr-byttedyr teori

2.1 Noen enkle definisjoner

Rovdyr i denne rapporten omhandler landlevende pattedyr (generelt) som dreper og ernærer seg av andre landlevende pattedyr eller fugl. Mer spesifikt omhandler rapporten rovdyr som ulv, bjørn og gaupe som dreper byttedyrarter som elg, hjort, villrein og rådyr. Selve prosessen med å drepe andre dyr for føde kalles *predasjon* og et rovdyr er således en *predator*. I rapporten benytter vi begrepene å *ta*, *slå* og *nedlegge* synonymt med å *drepe*. I mange sammenhenger henviser vi dessuten til *tettheten* av rovdyr og byttedyr, hvilket her betyr antallet rovdyr eller byttedyr per arealenheter.

2.2 En generell oversikt over rovvilt-byttedyr teori

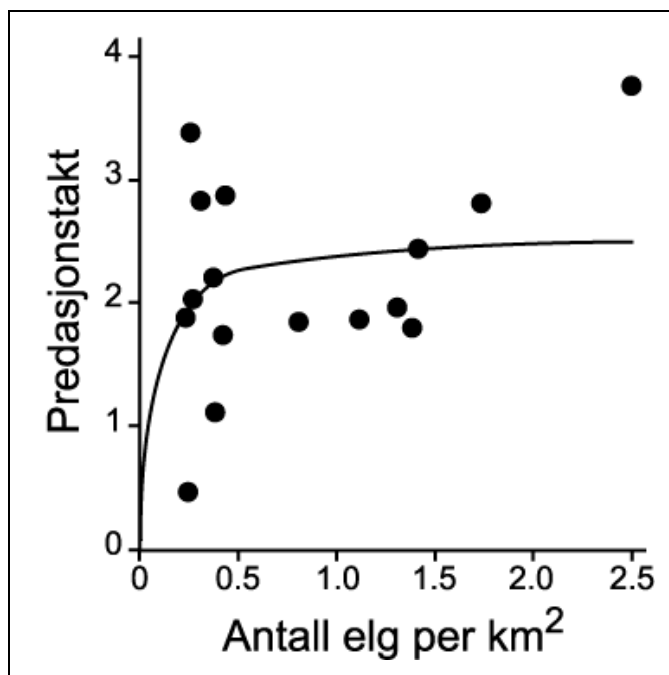
Effekten av predasjon på en byttedyrbestand er i prinsippet avhengig av fire faktorer; tettheten av rovdyr, tettheten av byttedyr, antallet byttedyr tatt per rovdyr per tidsenhet, og byttedyrbestandens produktivitet.

Antallet byttedyr tatt per tidsenhet kaller vi gjerne **predasjonstakten**. Denne kan for eksempel måles som antallet byttedyr tatt per rovdyr per dag eller år, eller gjennomsnittlig antall dager mellom hver gang et rovdyr slår et byttedyr. I denne rapporten vil vi først og fremst måle predasjonstakten som antallet byttedyr slått per rovdyr per år. Jo høyere predasjonstakten er jo større antall byttedyr slås per år ved et gitt antall rovdyr. Tilsvarende vil antallet byttedyr som slås øke med antallet rovdyr.

Felles for både predasjonstakten og antallet rovdyr er at begge gjerne øker med tettheten av byttedyr, i det minste ved lavere byttedyrtettheter. Denne økningen kommer som følge av at det blir lettere for hvert enkelt rovdyr å finne et byttedyr og fordi et økende antall rovdyr kan overleve i et område ved økende byttedyrtetthet. Ettersom et rovdyr ikke kan utnytte et uendelig antall byttedyr vil imidlertid predasjonstakten gradvis flate ut etter at byttedyrtettheten når et visst nivå (**figur 2.1**). En slik **metning** kan inntre ved forskjellig byttedyrtetthet, avhengig av hvilke rovdyr- og byttedyrarter som er involvert. For eksempel er det i Nord-Amerika funnet at antallet elg slått per ulv per år flater ut allerede ved relativt lave elgtettheter (eks. Hayes et al. 2000). Dette betyr at predasjonstakten kan forventes å være relativt uavhengig av elgtettheten i Norge, hvor elgtettheten gjennomgående er høyere enn i Nord-Amerika.

Også antallet rovdyr av en gitt art som lever i et område kan teoretisk flate ut ved høyere byttedyrtetthet hvis andre forhold enn mattilgang begrenser rovdyrets bestandsvekst i et område. Dette kan skje ved at hvert enkelt individ eller gruppe av individ forsvarer et territorium av en gitt størrelse uansett byttedyrtetthet. I slike tilfeller vil tettheten av rovdyr øke inntil alle potensielle territorier er okkupert hvorpå nye individ som re-

krutteres til bestanden vil måtte vandre ut av området for å finne et ledig territorium. I mange tilfeller viser det seg at revir størrelsen synker med økende tettheten av byttedyr eller tettheten av det aktuelle rovdyre. I tillegg kan antallet individ som lever innefor hvert territorium øke. Det første er for eksempel funnet å være tilfelle hos ulv og gaupe. I hvilken utstrekning det eksisterer en minimumsstørrelse på territoriene ved meget høye byttedyrtettheter er imidlertid fortsatt uklart.



Figur 2.1. Eksempel på ulvens predasjonstakt (antall elg per ulv per 100 dager) i forhold til tettheten av elg. Data fra Nord Amerika. Predasjonstakten øker med elgtetthet når tettheten er lav, men alt ved relativt moderat tetthet flater predasjonstakten ut, - en 'metning'. Tilpasset etter figur 2 i Hayes & Harestad 2000. Wolf kill rate (moose/wolf/100days) in relation to moose density in Yukon, Canada. Adapted from Hayes & Harestad 2000.

I denne sammenhengen er det viktig å påpeke at menneskelig kontroll i form av jakt, fangst og annen aktivitet også vil kunne ha en vesentlig innvirkning på antallet store rovdyr i et område. Dette er ikke minst tilfelle i Skandinavia hvor begrensning av store rovdyr har vist seg meget effektivt i perioder hvor dette har vært tillatt. Menneskelig kontroll med antallet store rovdyr i Skandinavia er også forventet i fremtiden, hvilket betyr at det alltid vil være en øvre terskel for hvor mange rovdyr som vil være tilstede i et område, uavhengig av byttedyrtetthet.

Endringen i predasjonstakt og antall rovdyr med økende byttedyrtetthet kalles henholdsvis rovdyrets **funksjonelle** og **numeriske respons**. Kombinerer vi informasjonen fra den funksjonelle og numeriske responsen får vi den **totale responsen** (funksjonell * numerisk respons), som ganske enkelt er antallet byttedyr slått per tidsenhet ved forskjellig byttedyr-

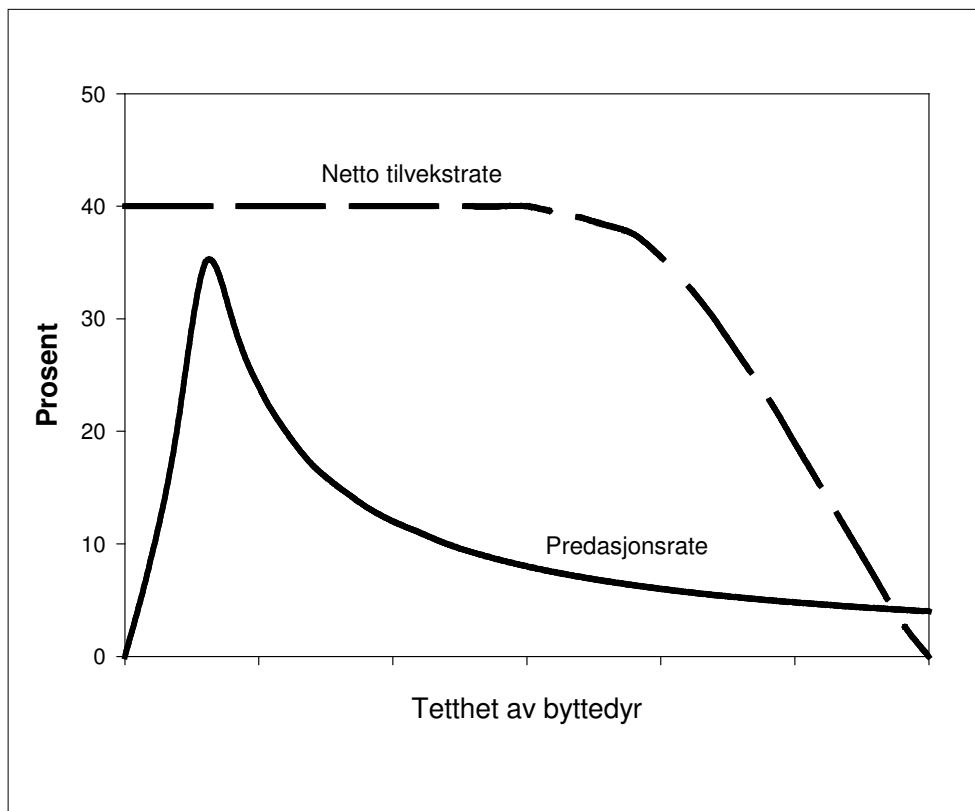
tetthet. Totalresponsen kan i enkelte tilfeller også påvirkes av rovdyras bestandsstruktur og hvor mange forskjellige rovdyrarter som er tilstede i et område, samt graden av menneskelig aktivitet.

Så langt har vi først og fremst sett på hvordan tettheten av byttedyr påvirker atferd og bestandsvekst hos rovdyret. Ved å forholde total responsen med antallet byttedyr til stede får vi også en indikasjon hvor mye byttedyrbestanden påvirkes av predasjon innen en gitt tidsperiode. Denne raten kalles **predasjonsraten** og er andelen, eller antall prosent, av byttedyrbestanden som tas av rovdyr per tidsenhet (eks. per år). Predasjonsraten kan i sin tur sammenholdes med **netto tilvekstrate** i byttedyrbestanden for å finne i hvor stor grad rovdyr er i stand til å begrense tilveksten av byttedyr. Netto tilvekstrate er her definert som antall prosent årlig tilvekst i byttedyrbestanden før effekten av jakt og predasjon er tatt hensyn til. En predasjonsrate som er lavere enn netto tilvekstrate vil medføre at en byttedyrbestand som ikke er gjenstand for jakt vil fortsette å vokse i antall, mens den vil synke i antall hvis predasjonsraten er høyere enn netto tilvekstrate. Tilsvarende vil en byttedyrart med høy netto tilvekstrate kunne tåle en relativt høy predasjonsrate uten at dette reduserer antallet, mens det motsatte er tilfelle for en byttedyrart eller bestand med lav netto tilvekstrate.

Predasjonsraten vil som predasjonstakten øke med økende byttedyrtetthet ved lav tetthet, men fordi predasjonstakten flater ut ved høyere byttedyrtettheter vil også predasjonsraten

gjøre det samme. Det er med andre ord en grense for hvor mange byttedyr et rovdyr kan slå og konsumere per tidsenhet og derfor en grense for hvor stor effekt et rovdyr kan ha på en byttedyrbestand. I tilfeller der antallet rovdyr også flater ut ved økende tettheten av byttedyr vil først predasjonsraten øke med økende antall byttedyr for deretter å avta (**figur 2.2**). En slik avtagende effekt med antallet byttedyr kalles gjerne en **negativ tetthetsavhengig endring** og vil også opptre i tilfeller der rovdyrbestanden holdes stabil ved menneskelig kontroll. Vekstraten er således minst begrenset av predasjon i tette byttedyrbestander og/eller i byttedyrbestander med høy netto tilvekstrate.

Dette forholdet er vist grafisk i **figur 2.2**. Her ser vi at forholdet mellom netto tilvekstrate og predasjonsraten er gjennomgående høyere ved høyere byttedyrtetthet. Ved meget høy byttedyrtetthet vil imidlertid andelen av tilveksten som tilfaller rovdyr igjen øke, men denne gang som følge av at byttedyrets netto tilvekstrate synker. Dette skjer når tettheten av byttedyr blir så høy at videre tilvekst begrenses av næringstilgangen (**tetthetsavhengig næringsbegrensning**) og kun i liten grad av predasjon. I en slik fase vil fruktbarheten synke og dødeligheten øke som følge av redusert næringstilgang. Resultatet er en gradvis reduksjon i netto tilvekstrate inntil denne balanserer predasjonsraten. Felles for slike byttedyrbestander er at tilvekstraten ikke vil øke vesentlig selv om rovdyr fjernes fra systemet.



Figur 2.2. Endringer i netto tilvekstrate (prosent økning i forhold til vinterbestand) i en tenkt byttedyrbestand (hjorteviltbestand) og endringer i predasjonsrate (prosent av vinterbestanden tatt av rovdyr) i forhold til tettheten av byttedyr. Prosentandelen mellom den heltrukne og stiplede kurven angir tilvekstraten i byttedyrbestanden etter at rovdyr har tatt sin andel. Se teksten for ytterligere forklaring. Variation in population growth rate (% growth without predation and harvest) in a prey population, and variation in predation rate (% of prey population killed), in relation to prey density. The area between the predation rate and growth rate (vekstrate) curves represents the net population growth rate after predation.

2.3 Additiv og kompensatorisk predasjon

Så langt har vi gitt en relativt enkel teoretisk oversikt over hvordan rovdyr og byttedyr gjensidig påvirker hverandre. Under naturlige forhold er det imidlertid mange faktorer som kan påvirke rovdyrs funksjonelle og numeriske respons, samt byttedyrs reaksjon på predasjon.

Et forhold som er spesielt viktig med hensyn til det potensielle jaktuttaket, er hvorvidt predasjonen er **additiv** eller **kompensatorisk** i forhold til annen type dødelighet. Med additiv predasjon mener vi her dødelighet på grunn av predasjon som kommer i tillegg til annen type dødelighet (jakt og irregulær avgang), mens vi med kompensatorisk dødelighet mener at predasjonen helt eller delvis kompenserer for annen type dødelighet. Det siste vil for eksempel være tilfelle der rovdyr kun eller delvis tar svake individ som uansett ville dø av sult eller sykdom og således ikke ville bidra til bestandsvekst eller øke det jaktbare overskuddet. Rent teoretisk kan man da tenke seg situasjoner der predasjon ikke har noen effekt på en byttedyrbestand fordi den samme dødeligheten vil være til stede selv i fravær av rovdyr. Slik full kompensasjon er dog meget uvanlig i naturen, mens delvis kompensatorisk predasjon trolig er tilstede i de fleste rovdyr-byttedyrsammenhenger. Det siste følger som en konsekvens av at svake individer alltid vil være mer utsatt for *både* predasjon og å dø av andre årsaker enn sterke individ. Det er derfor antydning at predasjonen vil bli mer og mer kompensatorisk ettersom byttedyrbestanden nærmer seg bæreevnen fordi en økende andel av byttedyr da vil være i dårlig kondisjon. I en slik fase vil de både være utsatt for å dø av sult og sykdom, samt være utsatt for å bli tatt av rovdyr.

Kompensasjon for predasjonsdødelighet kan også inntreffe ved at byttedyr øker produktiviteten som en indirekte reaksjon på predasjon. Et slikt forhold er dokumentert i svenske elgbestander som er gjenstand for bjørnepredasjon på kalv. Som følge av at bjørn fortrinnsvis tar elgkalv i løpet av de fire første ukene etter kalving vil elgkyr som mister kalven få redusert kostnadene ved å amme kalven fram til den slutter å die på høsten. De samme elgkyr vil derfor være i bedre kroppslig kondisjon på høsten og vinteren og vil av samme grunn produsere et høyere antall kalver enn gjennomsnittet den påfølgende sommer. Denne økningen i kalveproduksjon kompenserer dermed delvis for tapet av kalven eller kalvene året før.

Ytterligheten til full kompensatorisk predasjon er at dødeligheten som følge av predasjon er additiv. I slike tilfeller vil rovdyret gjerne ta et representativt utvalg av byttedyr fra bestanden, både svake og sterke individer. Et parallelt eksempel er jaktdødeligheten som følger av moderne storviltjakt, hvor jakteffektiviteten i mange tilfeller er så høy at svake individ, som potensielt ville dø i løpet av vinteren, ikke har høyere sannsynlighet for å dø under jakt enn sterke individ. Tvert imot vil ofte det motsatte være tilfelle fordi jegere selektivt skyter individer i god kondisjon (høy vekt og store trofé), men lar de små og svake gå.

2.4 Betydningen av alternative byttedyr og selektiv predasjon

Få rovdyr lever utelukkende av en byttedyrart, og verken bjørn, ulv eller gaupe er blant disse. For eksempel består ulvens samlede diett av flere titalls forskjellige byttedyrarter, avhengig av tilbudet i et område. Til tross for stor variasjon i dietten vil likevel mange rovdyr ha **preferanser** for enkelte byttedyr over andre. Med preferanse mener vi her at et rovdyr velger å ta enkelte byttedyrarter oftere enn andre i forhold til hvor ofte de opptrer i et område. Ulv prefererer således rådyr framfor elg hvis de tar like mange av hver art, men antallet rådyr kun er halvparten av antallet elg i området.

Hvilke byttedyrarter som prefereres er avhengig av flere forhold. I utgangspunktet vil rovdyr optimalisere næringsinntaket i forhold til den risikoen de utsetter seg for i kamp med et byttedyr. I studier av ulvepredasjon i områder med flere alternative hjorteviltarter har man således funnet at ulven gjerne prefererer hjort framfor mindre (rådyr, hvithale-hjort) og større arter (elg). Formodentlig gjør den dette fordi hjorten utgjør et relativt stort bytte samtidig som risikoen forbundet med å nedlegge en hjort er betraktelig lavere enn ved å nedlegge en elg.

Som følge av preferanser vil effekten av predasjon på en byttedyrbestand variere med hvorvidt byttedyret er en preferert art eller ikke. I områder med flere alternative byttedyr kan for eksempel et rovdyr opprettholde et meget høyt trykk på en preferert art som følge av at rovdyret kan overleve på alternative-, men mindre prefererte arter når antallet prefererte byttedyr går ned. Rovdyret kan således skifte (eng. *switching*) mellom byttedyrarter avhengig av tilgangen på det mest attraktive byttedyret. I ekstreme tilfeller kan dette gi seg utslag i at en preferert art blir tilnærmet utryddet fra et område. Rådyr er ofte funnet å være et preferert byttedyr for ulv og kan teoretisk sett bli utryddet fra enkelte områder hvor ulven overlever på elg, som i utgangspunktet er et mindre preferert byttedyr.

Rovdyr vil også kunne preferere enkelte kjønns- og aldersgrupper over andre. Spesielt innen byttedyrarter som befinner seg i det øvre sjiktet av hva en spesifikk rovdyrart klarer å nedlegge vil gjerne de aller yngste eller de aller eldste (svake) individene være mest utsatt for predasjon. Tilsvarende kan i mange tilfeller mindre hunndyr være mer utsatt for predasjon enn eldre handyr. Kjønns og alderssammensetningen i en byttedyrbestand kan på det viset være utslagsgivende for hvor høy rovdyrets predasjonstakt vil være og således hvor høyt predasjonstrykk byttedyrbestanden vil oppleve.

2.5 Hva skjer når flere rovdyr opptrer i samme område?

Til tross for stor variasjon, vil de aller fleste rovdyr også måtte leve i mer eller mindre nær kontakt med andre rovdyr av samme art eller andre arter, og avhengig av flere forhold kan dette påvirke antall og fordeling av byttedyr innenfor et område. Sosiale rovdyr (eks. ulv og løve) kan for eksempel slå større

byttedyr når de opptrer samlet enn når de jakter alene, og tilsvarende kan de ofte forsvare og utnytte et bytte bedre når de opptrer i flokk. Det sistnevnte kan ha innvirkning på predasjonstakten og i sin tur antallet byttedyr som slås innenfor et område per tidsenhet (total responsen). Eksempelvis er det vist at antallet elg slått per ulv per år synker vesentlig med økende antall ulv tilstede i flokken. Samme studier antyder at dette i stor grad skyldes at få ulver ikke klarer å utnytte en stor elg like raskt som en større flokk, med den følge at store deler fortæres av ravn og andre åtseletere (eks. rev). Rovdyrets bestandsstruktur vil med andre ord kunne ha vesentlig innvirkning på den samlede dødeligheten i en byttedyrbestand. Tilsvarende er det å anta at rovdyr som ofte blir skremt eller fortrenget fra nylig slått bytte som følge av menneskelig aktivitet vil måtte øke predasjonstakten for dekke sitt næringsbehov. Det er naturlig å tro at dette først og fremst vil være et fenomen nært menneskelig aktivitetssentra, men omfanget er fortsatt uklart.

Snyltegjester som utnytter andre rovdyrs bytte kan i praksis også være rovdyr, og på det viset dra nytte av tilstedeværelsen av andre rovdyrarter. Av større interesse er det motsatte forholdet, nemlig at tilstedeværelsen av større rovdyr medfører at mindre rovdyr blir helt eller delvis utkonkurrert. Dette kan skje ved direkte predasjon av en art på en annen eller ved at begge arter i stor grad er avhengig av samme byttedyrart. Rødreven, som i Skandinavia er en vesentlig predator på unge rådyrkalver, predateres av gaupe som i stor utstrekning også lever av rådyr. I den utstrekning gaupas predasjon reduserer antallet rødrev i området vil dette delvis kunne kompensere for gaupas predasjon på rådyr (kompensatorisk effekt).

Alternativt kan to rovdyrarter som delvis lever av samme art kun i liten grad påvirke hverandre slik at effekten av den ene arten på en byttedyrbestand kommer i tillegg til effekten av den andre (additiv effekt). I enkelte tilfeller vil da den samlede effekten av predasjon på en byttedyrbestand kunne bli meget høy. Det siste vil, som vi vil se, kunne være tilfelle der både bjørn, ulv og eventuelt menneske predaterer (jakter) på samme elgbestand. Effekten av gjensidig påvirkning (*interaksjoner*) mellom flere rovviltarter på en byttedyrbestand er imidlertid ofte komplekse og er av den grunn fortsatt gjenstand for betydelig forskning.

2.6 Overskuddspredasjon og effekter av klima og erfaring

I mange rovdyr-byttedyr systemer vil ikke predasjonen nødvendigvis være stabil over tid, men kan variere gjennom året avhengig av hvor utsatt de forskjellige byttedyrartene er for predasjon. Enkelte byttedyrarter vil for eksempel være tilgjengelig for predasjon kun i kortere perioder som følge av at de gjennomfører sesongmessig migrasjon ut av rovdyrrområder (eks. rein). Tilsvarende kan spesielle værforhold gjøre det enklere eller vanskeligere for et rovdyr å finne og ta et byttedyr. Dette er ikke minst tilfelle i snørike vintre som reduserer bevegelighet og kondisjon hos hjorteviltet og gjør dem spesielt

utsatt for predasjon. I ekstreme tilfeller kan dette gi seg utslag i at predasjonstakten hos et rovdyr øker vesentlig og utover det mange anser som normal atferd for et rovdyr. Slik *overskuddsdreping* er imidlertid sjeldent i områder der rovdyr lever av ville byttedyrarter, og opptrer da kun under høyst spesielle forhold (Kruuk 1972). Der rovdyr også lever av husdyr, som ikke i samme grad er tilpasset sameksistens med rovdyr, vil slik overskuddsdreping ofte være et langt hyppigere fenomen.

Også i tilfeller der rovvilt introduseres til nye områder vil overskuddsdreping kunne opptre i en overgangsperiode inntil de respektive byttedyrartene er tilpasset et nytt rovdyr (i beste fall), eller at en eller flere byttedyrarter er utryddet. En avart av dette fenomenet er økt predasjon i en overgangsfase etter at en rovviltart rekoloniserer et område etter lengre tids fravær (Berger et al. 2001). Et slikt fenomen er observert og beskrevet for predasjon av bjørn på elg i Skandinavia. Her fant man at voksen elg var mer utsatt for predasjon i områder som var nylig rekolonisert av bjørn enn i kjerneområder for bjørn der elgen i større grad var tilpasset dette rovdyrete. Slik *naiv* oppførsel er også rapportert for elg i Nord-Amerika og rådyr i Sveits (Breitermoser & Haller 1993) og kan være et langt mer generelt fenomen enn det som så langt er registrert. En konsekvens av dette er at den observerte predasjonstakten på et byttedyr, og således predasjonsraten, kan være høyere i den første fasen etter rekolonisering enn etter at rovdyrete er fast etablert.

2.7 Anti-predator adferd og refugier

Hvordan byttedyr unngår predasjon vil variere med art og lokale forutsetninger, men felles for slike *anti-predator* strategier er at de ofte kompliserer vår forståelse av rovdyr-byttedyr dynamikken. En typisk anti-predator strategi er å trekke ut av kjerneaktivitetsområdet til et rovdyr, ofte til rovdyrfrie *refugier* (eks. rovdyrfrie øyer) hvor de helt eller i perioder kan unngå predasjon. Fordelen er selvfølgelig redusert risiko for predasjon, men samtidig er ofte (men ikke nødvendigvis) slike refugier av mindre optimal verdi med hensyn til næringsressurser (Edwards 1983). Hvordan dette påvirker fruktbarhet og reproduksjon for de individene som trekker ut er i mindre grad kjent, men det er å anta at deler av gevinsten ved å unnslipe økt risiko for predasjon i enkelte tilfeller bortfaller som følge av redusert fruktbarhet og større sannsynlighet for å dø av sult. I mange tilfeller kan derfor enkelte byttedyr forbli i tette rovdyr-områder fordi næringstilbudet er bedre. Dette er forhold som vi fortsatt vet veldig lite om, men eksempelet viser hvordan et byttedyr må avveie konsekvensene av mange begrensende faktorer for å maksimalisere sin egen overlevelse og reproduksjon.

2.8 Rovdyr og byttedyr i balanse?

De mange faktorene som påvirker forholdet mellom rovdyr og byttedyr varierer både over tid og mellom områder. Man kan av den grunn spørre seg om hvorvidt det vil eksistere en stabil balanse mellom antallet rovdyr og byttedyr innefor et område. Med dette mener en da at rovdyret er i stand til å holde byttedyrbestanden på et gitt nivå uten at dette skyldes utenforliggende årsaker som for eksempel jakt. Uten at vi skal gå mye inn på dette her, antyder flere studier at en slik balanse kan inntre, i det minste for kortere perioder. Av større interesse i denne sammenhenger er på hvilket byttedyrnivå denne balansen vil kunne inntre, - og i hvilken utstrekning rovdyr, der disse får utfolde seg fritt, er i stand til å redusere tettheten av byttedyr fra et høyt til et lavt nivå. Dette er et tema som lenge har opptatt biologer og svaret er på ingen måte entydig. Grovt forenklet kan vi dog si følgende:

- Store rovdyr, som ulv, bjørn og gaupe, kan gjøre et vesentlig innhogg i den årlige tilveksten i ville byttedyrbestander. Det er mer usikkert om rovvilt effektivt vil kunne redusere tettheten av en byttedyrart (ta mer enn den årlige tilveksten) der én rovviltart sameksisterer med kun én byttedyrart. I slike tilfeller er det mer sannsynlig at andre reguleringsmekanismer begrenser antallet rovvilt før predasjonsraten overgår netto tilvekst i byttedyrbestanden. Disse reguleringsmekanismene kan for eksempel være indre stridigheter innen rovdyrbestanden eller matmangel. I områder med flere aktuelle byttedyrarter kan derimot rovdyr vesentlig begrense tettheten av den ene byttedyrarten fordi rovdyret ved lav tetthet av en byttedyrart kan overleve i relativt stort antall ved å predatere på den andre arten. Tilsvarende kan to eller flere rovviltarter som predaterer på samme byttedyrart redusere tettheten i byttedyrbestanden. Dette er spesielt tilfelle der den ene rovviltarten ikke er avhengig av byttedyret for å overleve, noe som for eksempel er antydnet å gjelde for bjørn som predaterer på elgkalv. Fordi bjørn er i stand til å overleve relativt godt på planteføde, maur og kadaver, vil et stort antall bjørn kunne leve i et område selv om elgbestanden går ned. I fellesskap kan derfor ulv og bjørn under gitte forhold redusere tettheten av elg og siden holde elgbestanden på et lavt nivå.

I prinsippet er dette det samme som skjer når det jaktes på en art som samtidig er gjenstand for predasjon. Moderne jegere er ikke avhengig av byttedyret de jakter på og kan derfor opprettholde et sterkt jakttrykk (mange jegere) selv ved lav byttedyrtetthet. I en slik situasjon vil det samlede uttaket ved både jakt og predasjon kunne overgå netto tilvekst i en byttedyrbestand med den følge at tettheten av byttedyr synker. Dette viser at effekten av predasjon på tettheten av byttedyr først og fremst avgjøres av forhold som styrer antallet rovdyr som kan leve i et område (rovdyrets numeriske respons). Felles for de fleste områder med store rovdyr er imidlertid at *både* rovvilt og byttedyr (hjorteviltet) er gjenstand for jakt og fangst. Dette gjelder ikke minst i Skandinavia hvor vi har lang tradisjon med å regulere både rovvilt og klauvvilt ved jakt. Ettersom dette med stor sannsynlighet også vil være tilfelle i framtiden er det først og fremst vår forvaltning av rovviltet som vil avgjøre ef-

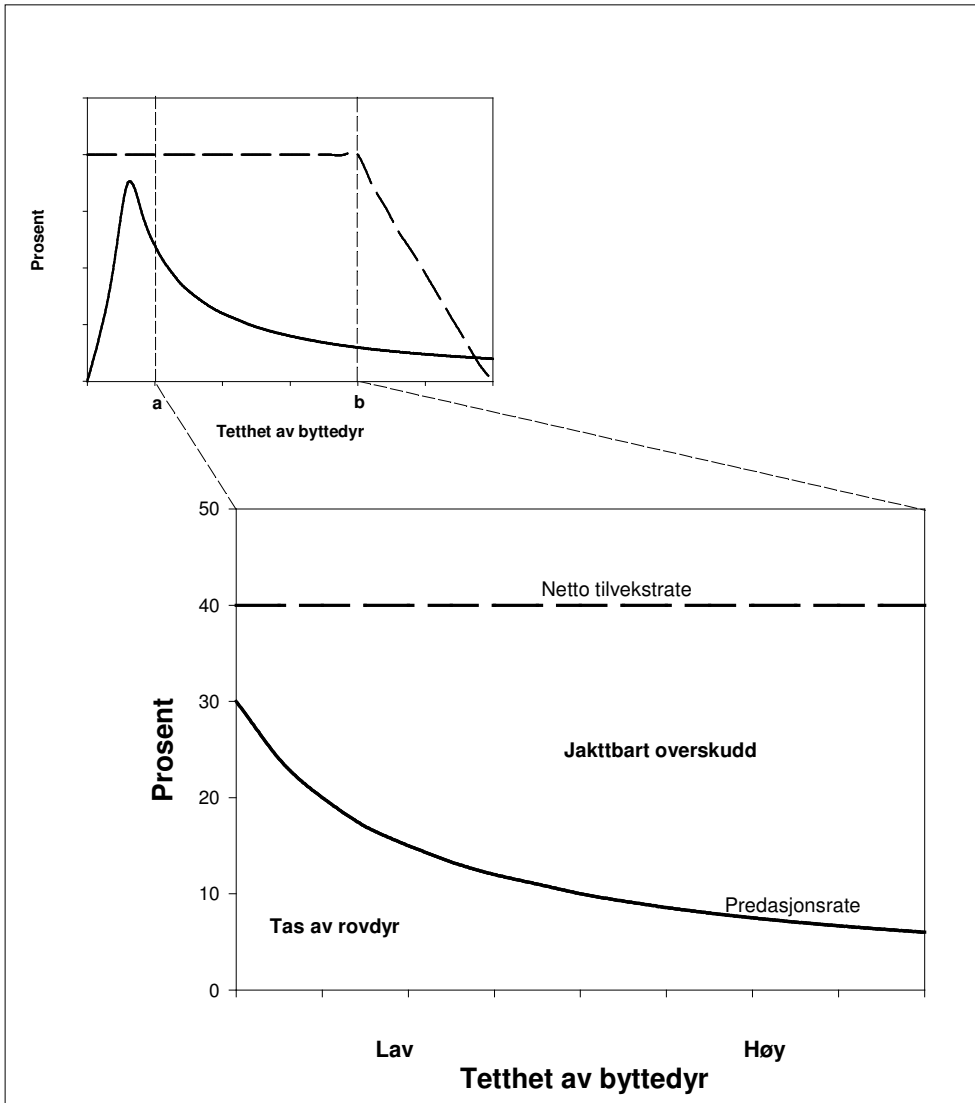
fekten på byttedyrbestandene og deres betydning som en jaktbar resurs.

2.9 Predasjon i forhold til jakt

Forholdet som framkommer i **figur 2.2** er av stor betydning for forståelsen av hvor mye man kan høste (jakte) i byttedyrbestander som samtidig er gjenstand for predasjon. I fravær av rovdyr kan man i en byttedyrbestand (eks. en elgbestand) høste netto tilvekstrate hvert år uten at dette reduserer bestanden, mens man ved tilstedeværelse av rovdyr må trekke fra predasjonsraten. Prosentandelen som da gjenstår vil utgjøre det **jaktbare overskuddet**. Som vi kunne forvente er det jaktbare overskuddet høyest for høyproduktive bestander (arter) der tettheten av byttedyr er høy, og dertil lav i lavproduktive bestander ved lav tetthet. Alle tilfeldige hendelser (f.eks. ekstremvintre) som reduserer netto tilvekstrate i byttedyrbestanden medføre at det jaktbare overskuddet reduseres.

Også ved meget lave byttedyrtettheter vil andelen av byttedyrets netto tilvekstrate som er tilgjengelig for jakt være høy, men i praksis vil dette ofte være ved meget lave byttedyrtettheter hvor tilveksten i antall (ikke prosent) vil være beskjeden. Tilsvarende vil tetthetsavhengig næringsbegrensning kunne redusere det jaktbare overskuddet ved meget høye tettheter. For aller aktuelle hjorteviltarter i Norge som er beskrevet her vil man med få unntak holde tettheten under dette nivået ved jakt. Vi vil derfor beskrive effekter av predasjon på byttedyrbestander med en tetthet som befinner seg mellom de to vertikale stiplede linjene i **figur 2.3**, noe som er representativt for tettheten i de aller fleste hjorteviltbestander i Norge (med unntak av rådyr og hjort i marginale områder).

Om vi antar at jaktuttaket (**høstingsraten**) tilsvarer netto tilvekstraten etter predasjon vil jakten ikke begrense byttedyrantallet innefor et område. I mange tilfeller vil det imidlertid råde usikkerhet med hensyn til størrelsen på predasjonsraten med den følge at man høster mindre eller mer av det jaktbare overskuddet. I det første tilfellet vil byttedyrbestanden øke, noe som sjeldent skaper store forvaltningsproblemer. Høster man derimot mer enn tilveksten vil byttedyrtettheten synke og samtidig skape en bestand hvor predasjonsraten utgjøre en stadig større andel av netto tilvekstrate. I en slik fase må man redusere jaktuttaket mer enn nedgangen i bestandstetthet alene skulle tilsi. Hvis ikke vil jakt og predasjon ta en økende andel av den reproduserende delen, eller **kapitalen** i byttedyrbestanden, noe som på sikt kan drive en byttedyrbestand til meget lave tettheter. Det er med andre ord vanskeligere å reversere en bestandsnedgang i en bestand som er gjenstand for både jakt og predasjon enn en bestand som kun er gjenstand for jakt.



Figur 2.3. Endringer i det jaktbare overskuddet i en byttedyrbestand som samtidig er gjenstand for predasjon fra en eller flere rovdyrarter. Prosentandelen av det potensielt jaktbare overskuddet (tilvekstraten) som tas av rovdyr øker med synkende byttedyrtetthet (i figuren vil $100 \cdot 30/40 = 75\%$ av det potensielt jaktbare overskuddet tas av rovdyr ved den laveste tettheten av byttedyr, mens tilsvarende andel ved høy byttedyrtetthet er $100 \cdot 6/40 = 15\%$). Fordi tettheten av hjortevilt i Norge fortrinnsvis befinner seg over det nivå der rovdyr kan ha maksimal effekt (til venstre for **a** i øvre diagram) og under tettheter der tetthetsavhengig næringsbegrensning vil begrense tilveksten (**b** i øvre diagram) har vi i det nedre diagrammet avgrenset forholdet til de mest aktuelle byttedyrtettheten (mellom **a** og **b**). - A conceptual overview of the variation in the net annual growth rate (in %, excluding predation and harvesting) that is taken by predators (tas av rovdyr) and that is available for hunting (jaktbart overskudd) in relation to prey density. The lower figure indicate the range of prey densities that is of relevance for Norwegian conditions.

3 Artsspesifikke forhold

3.1 Ulv

3.1.1 Bestandsutvikling og nåværende bestandsstatus

Etter å ha vært tilnærmet utryddet er ulven igjen på vei inn i norsk og skandinavisk natur. Inntil en reproduksjon ble dokumentert i Nord-Sverige i 1978 var den siste kjente ynglingen i Skandinavia i 1964 (Haglund 1968). I mellomperioden ble det registrert og skutt en fåtall enkeltindivider, men det er usikkert om ulven var permanent tilstede i Skandinavia gjennom hele perioden. I 1983 ble et nytt hvalpekull registrert på svensk side av grensen ved Finnskogen. Siden er det dokumentert yngling i Skandinavia i alle år med unntak av 1986 (Wabakken et al. 2001). Det første helnorske ynglende parret ble registrert i 1997 (Koppang). Gjennom hele åttitallet var den Skandinaviske bestanden under 10 vinterdyr, men har siden tidlig på 90 tallet økt vesentlig og var vinteren 2002 estimert til mellom 98 og 114 ulv. Av disse var 13-18 ulv registrert som utelukkende norske individer, mens 23-24 individer befant seg innefor revir som er delt av grensen mellom Norge og Sverige (Wabakken et al. 2002).

3.1.2 Ulvens valg av byttedyr; art, kjønn og alder

Ulvens diett kan variere mye avhengig av hva som er tilgjengelig, og inkluderer alt fra søppel og mindre pattedyr til elg og bison (eks. Person & Sand 1998). I enkelte områder hvor bestanden av naturlige byttedyr er lav (deler av Sør-Europa og Asia) vil også småfe og storfe kunne utgjøre en stor del av dietten (Vos 2000). I hovedtrekk er det dog villlevende klauvilt som utgjør basisføden i størstedelen av utbredelsesområdet. I Nord Amerika er det elg, hjort (Elk), hvithale-hjort og rein som er de viktigste bytteartene, men også andre klauvdyr som 'mule deer' fjellsau og snøgeit, samt bever, hare og diverse fugl er registrert i menyen. Tilsvarende data fra Polen, Baltikum og Russland antyder at både elg, hjort, rådyr og villsvin er viktige arter (Okarma 1995, Anderson 1998, Valdmann et al. 1998), mens elg og rådyr så langt synes å være de viktigste artene for ulven i Skandinavia (se referanser i Person & Sand 1998). I et større studie fra Sverige (Olsson et al. 1997) utgjorde elg den største andelen av konsumert føde (66%) etterfulgt av rådyr (23%), grevling (8%) og diverse andre arter (bever, hare, smågnagere og fugl, 3%). Den sterke dominansen av elg og delvis rådyr i dietten i Skandinavia er også bekreftet i senere studier basert på oppfølging av radiomerket ulv (Palm 2001, Wikenros 2001).

I områder der flere klauviltarter er tilgjengelig har gjerne ulven preferanser for enkelte arter framfor andre. Til tross for at elg utgjør hovedandelen av konsumert føde i de fleste studier i Nord Amerika er elgen alltid mindre preferert enn mindre hjorteviltarter (caribou, hjort, hvithalehjort) der disse opptrer i samme område. Tilsvarende fant man i Sverige at rådyr ble

tatt av ulv dobbelt så ofte som elg til tross for at tettheten av rådyr kun var en tredjedel av tettheten av elg (Olsson et al. 1997). I både Polen og Nord Amerika fant man dessuten at ulven foretrekker hjort til fordel for både elg og mindre hjorteviltarter (eks. Jedrzejewski et al. 2002), formodentlig som følge av at denne arten er relativt ufarlig samtidig som den gir et stort kjøttutbytte. I områder med tettere bestander av rådyr (sørøst) og hjort (vest) i Norge er det å anta at disse artene vil være viktigere byttedyr for ulven enn elg.

Dette antyder at elgen er et vanskelig bytte å slå for ulven og noe som kan være forbundet med stor risiko. I områder hvor elg er det dominerende byttedyret finner man da også relativt ofte ulv som er skadet eller endog drept under predasjonsangrep på elg (eks. Peterson 1995). For å redusere denne risikoen vil det være fordelaktig for ulven å legge hovedfokus på mindre hjortevilt der disse er tilgjengelig. En tilsvarende strategi synes å gjelde med hensyn til valg av bytte innen art, spesielt for de større byttedyrartene. Der elgen er viktigste byttedyr er ofte elgkalv og gamle individer av begge kjønn funnet å være de mest prefererte aldersklassene (eks. Peterson 1977, Peterson et al. 1984). Olsson et al. (1997) fant således at 51% av elgen slått av ulv i Nordvärmland i Sverige var kalv, mens Palm (2001) og Wikenros (2001) fant at hele 67-93% av alle elg slått vinterstid av radiomerket ulv i to revir i løpet av 4 vintre i Sverige var kalv. I Gråfjellreviret i Hedmark fant Wabakken et al. (2003) at 27 (84%) av 32 ulvedrept elg var kalv, resten ungdyr og voksne. For alle områdene var andelen kalv slått vesentlig høyere enn andelen kalv tilstede i elgbestanden. En høy andel kalv blant elg slått av ulv er også funnet i Nord Amerika, men lavere enn i de svenske og norske studiene (Ballard & Van Ballenberghe 1998, Palm 2001, Wikenros 2001). Også der ulv predaterer på hjort, hvithale-hjort, villsvin, og bison er unge individer funnet å være den prefererte aldersgruppen (referanser i Palm 2001), mens slike alderspreferanser synes å være fraværende for rein og rådyr.

Ulv i Skandinavia som i Nord Amerika synes også å ha preferanser med hensyn til kjønn blant de voksne dyra (Sand et al. 2002). Resultatet fra fem ulike ulverevir med radiomerkede ulv viser at det finnes en sterk dominans av kyr blant voksne ulveslått elg selv når en tar hensyn til at elgkyr utgjør den dominerende andelen av elgens vinterbestand. Det kan også være sesongvariasjon i hvilket kjønn som slås avhengig av hvor sårbar de respektive kjønn er for predasjon (Orians et al. 1997). I henhold til dette fant man i Alaska at en vesentlig høyere andel elgokser og reinsdyrbukker (caribou) ble tatt av ulv i perioden under eller etter brunsten enn i resten av året. Muligens var dette på grunn av nedsatt årvåkenhet og etter hvert redusert kroppskondisjon hos hannindividene som følge av høy aktivitet under brunsten (Mech et al. 1995).

3.1.3 Predasjonstakt

Som påpekt innledningsvis så vil predasjonstakten til et rovdyr kunne variere med både byttedyrtetthet, byttedyrart og temporer variasjon i byttedyrets sårbarhet for predasjon. I områder der elgen utgjør det viktigste byttedyr i Nord Amerika har man

funnet at den gjennomsnittlige predasjonstakten innen større områder øker med elgtettheten ved lav tetthet inntil den når et nivå på mellom 7 og 13 elger per ulv per år (Messier 1994, **tabell 3.1**). Predasjonstakten flater ut allerede ved relativt lave elgtettheter (0.2-0.4 elg per km²), noe som antyder at ulven er en effektiv elgjeger selv i områder med lite elg (**figur 2.1**).

I tillegg til effekten av elgtetthet så kan predasjonstakten være påvirket av hvor mange ulv som er tilstede innenfor et revir. Data fra Kanada antyder for eksempel at predasjonstakten per ulv i en flokk på 10 ulver kun er 33% av predasjonstakten i en flokk på 2 (Hayes et al. 2000, **figur 3.1**). Dette betyr at en nedgang i flokkstørrelse innenfor et revir ikke nødvendigvis vil medføre tilsvarende stor nedgang i antall elg som slås.

Data fra Skandinavia er fortsatt begrensede, men antyder høyere predasjonstakt enn i Nord Amerika. (Sand et al. 2002, Palm 2001, Wikenros 2001). Resultat basert på studier med radiomerkede ulver i fem ulike ulverevir viser at predasjons-

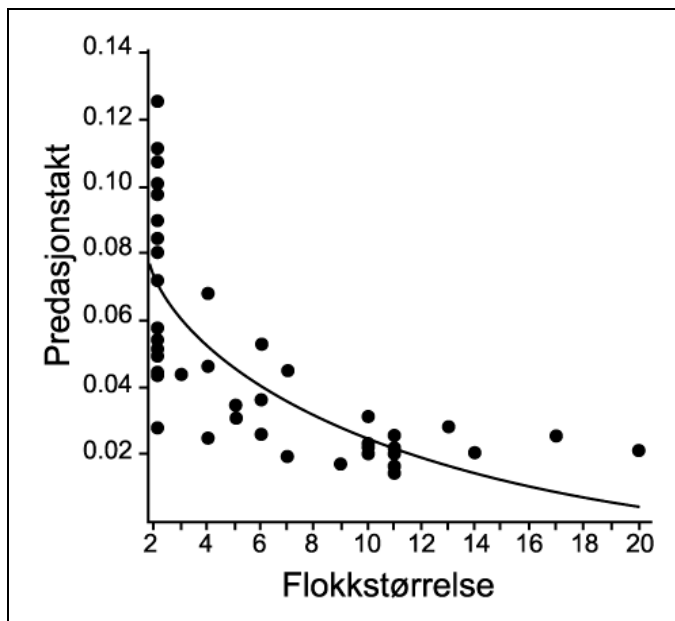
takten i gjennomsnitt ligger på ca 20 elg per ulv per år. Felles for alle områder er at en meget høy andel av elgen som slås er kalv. Dette kan muligens forklare deler av de høyere ratene i Skandinavia i forhold til i Nord Amerika. Den skandinaviske elgen er for øvrig også noe mindre enn den amerikanske.

I likhet med data fra Nord Amerika varierer også predasjonstakten per ulv i Skandinavia med ulveflokkens størrelse. Faktisk antyder foreløpige data at det samlede antallet elg slått per *ulveflokk* er lite påvirket av ulveflokkens størrelse (Sand et al. 2002). Med andre ord vil en liten flokk (eks. 2 individer) i gjennomsnitt slå det samme antallet elg per år som en stor flokk (eks. 6-8 individer). Data så langt fra Skandinavia antyder en gjennomsnittlig predasjonstakt på ca 76 elg per ulv per år (**tabell 3.1**). Dette estimatet stemmer godt overens med erfaringene fra Gråfjellreviret i Hedmark for vinteren 2001-02. Her fant Wabakken et al. (2003) at to ulv (et par) slo mellom 37 og 47 elg i løpet av et halvt år, noe som antyder en høy predasjonstakt per individ, men altså ikke vesentlig forskjellig fra en predasjonstakt på 76 ulv per flokk.

Tabell 3.1. Ulvepredasjon på diverse arter av hjortevilt i områder med forskjellig tetthet av byttedyr og ulv. *Predation by wolf on different ungulate species in areas with varying densities of ungulates and wolves.*

Område Area	Revirstr. km ² Territory size	Flokkstørrelse Pack size	Byttedyr/ flokk/år Prey/pack/ year	Byttedyr/ ulv/år Prey/wolf/ year	Kg/ulv/døgn Kg/wolf/day	Dominerende byttedyr Main prey	Byttedyr-tetthet/ km ² Prey density/ km ²
USA ¹	344 (195-555)	4.3	52	11.1		Hvithale- hjort	-
USA ²	116 (50-223)	5.7	85	17.4		Hvithale- hjort	6.0
Polen ³	250 (205-294)	4.4	187	42	5.58	Hjort	10
Kanada ⁴	(268-290)	3-5	-	26	-	Hjort (Elk)	2.7
USA, Alaska ⁵	638 (177-1556)	11.2	78	7.9		Elg	0.8
USA, Alaska ⁶	1645 (934-2541)	6.2	73	12.4		Elg	0.33
USA ⁷	1028 (357-1779)	6.8	73	7.4		Elg	0.23
USA ⁸	-	6.2	-	9.2		Elg	1.55
Kanada ⁹	-	6	-	7.2		Elg	1.3
Kanada ¹⁰	-	2-20	78	18	-	Elg	0.26-0.44
Sverige /Norge ¹¹	980 (405-1887)	6.3	76	22	-	Elg	0.8-1.2
USA, Alaska ¹²	1868 (460-4312)	9.2	-	17	5.3	Rein	0.23
USA, Alaska ¹³	-	7.4	-	34		Rein	0.50

1 = Fritts & Mech 1981, 2 = Fuller 1989, 3 = Okarma et al. 1998, Jedrzejewski et al. 2002, 4 = Carbyn 1983, 5 = Peterson et al. 1984, 6 = Ballard & Larsen 1987, 7 = Fuller & Keith 1980, 8 = Peterson & Page 1988, Peterson 1977, 9 = Bjorge and Gunson 1989, 10 = Hayes et al. 2000, 11 = Johansson 2002, Sand et al. 2002, Wabakken et al. 2001, 12 = Ballard et al. 1997, 13 = Dale et al. 1994.



Figur 3.1. Eksempel på hvordan predasjonstakt (antall elg slått per ulv per dag) varierer i forhold til størrelsen på en ulveflokk, data fra Yukon, Kanada. Tilpasset etter figur 3 i Hayes et al. 2000. - Wolf kill rate (moose/wolf/day) in relation to wolf pack size in Yukon, Canada. Adapted from Hayes et al. 2000.

Kunnskapen om predasjonstakt på andre aktuelle byttedyr som rådyr, rein og hjort er langt mer beskjedent. Dette skyldes delvis at disse artene sjeldent er studert i områder der de utgjør hovedføden for ulv, men gjerne inngår som en byttedyrart sammen med en eller flere alternative arter. Man kan imidlertid få et rimelig mål på predasjonstakten ved å benytte konsumpsjonsraten av kjøtt fra andre viktige byttedyr for ulv. Andrén et al. (1999) estimerte således forventet predasjonstakt på rådyr i Sverige ved å benytte konsumpsjonsraten av hvithale-hjort (som er noe større enn rådyret) fra områder der denne arten var ulvens viktigste byttedyr i Nord Amerika (3 kg pr ulv pr dag). Forutsetter vi at ulven i gjennomsnitt konsumerer 15 kg kjøtt fra hvert rådyr og at rådyr utgjør 70% av føden kan vi da forvente at hver ulv i gjennomsnitt vil ta ca 50 rådyr per år, -eller 70 rådyr per ulv per år i tilfeller der dietten består utelukkende av rådyr.

Samme metode kan benyttes til å estimere predasjonstakten for ulv som lever utelukkende av villrein. Antar vi her at ulven konsumerer ca 31 kg i gjennomsnitt av hver rein den slår (50% simler med vekt 50kg, 20% bukk med vekt 100kg, 30% kalv med vekt 25 kg, 60% konsumeres) og at hver ulv i gjennomsnitt konsumerer ca 3 kilo per dag, vil behovet være ca 1 rein hver 10-11 dag eller rundt 34-35 rein per år. Dette estimatet er muligens noe lavt i forhold til erfaringene fra de få studiene av ulvepredasjon på rein (caribou) i Nord Amerika. I et område i Alaska (Ballard et al. 1997) hvor ulvens diett besto av henholdsvis 51% caribou og 42% elg var predasjonstakten på minimum 17 byttedyr per ulv per år. Tatt i betraktning at rein utgjør omlag en fjerdedel av kjøttmassen til en elg er det sannsynlig at predasjonstakten i samme området i fravær av elg vil kunne ligge omkring 36-38 rein per ulv per år. I et annet

studie av ulv som lever nesten utelukkende på rein i Alaska (Dale et al. 1994) fulgte man fire flokker med ulv i områder med varierende tetthet av rein i 3 vintermånedene og observerte en predasjonstakt på ca 0.09 rein per ulv per dag ved tettheter over ca 0.5 rein per km². Antar vi at predasjonstakten er stabil gjennom året skulle det bety ca 33 rein per ulv per år. Den Nord Amerikanske reinen (caribou) er noe større enn den norske villreinen, noe som kanskje vil gi seg utslag i at ulvens predasjonstakt under norske forhold vil være bortimot 40 rein per ulv per år. Vi anser det dog lite sannsynlig at ulv vil leve utelukkende på villrein under norske forhold.

Ingen estimat på predasjonstakt er tilgjengelig for systemer der ulv predatorer utelukkende på europeisk hjort. Et studie fra Polen der hjort utgjør hovedandelen (63%) av dietten antyder en predasjonstakt på 0.07 hjort per ulv per dag (Jedrzejewski et al. 2002), hvilket tilsvarer ca 27 hjort per ulv per år. De andre byttedyrene var hovedsakelig villsvin (28%) og rådyr (4%) med gjennomgående lavere kroppsvekt. Kontrollerer vi for denne forskjellen i vekt kan vi anta at ulven ville ha tatt omkring 36-37 hjort per ulv per år i den utstrekning den levde utelukkende på hjort. Det er også gjennomført enkelte studier i Nord Amerika der ulv i all hovedsak predatorer på amerikansk hjort (Elk, Wapiti) som er samme art, men vesentlig større enn hjorten vi kjenner i Norge. Her er predasjonstakten funnet å være rundt en hjort per ulv hver 14 dag eller ca 25-26 hjort per ulv per år om vi antar at predasjonstakten er stabil gjennom året (Carbyn 1983, Boyce 1995). Tatt i betraktning størrelsesforskjellen mellom amerikansk og norsk hjort er det å anta at predasjonsratene observert i Polen vil være mer representative for norske forhold.

3.1.4 Numerisk respons og tettheten av ulv

Ulven har en høyere vekstrate enn noen andre store rovdyr i Skandinavia og tåler av den grunn et høyt jakttrykk. Den blir kjønnsmoden tidlig (andre leveår), har potensielt store hvalpekull og kan føde et nytt hvalpekull hvert år. I områder med god tilgang til klauvvilt vil en ulvebestand derfor kunne øke med nærmere 50% per år (Orians et al. 1997). Der fødesituasjonen er dårlig vil til sammenligning antallet hvalper som produseres synke og dødeligheten av både hvalper og voksne individer øke. Resultatet kan i enkelte tilfeller bli at tilveksten synker eller endog blir negativ (bestanden synker). Under rådene Skandinaviske forhold er fødesituasjonen å anse som meget god og det er derfor å anta at produktiviteten vil være høy, noe også bestandsveksten de siste 10 årene antyder.

Ved god tilgang på føde vil tettheten av ulv i et område kunne bli høy med mindre bestanden reguleres ved jakt. I de mest hjorteviltrike områdene i Nord Amerika finner man over 40 ulv per 1000 km². For kortere perioder eller over små områder kan tettheten være enda høyere. På øya Isle Royale (se under) på kun 544 km² fant man for eksempel over 40 ulv over en tiårs periode til tross for elgstammen i samme perioden var i retur. Tilsvarende finner man i Midtøsten ulverevir som ikke strekker seg utover 20 km² (Hefner & Geffen 1999). Til sammenligning er den gjennomsnittlige ulvereviret i Skandinavia

rundt 1000 km² (Johansson 2002) og den gjennomsnittlige antall ulv i en ulvflokk innenfor et revir ca 6 individer (Wabakken et al. 2001).

Gjennomgående er ulvens revirstørrelse i Skandinavia høyere enn i tilsvarende områder i Nord Amerika, noe som kan skyldes at det ennå ikke er videre konkurranse mellom ulv om tilgang til revir (Johansson 2002). Dette avspeiler seg også i det faktum at ulvrevir i Skandinavia kun sjeldent grenser opp mot hverandre, hvilket betyr at det hovedsakelig er det revirhevdene parret som begrenser revirstørrelsen og ikke konkurransen med nærliggende flokker. Hvorvidt dette også vil være tilfelle for fremtiden er avhengig av antallet ulv og arealet disse får tilgjengelig. I teorien er tettheten av hjortevilt i Skandinavia tilstrekkelig til å underholde flere tusen ulv før det vil oppstå vesentlig næringskonkurranse (Persson 1996). Dette er imidlertid et lite sannsynlig scenario ettersom ulvestammen med stor sannsynlighet vil reguleres ved jakt i Skandinavia.

3.1.5 Effekt av ulvepredasjon på byttedyrbestandene

Effekten av ulvepredasjon på de respektive byttedyrbestandene vil variere med både predasjonstakten på den gjeldende byttedyrbestand, byttedyrbestandens produktivitet og tettheten av ulv i området. I Skandinavia, med dagens tettheter av hjortevilt, er det lite sannsynlig at predasjonstakten begrenses av tettheten av byttedyr. Tilsvarende vil det absolutte antallet av ulv med all sannsynlighet bli begrenset ved jakt. Det betyr at de viktigste faktorene som påvirker effekten av ulvepredasjon er byttedyrets netto tilvekstrate og tetthet i forhold til tettheten av rovdyr, samt tilbudet av alternative byttedyr.

Gjennomgående er både tettheten og produktiviteten høyere i områder med høy næringstilgang gjennom hele året, men det finnes en del unntak som følge av klimatiske forhold og tetthetsavhengig næringsbegrensning. Effekten av ulvepredasjon (predasjonsraten) vil da være minst i høyproduktive områder med tette og produktive bestander. Tilsvarende vil predasjon kunne ha større effekt på relativt lavproduktive arter som hjort og rein som vanligvis føder kun en kalv i forhold til relativt høyproduktive arter som elg og rådyr som jevnlig føder mer enn ett avkom. For eksempel finner man lave tettheter og høye predasjonsrater på rein (caribou) der denne arten sameksisterer med ulv gjennom hele året i Nord Amerika. Spesielt er dette tilfelle i områder der ulv kan overleve på et alternativt byttedyr (f. eks. elg) og av den grunn kan opprettholde et høyt antall selv når tettheten av rein går ned. I verste fall kan lokale ikke-migrerende reinsdyrbestander bli helt utryddet i slike systemer.

Også i andre områder og for andre hjorteviltkombinasjoner har man funnet stor variasjon i ulvens byttedyrpreferanse og således hvilke arter som opplever det høyeste predasjonstrykket. Et spesielt aktuelt studie for norske forhold gjennomføres i østlige deler av Polen (Bialowieza) der ulv predatorer på både elg, hjort, rådyr og villsvin (eks. Jedrzejewski et al. 2002). I dette systemet er hjort ulvens prefererte byttedyr, hvilket

medfører at predasjonsraten på hjort er vesentlig høyere enn for elg og rådyr. Her tar ulven opp til halvparten av nettotilveksten av hjort, mens kun 10% av tilveksten av rådyr blir tatt av ulv. Andre dødelighetsfaktorer i systemet er predasjon fra gaupe og jakt.

En tilsvarende situasjon kan rent teoretisk også oppstå i Norge i den grad ulvens utbredelse vil strekke seg mer vestover. Under norske forhold vil dessuten snø kunne gjøre både hjort og rådyr spesielt utsatt for ulvens predasjon, spesielt under harde vintre. Episoder med spesielt mye snø synes også å favorisere ulvens predasjon på andre byttedyrarter (elg, rein) og vil ofte gi seg utslag i at predasjonsraten øker utover det som observeres under mindre ekstreme forhold (Fuller 1991, Nelson & Mech 1986, Bobek et al. 1992).

Andre forhold som påvirker predasjonstrykket på ulvens byttedyr er byttedyrets evne til å distansere seg fra ulvens aktivitetsområder. Dette er en anti-predator strategi som er mer eller mindre til stede hos alle hjorteviltarter, men spesielt utviklet hos migrerende arter som for eksempel rein. Predasjonstrykket fra ulv er eksempelvis funnet å være lavere og bestandstettheten høyere i migrerende kontra stasjonære bestander av rein i taiga og tundra områder i Kanada og Alaska (Thomas 1995). Kontinuerlig bevegelse og migrasjon gjør rein mindre forutsigbar som næringskilde og reduserer graden av overlapp i leveområde mellom rein og ulv. Spesielt er dette tilfelle i yngleperioden da ulvehvalpene er lite mobile og foreldrene av den grunn ikke i samme grad kan følge reinen. Under spesielle forhold kan likevel ulven følge migrerende byttedyr, noe som for eksempel er observert for villrein i nordlige Kanada (Walton et al. 2001, Cook et al. 1999).

Også for norske villreinbestander vil antagelig graden av migrasjon og muligheter til å distansere seg fra ulvens aktivitets-sentra påvirke effekten av predasjon. Dette gjelder ikke minst under kalvingen, i en periode der reinen er spesielt utsatt for predasjon. I Alaska fant man at simler som kalvet høyt til fjells var mindre utsatt for predasjon fra ulv enn simler som kalvet i lavereliggende fjellområder (Mech et al. 1998). Det er tilsvarende antydning at kalvingen i mange norske villreinstammer gjennomføres sentralt og høyt til fjells nettopp som en respons på tidligere tiders predasjon fra ulv (Skogland 1989, 1994).

3.1.6 Elg og ulv på Isle Royale

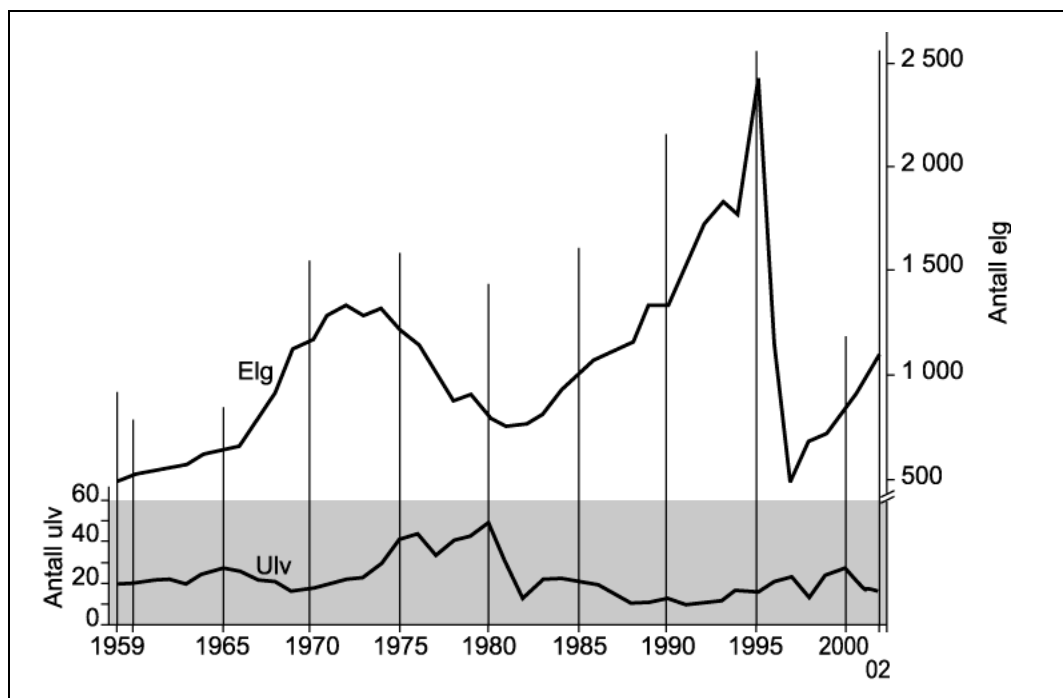
Som et eksempel på forholdet mellom ulv og elg henvises man ofte til langtidsstudiene som gjennomføres på øya Isle Royale i Lake Superior i USA. Etter at elg koloniserte øya tidlig på 1900-tallet gjennomgikk bestanden en vesentlig økning med påfølgende kolaps tidlig i 30-årene. Deretter, i 1949, ble øya kolonisert av ulv (som gikk over en isbro) og siden 1958 har bestandsutviklingen for begge artene, samt resten av økosystemet på Isle Royale, vært gjenstand for intensive studier (Allen 1979, Peterson 1995, 1999).

En viktig erfaring fra dette studiet er at elgbestandens størrelse først og fremst er begrenset av mattilgangen og at ulvepredasjon *alene* ikke er i stand til å redusere- og siden holde elgbestanden ved lavere tettheter. Predasjon er dog en sterk medvirkende faktor til å redusere elgbestanden til lavere tetthet når tetthetsavhengig matmangel og harde vintre allerede har svekket elgen i bestanden (Peterson 1977, Post et al. 1999, 2002). Det er også en vesentlig høyere predasjon i år med mange eldre dyr tilstede i bestanden som følge av at disse er lettere å nedlegge for ulven. I snørike år er elgen dessuten spesielt sårbar for predasjon og ulven nedlegger da vesentlig flere elg enn i snøfattige år (Post et al. 1999). Kombineringen av disse faktorene gjør at predasjonsraten i enkelte år vil være vesentlig høyere enn netto tilvekstrate i elgbestanden, mens den i andre år vil være vesentlig lavere. Dette skaper i sin tur en sterk fluktusjon i elgbestanden (**figur 3.2**), hvilket igjen delvis påvirker antallet ulv. Et poeng her er at det er elgens matmangel og sårbarhet for predasjon i år med høy elgtetthet og mye snø som utløser disse fluktusjonene (se også Post et al. 2002). Dette fremgår spesielt tydelig fra den observerte kollapsen i elgbestanden på midten av nittitallet. Etter en lengre periode med vekst nådde elgbestanden i denne fasen en tetthet på snau 5 elg per km² (gjennomsnitt i Norge er rundt 1 elg per km²) hvorpå meget høy dødelighet og redusert fruktbarhet som følge av næringsmangel reduserte bestanden til en femtedel i løpet av to år. I den samme fasen var ulvebestanden på et minimum og foresto kun en liten andel av dødeligheten.

Dette studiet er et unikt eksempel på hvordan elg og ulv sameksisterer i områder uten andre store rovdyr. Studiene på Isle Royale er fortsatt pågående og nye analyser av materialet gjennomføres fortløpende. Av samme grunn er vår fulle forståelse av dynamikken på øya i kontinuerlig utvikling. Dette gjelder ikke minst forståelsen av hvordan variasjonen i klima (snømengden) påvirker ulvens adferd (flokkstørrelse) og elgens mattilgang og sårbarhet for predasjon (Post et al. 1999, Post & Forchhammer 2001).

Hvor stor overføringsverdi resultatene fra Isle Royale har for Skandinaviske forhold er et åpent spørsmål. Isle Royale er en øy med begrenset utstrekning (544 km²), noe som vanskeliggjør utvandring og innvandring av både elg og ulv, og dermed begrenser mulige anti-predatorresponsen i elgbestanden og de numeriske endringer i ulvebestanden. Antallet alternative byttedyr for ulven på øya er også begrenset (bever og hare, elg utgjør mer enn 90 % av dietten) og sist men ikke minst viser nyere analyser at den numeriske responsen i ulvebestanden i de siste årene kan ha vært begrenset av sykdom (canine parvovirus, nedgangen fra 1980 til 82) og muligens innavl (Peterson 1999). Av den grunn er studiets første fase (i forhold til den siste) trolig best egnet til å illustrere forholdet mellom ulv og elg i et urørt økosystem.

Figur 3.2. Utviklingen i antallet elg og ulv på øya Isle Royale i USA i løpet av de siste 40 år. Tilpasset etter figur 1 i Peterson & Vucetich 2002. - Moose (elg) and wolf (ulv) population size on Isle Royale, USA, during the last 40 years. Adapted from Peterson & Vucetich 2002.



3.1.7 Effekten av jakt på ulv

Som påpekt over har ulven potensielt en meget høy vekstrate hvilket betyr at en relativt stor andel av bestanden av ulv vil måtte avlives (jakt eller skadefelling) for å holde en fremtidig bestand på et gitt nivå. Foruten å begrense antallet ulv vil dette også kunne påvirke effekten av ulvepredasjon på byttedyrbestandene. Som påpekt innledningsvis så vil predasjonstakten per ulv kunne øke vesentlig med synkende ulveflokkstørrelse med det resultat at større antall bytte tas av samme antall ulv om disse opptrer i små i forhold til store flokker. En reduksjon i gjennomsnittlig flokkstørrelse som følge av jakt vil derfor kunne medføre en høyere predasjonsrate regnet per ulv. Data fra Nord Amerika (Hayes et al. 2000) antyder eksempelvis at predasjonen i et område med < 0.5 elg per km² og 100 ulv øker fra 586 til 807 elg per vinter når gjennomsnittsflokken synker fra 6.25 til 3.8 ulv. Dette forutsetter dog at alle individene i en ulveflokk har den samme evne til å slå en elg, hvilket ikke alltid er tilfelle. Ettersom foreldrepåret (alfaparett) er de mest aktive med hensyn til å slå elg kan fraværet av en eller begge innebære at den samlede predasjonen faktisk går ned. Tilsvarende er det antydning at flokken med større sannsynlig går i oppløsning ved bortfall av en eller begge foreldrene med påfølgende spredning av de gjenværende individene. Dette kan i sin tur medføre etablering av flere nye par som hver for seg vil ha høy predasjonstakt. Vår kunnskap om hva som skjer med ulvens sosiale struktur i områder med jakt og hvordan dette påvirker predasjonsraten er imidlertid fortsatt begrenset

3.1.8 Begrensninger i gjeldene kunnskap

Andre forhold som skaper usikkerhet med hensyn til ulvens effekt på byttedyrbestandene er i hvilken grad predasjonstakten er stabil gjennom året. Nesten all vår kunnskap om ulvens predasjon baserer seg på data innsamlet i vinterhalvåret i områder med snø, hvorpå den årlige predasjonstakten beregnes fra disse dataene. Meget lite er kjent om predasjonstakten og **konsumpsjonsraten** (eng. *consumption rate*) av kjøtt i sommerhalvåret, men denne kan rent teoretisk avvike fra vinterratene som følge av forskjeller i hjorteviltets størrelsesfordeling (mange nye kalver), sårbarhet for predasjon (spredning i landskapet, ikke snø), tilbudet av alternative byttedyr (reproduksjonssesong for alle arter), ulvens næringsbehov (små ulvehvalper) og ulvens utnyttelse av bytte som slås (mindre byttedyr utnyttes bedre). Observasjoner fra ulike studier antyder at både forbruksraten av kjøtt per ulv (gjennomsnittlig 2.5-7.5 kilo kjøtt per ulv per dag) og andelen av byttedyret som går tapt til åtselere varierer mye, noe som antyder et rikt potensiale for at predasjonstakten kan variere over året. Pågående studier i Skandinavia hvor en merker og følger både elg og ulv gjennom hele året, samt bruk av GPS-mottaker og sender på ulv vil forhåpentligvis kunne avklare dette forholdet i mer detalj.

Et annet forhold som er viktige å avklare i Skandinavia er i hvilken grad predasjonen er kompensatorisk. Observasjoner fra mange studier i Nord-Amerika antyder at ulven om vinteren preferer elg som er svakere enn gjennomsnittet, noe som antyder at predasjonen delvis kompensere for annen dødelighet. Tilsvarende studier i Sverige gir derimot ingen indikasjon på at elgen som tas er svakere enn gjennomsnittet for aldersklassen (Olson et al. 1997, Sand et al. 2002), men her er fortsatt erfaringene få. I tettere bestander i Skandinavia, hvor kondisjonen er lavere, vil graden av kompensatorisk dødelighet kunne være høyere.

Vi har heller ingen kunnskap om hvorvidt byttedyrbestander kan delvis kompensere for tapte individer ved økt fruktbarhet. Som antydning innledningsvis vil elg som mister kalven eller kalvene til bjørn kompensere med økt fruktbarhet året etter (Swenson et al. 2001). Data fra Nord-Amerika antyder at sommerpredasjonsraten på kalv som følge av ulv er lav (3-9%, Ballard & Van Ballenberghe 1998) og foreløpige data fra Norge (Koppangreviret) antyder det samme (ca 10 % sommerdødelighet, Storaas et al. 2001, 2002). Tidspunktet på sommeren for denne avgangen vil trolig være avgjørende for i hvilken grad elgkyr som mister kalven kompensere med høyere fruktbarhet. Hvorvidt elgkyrne også vil kompensere for kalv drept av ulv etter at dieperioden er over på høsten (f. eks. ved redusert aborteringsrate) er mindre sannsynlig, men er ennå ikke undersøkt. Forhåpentligvis vil man innen flere pågående studiene av radiomerket elg i ulveområder i Norge kunne avklare nærmere graden av kompensatorisk endringer i fruktbarhet hos elg.

3.2 Bjørn

3.2.1 Bestandsutvikling og nåværende bestandsstatus

I likhet med ulven var bjørnen tilnærmet utryddet fra Norge over en lengre periode på 1900-tallet. På midten av 1800-tallet var antallet bjørn i Norge estimert til drøye 3000 individer (Swenson et al. 1995). Siden gikk det raskt utforbakke som følge av intensiv etterstrebelse i de etterfølgende 120 åra inntil bjørnen ble fredet i Norge i 1972. Rett før fredningen ble den norske bjørnebestanden anslått til 25-50 individer (Myrberget 1969), men selv dette var trolig et overestimert (Swenson et al. 1995). Den siste rest av en helnorsk bjørnebestand forsvant fra Vassfaret en gang på 1980-tallet (Bækken et al. 1994). Vår nåværende bjørnebestand er kun en del av de større svenske og finsk-russiske bestandene. Estimert fra 1994 anslø den norske bjørnebestanden utenom Finnmark til omkring 14 individer i gjennomsnitt på våren (Swenson et al. 1995).

I forhold til i Norge innførte Sverige delvis fredning og opphevet skuddpremie alt tidlig på 1900-tallet Dette medførte at bestanden aldri var så lav som i Norge. Flaskehalsen ble trolig nådd i 1930 da antall bjørn i Sverige var omkring 130 individer (Swenson et al. 1995). Siden da har bestanden økt til tross for åpning av regulert jakt i 1943. Den samlede bestanden av bjørn i Skandinavia på midten av nittitallet ble estimert til over

1000 individer (Sandegren og Swenson 1997). Det finnes ingen nyere estimat, men bestanden har vært i jevn vekst siden det siste estimatet ble beregnet på midten av nittitallet (Swenson upubliserte data).

For di bjørnen i Norge befinner seg i utkanten av utbredelsesområdet for bjørn i Sverige og Russland/Finland er kjønns-sammensetningen på norsk side preget av en høy andel unge hannbjørner, mens eldre hannbjørner og reproduktive binner dominerer i nabolandene. Antallet binner på norsk side av grensen er fortsatt meget lavt, men er i svak vekst (Swenson et al. upubliserte data).

3.2.2 Bjørnens valg av byttedyr; art, kjønn og alder

Bjørnen er å betrakte som en alteter og har av den grunn en meget allsidig diett. Dette inkluderer alt fra planteføde, insekter (maur), søppel, kadaver, husdyr og ville pattedyr opp til elg. Den synes å foretrekke animalsk føde der denne er tilgjengelig.

I Nord Amerika er brunbjørn (og delvis svartbjørn) funnet å være en vesentlig predator på kalver fra elg, rein (caribou) og hjort (elk) der disse overlapper i leveområde (Whitten et al. 1992, Mech et al. 1998, Schlegel 1976). Kalvene blir først og fremst tatt i løpet av de første 4-6 ukene etter fødsel, mens de ennå er lite mobile (Ballard & Van Ballenberghe 1997). Også voksne individer av de samme artene er utsatt for bjørnepredasjon, men langt mindre hyppig enn kalvene (Ballard & Van Ballenberghe 1997, Mech et al. 1998).

Det samme mønstre synes å være tilstede i Skandinavia, hvor en har funnet at bjørn predatorer både på elgkalv og voksne elg (Swenson et al. 2001). Som i Nord Amerika er elgkalvene mest utsatt for predasjon fra bjørn i de første ukene etter fødsel, mens voksne elger var mest utsatt for predasjon på våren mens det ennå var snø. Av de voksne elgene var fjorårskalver de mest utsatte for predasjon (Swenson et al. 2001). Med bakgrunn i ekstremtanalyse er det også antydnet at frekvensen av hjortevilt i dietten øker fra sør til nord (Persson et al. 2000). Det er derfor rimelig å anta at predasjon på voksne elg (i tillegg til konsum av kadaver) er høyere i nord enn i sør.

Det er lite data tilgjengelig på predasjon av andre hjortevilt enn elg i Skandinavia, men det er kjent at bjørn kan være en vesentlig predator på nyfødte reinkalver i tamreindistriktene og endog kan ta voksen rein (Ingerslev & Due 1998). Tilsvarende er det sannsynlig at både rådyr og hjortekalv kan predatorer av bjørn i en tidlig fase, men så langt er frekvensen av slik predasjon lite kjent.

I tillegg til hjortevilt består bjørnens diett i Skandinavia av insekter (hovedsakling maur) og planteføde gjennom sommeren (Dahle et al. 1998). På høsten når bjørnen skal bygge opp fettreservene før vinteren utgjør bær hele 80% av energiinntaket (Dahle et al. 1998). Sau slått i utmark er også en vesentlig

proteinkilde for bjørn i Norge, men forekommer bare unntaksvis i Sverige hvor sau ikke beiter i utmark (Dahle et al. 1998).

3.2.3 Er bjørnen avhengig av animalsk føde?

Til tross for at bjørnen synes å foretrekke animalsk føde er den ikke i samme grad som ulven avhengig av en stor andel kjøtt i dietten. Bjørnen kan også overleve i områder uten høye tettheter av for eksempel hjortevilt. Både kroppsvekt, antall avkom og tettheten av bjørn er derimot høyere i områder der bjørn har en stor andel kjøtt i dietten (Hilderbrand et al. 1999, Swenson et al. 2001). Dette betyr ikke at andelen animalsk føde nødvendigvis er meget høy. I et studie av bjørnens diett i Sverige fant man at mellom 14 og 30% av energibehovet til bjørnen ble dekt av hjortevilt, hvorav deler av dette trolig var kadaver (Dahle et al. 1998). Det resterende energibehovet ble dekt av bær, grass og urter, samt en ikke uvesentlig andel maur (14-22%).

3.2.4 Predasjonstakt

Bjørnens predasjonstakt på hjortevilt er i stor utstrekning studert i Nord Amerika basert på radiomerking av bjørn såvel som både kalv og voksne individer av hjortevilt (Ballard & Van Ballenberghe 1998, Adams et al. 1995, Schlegel 1976). I deler av Kanada og Alaska der brunbjørn (grizzly) og elg overlapper i leveområde er predasjonstakten på kalv funnet å variere mellom 0.08-0.14 kalv per bjørn per dag (**tabell 3.2**). Tilsvarende vil svartbjørn i områder med høy tetthet kunne predatere elgkalv med en predasjonstakt fra 0.02 til 0.09 kalv per bjørn per dag (**tabell 3.2**). Det er her viktig å merke seg at predasjonstakten per år vil være begrenset av at predasjonen på kalv fortrinnsvis foregår over de første 4-6 ukene etter kalving. Samlet sett for Nord-Amerika er brunbjørn funnet å predatere mellom 3 og 53 % av årskalvene i de studerte elgbestandene (Ballard & Van Ballenberghe 1998). Predasjon av brunbjørn på voksne elg fra de samme områdene er estimert til mellom 0.6 til 4 elg per bjørn per år. Det er også antydnet at hannbjørner oftere enn binner dreper voksen elg (Boertje et al. 1988), men dette er ikke entydig (Ballard et al. 1990).

Tilsvarende data fra Skandinavia er i hovedsak tilgjengelig fra Sverige hvor Swenson et al. (2001) undersøkte betydningen av bjørnens predasjon på elgkalv i nordlige Dalarna (**tabell 3.2**). Tettheten av bjørn i dette området er relativt høy (20-24 per 1000 km²), mens tettheten av elg er noe under gjennomsnittet for Norge (700-800 per 1000 km²). I dette området ble 26% av elgkalvene drept av bjørn i løpet av kalvenes fire første leveuker. Om vi antar at denne elgbestanden holdes på et middels produktivt nivå (netto tilvekstrate på 35%), ved å dreie kjønnsraten, vil bestanden potensielt kunne øke med ca 260 individer innenfor 1000 km². Ved en predasjonsrate på 26% som følge av ca 22 bjørn medfører dette en predasjonstakt på ca 3 elgkalver per bjørn per år eller ca 0.10 kalv per bjørn per dag.

Tabell 3.2. Bjørnepredasjon på elg- og reinkalv i forskjellige områder med ulik bjørn- og byttedyr-tetthet. - Predation by brown bear (brunbjørn) and black bear (svartbjørn) on moose (elg) and reindeer/caribou (rein) calves in areas with varying density of bears and prey.

Studieområde Study area	Periode Period	Bytteart Prey species	Bjørneart Bear species	Bjørn /1000 km ² bears /1000 km ²	Byttedyr 1000 km ² Prey/1000 km ²	Prosent kalver tatt av bjørn Percent calves killed by bears
Alaska, south-central	1977-84	Elg	Brunbjørn	24-28	650	44
			Svartbjørn	0-90		2
Alaska, Kenai (1947-burn)	1977-78	Elg	Brunbjørn	18-28	1000	6
			Svartbjørn	205		34
Alaska, (1969-burn) ¹	1981-82	Elg	Brunbjørn	12-26	3700	3
			Svartbjørn	258		35
Alaska, east-central ¹	1984	Elg	Brunbjørn	16	175	52
			Svartbjørn	8-11		3
Yukon south-western ¹	1983-85	Elg	Brunbjørn	16	220	42
			Svartbjørn	16		3
Saskatchewan ¹	1982	Elg	Svartbjørn	200-400	450	50
New-Brunswick ¹	1983-85	Elg	Svartbjørn	?	?	9
New-foundland ¹	1983-88	Elg	Svartbjørn	570	3000	30
Alaska, East-interior ²	1998-2000	Elg	Brunbjørn	120-180	10	28
			Svartbjørn		86-265	32
Sverige, Dalarna ³	1988-98	Elg	Brunbjørn	700-800	20-24	26
Alaska, Denali ⁴		Rein	Brunbjørn			19
Alaska, North ⁵	1983-85	Rein	Brunbjørn	-	-	1

1 = Ballard 1992, 2 = Bertram & Vivion 2002, 3 = Swenson et al. 2001, 4 = Adams et al. 1995, 5 = Whitten et al. 1992

Basert på et materiale fra en større del av Skandinavia ble predasjonstakten på voksen elg estimert til 0.37 elg per voksen (≥ 2 år) bjørn per år (Swenson et al. 2001). Voksne hannbjørner var, som antydnet for Nord Amerika, de som tok flest voksne elg (Swenson et al. 2001). Dødeligheten av voksne elg i elgbestanden som følge av bjørn varierte mellom 0.5 og 1.6%, mens dødeligheten som følge av trafikk til sammenligning var tre ganger så høy (Swenson et al. 2001).

Bjørnens predasjonstakt på andre aktuelle hjorteviltarter er mindre kjent, men noe data eksisterer fra Nord Amerika. I Alaska fant Adams et al (1998) at ca 19 % av reinsdyrkalvene som ble fulgt ved hjelp av radiomerking ble tatt av brunbjørn. Felles for disse var at de alle ble tatt i løpet av de første 2 ukene, antagelig som følge av at reinkalven raskt blir meget mobil og således i større grad er i stand til å unnsnippe predasjon fra bjørn. Ettersom tettheten av bjørn i området er dårlig kartlagt er det dog vanskelig å estimere den faktiske predasjonstakten på reinkalv. Også i tamreindistriktene i Nord-Trøndelag er det dokumentert predasjon av bjørn på reinkalv (og voksne simler) i kalvingsområdet (Ingerslev & Due 1998). Predasjonsraten var vanskelig å anslå ettersom kalven i denne fasen ikke var radiomerket, men med bakgrunn i fordelingen av kalvkadaver med kjent dødsårsak anslås predasjonsraten som følge av bjørn til å være under 10%.

En alternativ måte å estimere hvor mange reinkalver bjørnen tar per tidsenhet er å forholde vekten på reinkalven (ca 6 kg) til vekten på elgkalven (ca 11 kg) og basert på antagelsen om at konsumpsjonsraten av de to artene er tilsvarende. Erfaringene fra de Nord Amerikanske studiene er at predasjonstakten på elgkalv ikke varierer med tettheten av elg (Ballard & Van Ballenberghe 1998), hvilket betyr at hver bjørn i gjennomsnitt tar det samme antallet elgkalv uavhengig av om elgtettheten er høy eller lav. Om vi antar at dette skyldes en metning i konsumpsjonsraten (dvs fødebehovet av kjøtt er tilfredsstillt) kan vi anta at behovet for reinkalv vil flate ut ved omlag dobbelt så mange reinkalver som elgkalver (Schwartz & Franzmann (1991) anslo at en elgkalv tilfredsstilte fødebehovet i 5-10 dager for en voksen svartbjørnbinne). Samtidig må vi kontrollere for at reinkalven kun er sårbar for predasjon fra bjørn i ca 2 uker. Det betyr en forventet predasjonstakt på ca 3 kalver per bjørn per år. Om vi bruker samme prosedyre til å beregne forventet predasjonstakt på hjortekalv, og antar at hjortekalven er sårbar for predasjon like lenge som en elgkalv (4 uker), gir dette en predasjonstakt på ca 6 hjortekalver per bjørn per år.

Disse tallene er kun å betrakte som forventet og ikke observert predasjonstakt. Dette gjelder spesielt predasjonstakt på kalv av rein og hjort. Bjørnens predasjonstakt på voksen hjort og rein er ukjent, men vi antar at den vil være lav, som hos elg.

3.2.5 Numerisk respons og tettheten av bjørn

Bjørnen er en langt mindre produktiv art enn ulven og bestandens tilvekstrate er av den grunn betraktelig lavere. Bjørnen blir relativt sent kjønnsmoden og reproducerer ikke hvert år. Den Skandinaviske bjørnebestanden er likevel blant verdens mest produktive bjørnebestander som følge av gode næringsforhold (Sæther et al. 1998). I Nord Amerika øker brunbjørnbestandene med opptil 9 % årlig (Hovey & McLellan 1996), mens nyere estimat på bestandsveksten i Skandinavia antyder en netto tilvekstrate på 13 til 16% (Sæther et al. 1998).

Ved gode næringsforhold vil også tettheten av bjørn kunne være høy. I høyproduktive områder i Nord Amerika, hvor man har studert forholdet mellom elg og brunbjørn og/eller svartbjørn, er det registrert tettheter av brunbjørn opp til 28 bjørn per 1000 km² og svartbjørn på hele 570 bjørn per 1000 km² (Ballard & Van Ballenberghe 1998). I sistnevnte område (Newfoundland) var det også en meget høy tettheten av elg (3 elg per km²) og en relativt høy andelen av elgkalv som ble tatt av svartbjørn (30%). I mindre produktive områder er dog tettheten av både brunbjørn og svartbjørn betraktelig under disse ekstremverdiene (Orians et al. 1997).

I Skandinavia finner vi de høyeste dokumenterte tetthetene av bjørn i nordlige Dalarna med 20-24 bjørn per 1000 km², mens i de mer perifere delene av utbredelsesområdet har færre enn 1 bjørn per 1000 km². Sistnevnte omfatter blant annet dagens bestandstetthet innenfor bjørnens kjerneområde i de østlige delene av Hedmark, Nord-Trøndelag/Nordland og Anarjohka, mens tettheten av bjørn i indre Troms er noe høyere. Den høyeste tettheten finner vi trolig i Pasvik der antall bjørn per 1000 km² kan strekke seg fra 2.5 til 5 individ (Swenson & Wikan 1996). For både Norge og Sverige er dette vesentlig lavere enn tettheten registrert på midten av 1800-tallet før bestanden av bjørn ble redusert. På det tidspunktet ble bestanden i Norge og Sverige estimert til henholdsvis 3100 og 1650 individer, men med stor geografisk variasjon i tetthet. Høyeste tetthet var antatt å være i Telemark, Aust-Agder og på Nordvestlandet med mellom 28 og 48 bjørn per 1000 km² (Swenson et al. 1995).

3.2.6 Effekten av bjørn på hjorteviltbestandene

Resultatene fra det Skandinaviske Bjørneprosjektet (Swenson et al. 2001) antyder at bjørnens effekt på elgbestanden er relativt lav. Den årlige netto tilvekstraten i elgbestanden i studieområdet var kun 4.2 % lavere enn i en simulert bestand uten bjørn (Swenson et al. 2001). Dette var som følge av at bjørnen først og fremst tok elgkalv, og kun en meget lav andel voksne individer. Det ble dog funnet at bjørnen tok en høyere andel voksne individer i randsonen for bjørnens utbredelse enn innenfor kjerneområdet, antagelig som følge av elgens mindre erfaring med bjørn (Berger et al. 2001). Bjørnens effekt på elgbestanden kan derfor være noe høyere i områder som nylig er rekolonisert av bjørn. Et annet forhold som påvirket

effekten på elgbestanden var at elgkyr som mistet kalven til bjørn delvis kompenserte for dette tapet ved å produsere 50% flere kalver i gjennomsnitt året etter. Dette reduserte den effektive predasjonsraten av kalv fra 26 til 20% (Swenson et al. 2001).

Studiet i Sverige ble gjennomført i et område med høy tetthet av bjørn i forhold til resten av Skandinavia. Det er derfor å anta at effekten av bjørnepredasjon i Norge vil være meget lav ved rådene bjørnetetthet. I den utstrekning bjørnetettheten vil øke i Norge vil predasjonsraten på elg øke, men dette vil også gi muligheter for jakt på bjørn. Med en avskyting tilsvarende den årlige tilveksten av bjørn (13%), og tilsvarende predasjonsrater som observert i Sverige, kan om lag 1 bjørn felles for hver 10-15 elgkalv i redusert kvote som følge av bjørnepredasjon (Swenson et al. 2001).

3.2.7 Elg, ulv og bjørn i Nord Amerika

I store deler Alaska og de nordlige delene av Kanada er bestandstettheten av elg gjennomgående lav, mens tettheten av ulv og bjørn er relativt høy. Det er av den grunn antatt at den lave tettheten av elg skyldes at predasjonsraten er for høy til at elgbestanden kan øke i tetthet. Hvorvidt dette er en permanent balanse mellom rovdyr og elg er imidlertid usikkert ettersom man rent teoretisk også kan tenke seg en likevekt mellom rovdyr og byttedyr ved langt høyere byttedyrtettheter (Messier 1994). Som følge av denne antagelsen ble det igangsatt en rekke studier og eksperimenter for å avklare forholdet mellom tettheten av elg, bjørn og ulv.

Ved å sammenligne områder med og uten rovdyrbekjempelse fant man gjennomgående høyere tetthet av elg i områder hvor rovdyra var begrenset av jakt (Gasaway et al. 1992). Man hadde imidlertid lite informasjon om habitatkvaliteten og kunne av den grunn ikke utelukke at hele eller deler av forskjellen i tetthet skyldtes forskjeller i områdenes bæreevne.

I en rekke andre eksperimentelle studier undersøkte man tilstanden før, under og etter en intensiv bekjempelse av ulv over større områder. I flere tilfeller fant man da en generell økning i elgtetthet etter at ulvebestanden var redusert (mer enn 50% reduksjon), men også en påfølgende reduksjon i elgtetthet etter at bekjempelsen av ulv opphørte og ulvebestanden økte. I mange av studieområdene var det imidlertid usikkert hvorvidt habitatkvaliteten kunne tillate en økning i elgbestanden utover noen få år. Andre av eksperimentene viste at elgbestanden ikke økte etter at ulvebestanden ble redusert, muligens som følge av at predasjonen fra bjørn var for høy eller at kvaliteten på beitegrunnet var for dårlig (Orians et al. 1997).

Disse studiene har siden blitt mye debattert i den vitenskapelige litteraturen, og en uavhengig vitenskapelig kommisjon (Orians et al. 1997) konkluderte med at det ikke er tilstrekkelig vitenskapelig bevis for at ulv og bjørn kan regulere tettheten av elg ved flere alternative tettheter. Det er også usikkert hvorvidt ulv og bjørn i fellesskap kan redusere tettheten av elg

med mindre andre begrensende faktorer (eks. jakt) opptrer samtidig. Disse studiene viser likevel at predasjonsraten i en elgbestand som følge av ulv og bjørn kan være meget høy og det er sannsynlig at elgens bestandsvekst under slike forhold vil være lav. I perioder med økt dødelighet som følge av jakt og/eller vanskelige klimatiske forhold kan dette få bestandsveksten til å tippe over i negativ retning.

3.2.8 Begrensninger i gjeldene kunnskap

Til tross for at det etter hvert eksisterer en del informasjon om betydningen av bjørn på elgbestandene fra Skandinavia vet vi fortsatt lite om variasjonen i predasjonstakt og predasjonsrater mellom områder, herunder hva som skjer i områder med både ulv og bjørn. Av spesiell interesse er i hvilken grad bjørnens predasjonstakt varierer med tettheten av elg. Data fra Nord-Amerika antyder at grizzlybjørnens predasjonstakt ikke endrer seg med tettheten av elg, mens svartbjørnens predasjonstakt øker med elgtetthet (Ballard 1992, Ballard & Van Ballenberghe 1998). På bakgrunn av materialet på effekten av grizzlybjørn har vi i våre analyser antatt at predasjonstakten ikke endrer seg med tettheten av elg, men dette forholdet er fortsatt ikke undersøkt i Skandinavia.

Geografisk variasjon i andre forhold, eksempelvis tilgjengeligheten av alternativ næring, kan også påvirke predasjonstakten. Som tidligere antydte er det høyere hyppighet av hjortevilt (elg og rein) i ekskrementer fra bjørn i nord enn i sør i Skandinavia (Persson et al. 2000) og en tilsvarende trend er antydte for nordlige Russland (referanser i Persson et al. 2000). I hvor stor utstrekning dette reflekterer hjortevilt som bjørnen selv har slått er usikkert, men det antyder at predasjonstakten på elg potensielt kan være vesentlig høyere i nord enn hva som er funnet sør. Flere predasjonsstudier av bjørn og elg (hjortevilt) er derfor nødvendig for å få et bedre perspektiv på forholdene i Skandinavia. Usikkerheten som følger av disse begrensningene bør tas til etterretning ved vurdering av modellberegningene i kapittel 4.

3.3 Gaupe

3.3.1 Bestandsutvikling og nåværende bestandsstatus

Gaupa har en vid utbredelse i Eurasia, men dagens tyngdepunkt for gaupebestanden er Fennoscandia og Øst-Europa. I hele Europa har gaupebestanden variert mye i både antall og utbredelse, hovedsakelig som følge av menneskelig etterstrebelse. Dette er også tilfelle for Skandinavia. Utbredelsen av gaupe ble sterkt redusert utover på 1800-tallet, og rundt 1920-1930 var det bare restbestander igjen i Norge og Sverige. Disse restbestandene befant seg hovedsakelig i sentrale deler av Sverige, samt i Nord-Trøndelag og Hedmark i Norge. I Sverige ble gaupa fredet allerede i 1927. På 1950- og 60-tallet økte gaupebestanden igjen, og arten reetablerte seg igjen i store deler av sitt tidligere utbredelsesområde. I tillegg fikk vi en markant ekspansjon nordover både i Sverige og Norge, også inn i områder der den tidligere ikke har vært registrert (Myrberget 1970, Kvam 1997, Liberg 1997). Etablering av

reproduserende gaupe i Finnmark skjedde trolig så sent som i 1980 (Henriksen & Halvorsen 1994). Fram til midten av 1990-tallet økte bestanden ytterligere, og det er i dag bare Hordaland og Sogn og Fjordane som ikke har kjente forekomster av reproduserende gaupe.

Det har alltid heftet mye usikkerhet til bestandsestimatene for gaupe. Dette skyldes mangel på gode beregningsmåter og et biologisk grunnlagsmateriale som har ført til tolkingsproblemer. Samtidig er storstilte bestandsregistreringer svært dyre og personellkrevende. Med bakgrunn i kjent kunnskap om familiegrupperes vandringslengde og arealbruk, samt andel familiegrupper av totalt antall gauper, ble antallet familiegrupper av gaupe anslått til 63-69 i januar 1996, mens totalbestanden av gaupe i Norge ble anslått til mellom 400 og 500 individer (Brøseth et al. 2003). Siden 1998 er bestanden redusert, hovedsakelig som følge av redusert gaupe tetthet i Midt-Norge og på Østlandet/Sørlandet vest for Oslofjorden (Brøseth et al. 2003). Vinteren 2002 ble den samlede gaupebestanden i Norge estimert til mellom 300 og 350 gauper, inkludert 54-56 familiegrupper (Brøseth et al. 2003). Gaupejakt er hovedgrunnen til nedgangen i bestanden.

3.3.2 Gaupas valg av byttedyr; art, kjønn og alder

Byttedyrvalget til den eurasiske gaupa viser at den som ulv og bjørn er en generalist (**tabell 3.3**), men dietten består i hovedsak av middelstore klauvdyr der disse er tilgjengelige (eks. Jedrzejewski et al. 1993). Reinsdyr (tamrein) dominerer dietten i nord (Pedersen et al. 1999), mens rådyret tar over desto lengre syd man går i Skandinavia (Linnell et al. 1996).

I Bialowieza i østre Polen utgjør rådyret et viktig bytte for gaupe, mens hjort er et vesentlig supplement i kostholdet (Okarma et al. 1997). I Alpene jakter gaupe like mye på gemse som på rådyr (Breitenmoser & Haller 1993; Jobin et al. 2000). I Finland er rådyret en relativ ny art, og hvithale-hjort (innført fra Nord-Amerika på 1930-tallet) er dominerende vest i Finland. Dette gjenspeiles også i gaupas matpreferanser, der hvithale-hjort er et viktig bytte (Pulliainen et al. 1995). Lenger øst i Eurasia kan byttedyr som moskushjort ta over rollen til rådyret. I tillegg er villsvin et viktig byttedyr i enkelte områder. I områder uten større klauvdyr kan gaupa overleve på småvilt (hare, skogsfugl og gnagere inkludert bever, ekorn og murremøys), slik den gjør i østre del av Finland og i nordlige deler av taigabeltet i Sibir.

Data innsamlet i Hedmark av Gaupe og Rådyr prosjektet ved NINA viste at det var et stort utvalg av både storvilt og småvilt i dietten (**tabell 3.4**, Linnell et al. 1996, Renå 1997). Alle tilgjengelige hjortedyr var representert (rådyr, hjort, elg, villrein) sammen med hare, kanin (fra innhegning), sau, geit, rødrev, mink, mår, storfugl, orrfugl, duer, ulike spurvefugl og smågnagere. **Tabell 3.4** gir en oversikt over de enkelte byttedyrs forekomst og biomasse for gauper i Hedmark vinterstid. Diettvalget til gaupene i Hedmark stemmer godt overens med resultatene fra andre studier av den eurasiske gaupa i tilsvarende habitat (Bufka & Cerveny 1996, Nowicki 1997, Sunde & Kvam 1997, Okarma et al. 1997, Jobin et al. 2000).

Tabell 3.3. Fordeling av kjønn og alder (%) av rådyr, hjort og gemse i gaupas diett i forskjellige studier i Europa. N angir antall byttedyr. - Distribution of species, sex and age (% and total, n) in the diet of lynx, as recorded in different european studies.

	Rådyr (Roe deer)				Hjort (Red deer)				Gemse (Chamois)			
	Kalv Fawn	Hann Male	Hunn Female	n	Kalv Fawn	Hann Male	Hunn Female	n	Kalv Kid	Hann Male	Hunn Female	n
Bialowieza P	26	17	57	94	64	0	36	36				
Bohemia	30	15	55	80	100			2				
Swiss Jura	32	30	38	180					29	39	32	40
Hedmark	32	25	43	80								
Oppland	35	35	31	23								
Sweden	47	21	26	19								
Sweden	33	67		80								
Bieszczady					100			11				
Bialowieza B					69	10	21	29				
Slovakia					40	2	58	115				
Austria					72	6	22	18				

Tabell 3.4. Gaupas vinterdiett i østre Hedmark estimert ved analyse av ekskrementer (1995-96, n = 73), og forekomst av kadavre funnet under systematisk intensivpeiling og snøsporing av kjente og ukjente individer (1995-99). - Winter diet of lynx in eastern Hedmark county, Norway, as estimated from scats and systematic search for carcasses (radio-tracking, snow-tracking).

Byttedyrart Species	Ekskrementer (n = 73) Scats		Kadaver (n = 125) Carcasses
	% forekomst % present	% av biomasse % biomass	% forekomst % present
Rådyr (Roe deer)	50.6	72.2	63.2
Elgkalv (Moose calf)	1.3	0.1	0.8
Sau (Sheep)			0.8
Hjortedyr, ukjent (Deer, unknown)	1.3	0.8	
Hare (Hare)	24.7	21.6	16.0
Kanin (Rabbit)			0.8
Rev (Red fox)	3.9	2.2	4.0
Ekorn (Red squirrel)	2.6	0.2	4.1
Mink (Mink)	1.3	0	
Smågnagere (Microtines)	9.1	0.1	6.4
Storfugl (Capercaillie)	1.3	0.1	3.2
Orrfugl (Black grouse)	3.9	1.6	2.4
Hønsefugl (grouse, unspecified)	2.6	0.5	
Fugl, ukjent art (Birds unspecified)	7.8	0.4	1.4
Åte/fallvilt (Carcasses)			1.6

Rådyr er uten tvil gaupas viktigste byttedyr i Hedmark både sommer og vinter. Dette til tross for at rådyret forekommer ved svært lave tettheter (ca 0.3 rådyr/km²) i de midtre og nordre deler av området. Resultatene er i tråd med undersøkelser i Sør-Sverige hvor rådyr ofte utgjør mer enn 80% av fødeinntaket (Glöersen 1996, Liberg & Glöersen 1995, 2000, Liberg 1997). Det er å anta at rådyr også utgjør basisføden til gaupa i andre områder av Norge sør for tamreindistriktene (Birkeland

& Myrberget 1980, Dunker 1988, Sunde & Kvam 1997, Sunde et al. 2000).

For større byttedyr som hjort er det vist at gaupe velger dyr blant de yngste årsklasser og dyr med lavere kondisjon (f.eks. Okarma 1984, Okarma et al. 1997), og at det først og fremst er hanngaupene som dreper eldre dyr (hjordekoller). Det er sannsynlig at et tilsvarende mønster vil gjelde for villrein og

hjord i Norge. I den sammenheng er det også typisk at den eneste elgen funnet drept av gaupe innenfor studieområdet til Gaupe og Rådyrprosjektet var en utmagret kalv tatt vinterstid av en voksne hanngaupe. Det er dog en generell antagelse at elgen, selv ungdyr, utgjør en for stor utfordring til at gaupa har denne som et regelmessig innslag i dietten. I motsetning til for de større byttedyrene, er det for rådyr ingen tegn til seleksjon på kjønn og alder (Karlsen 1997, Okarma et al. 1997). Selv om skadede eller syke dyr med stor sannsynlighet er mer utsatt for predasjon fra gaupe enn friske dyr, ble det heller ikke funnet forskjeller i kroppskondisjon mellom gaupedrepte rådyr og kontrolldyr (Karlsen 1997).

3.3.3 Intraguild predasjon

Et forhold som kan ha stor innvirkning på predasjonstrykket, er direkte eller indirekte interaksjoner mellom ulike rovdyrarter. Det er velkjent at store rovdyr dreper (og i noen tilfeller spiser) mindre rovdyr (Palomaes & Caro 1999, **tabell 3.5**). Enkelte studier antyder at fravær av en topp-predator gir seg utslag i en økning i tetthet av mindre rovdyr, som igjen fører til en nedgang i mange byttedyrbestander (f.eks. Peterson 1995, Crooks & Soulé 1999, Palomares et al. 1995).

Her i Norge vil et tilsvarende forhold kunne eksistere mellom gaupe og mindre rovdyr i forhold til felles byttedyr. Fra forskjellige områder i Europa er det kjent at gaupe regelmessig dreper mindre predatorer slik som rødrev, mår, mårhund, snømus, villkatt, huskatt og hunder. Tilsvarende har man i Skandinavia funnet at både rødrev og mår jevnlig tas av gaupe (Haglund 1966, Linnell et al. 1998, Sunde et al. 1999). Både gaupe og rødrev har dessuten rådyr som byttedyr. I enkelte kulturlandskap kan rødreven ta opptil 50% av rådyrkalvene (Aanes & Andersen 1998). Det er derfor teoretisk mulig at predasjon på rødrev av gaupa oppveier noe av effekten gaupa har på tilveksten i en rådyrbestand, men dette har vi fortsatt begrenset kunnskap om. Gaupas predasjon på rødrev kan også tenkes å gi negative effekter på bestandsutviklingen av gaupe gjennom overføring av skabb fra rødrev til gaupe (Holt & Berg 1990, Schmidt-Posthaus et al. 2002). Innen studieområdet til Gaupe-Rådyr prosjektet ved NINA (Hedmark) er det kjent at 2 radiomerkede og minst 4 umerkede gauper er smittet, og at 5 av disse døde som en naturlig følge av denne sykdommen.

Tabell 3.5. Tilfeller av intra-guild predation av gaupe i Eurasia. Tallene viser antall prosent av dietten som utgjøres av andre predatorer (estimert fra ekskrementer, mageprøver og observasjoner av byttedyr) eller antall tilfeller observert (uthevet skrift). - Cases of intra-guild predation by lynx in Eurasia. Figures are percent of lynx diet consisting of other predators (from scats, stomach contents and recorded prey carcasses) or the number of cases observed (in bold) .

	Rødrev Red fox	Mår Marten	Grevling Badger	Villkatt Wild cat	Huskatt Domestic cat	Hund Dog	Kilde Ref.
Krasnoyarsk			0.5				1
Upper Volga	1	1					2
Karelia					2	5	3
Leningrad	4						3
Novgorod						3	3
Pskov						2	3
Kazakhstan						7	4
Estonia	7						5
Swiss Jura	6	0.2	0.2	0.2	0.2		6
Bialowieza	1					1	7
Oppland	2	2					8
Sweden	8						9
Nord-Trøndelag	(19)						10
E Finland	1				4	1	11
Norway	1						12
Sarek	2						13
Hedmark	(7)	(1)					14

1 Zyryanov 1997, 2 Zheltuhin 1987, 3 Danilov & Rusakov 1979, 4 Gvozdev 1982, 5 Harri Valdmann unpublished, 6 Jobin et al. 2000, 7 Okarma et al. 1997, 8 Dunker 1988, 9 Haglund 1966, 10 Sunde et al. 1999, 11 Pulliainen 1981, 12 Sunde & Kvam 1997, 13 Pedersen et al. 1999, 14 Linnell et al. 1998.

3.3.4 Numerisk respons og tetthet av gaupe

Bestandstilveksten hos gaupe bestemmes hovedsakelig av tilgangen til føde og beskatning gjennom jakt. Gaupa blir relativt tidlig kjønnsmoden (2-3 år) og kan føde 1-4 unger i hvert kull (i snitt 2). En rikelig tilgang til byttedyr gir maksimum reproduksjon og tilvekstrate. Undersøkelser i Finland viste at i områder uten tilgang til hjortevilt, hvor småvilt (spesielt hare) var de viktigste byttedyrene, hadde gaupa atskillig lavere formeringsevne enn i området med tilgang på hvithale-hjort (Pul-liainen et al. 1995). Samtidig viser forskningsresultater fra Polen at formeringsevnen til gaupa i stor grad er avhengig av tilgangen til rådyr (Jedrzejewski et al. 1996). Studier av den nordamerikanske Kanada-gaupen (nært beslektet, men en annen art enn vår gaupe) viser klare sammenhenger mellom byttedyrforekomst og formeringsevne (Quinn & Thompson 1987, O'Donoghue et al. 1997).

Utover fødetilgangen er det først og fremst jakt som påvirker gaupas bestandsutvikling. Reduksjonen har i mange fylker vært et klart forvaltningsmål, hovedsakelig for å få ned tap av lam på beite sommerstid. Gitt den høye dødeligheten av gaupe som følge av jakt i Skandinavia, spesielt i Norge, er det å anta at menneske fremfor mat vil bestemme tettheten av gaupe også i fremtiden.

Tettheten av gaupe i Skandinavia varierer regionalt. I de fleste områdene varierer tettheten fra 3 til 10 gauper per 1000 km², men i enkelt områder kan den nå tettheter på 20 gauper per 1000 km². Variasjonen i tetthet skyldes både variasjon i revirstørrelse og antallet revir som er okkupert av gaupe. Fordi revirstørrelsen er avhengig av byttedyrtilgang (Linnell et al. 2001), vil gaupebestanden potensielt være tettest der byttedyrtettheten er høyest. For eksempel i Bialowieza i Polen, hvor gaupa har meget små revir (ca 150 km²), er det en tetthet på 50-60 gauper per 1000 km². Slike tettheter av gaupe eksisterer ikke i Skandinavia og det vil det mest sannsynlig heller aldri gjøre. I sørlige deler av Skandinavia, der rådyrbestanden er som tettest, er det likevel mulig at tettheten av gaupe kan strekke seg utover 20 gauper per 1000 km².

3.3.5 Gaupas predasjonstakt

Gaupas predasjonstakt på rådyr er anslått i en rekke ulike europeiske studier (**tabell 3.6 + 3.7**). I to av studiene, i Norge og Sverige, gjelder predasjonen kun rådyr, mens det i de øvrige også er involvert gemse (Sveits) og hjort (Polen). I alle studiene har imidlertid rådyr vært det viktigste byttedyret. Det må presiseres at de presenterte data fremkommer etter bruk av ulik metodikk i de forskjellige studieområder. Vi kjenner ikke usikkerheten i estimatene i tetthet av gaupe og byttedyr, og kan således ikke angi sikkerheten i våre beregninger (Breitenmoser & Haller 1993, Okarma et al. 1997, Molinari-Jobin 2002, Andrén & Liberg upubliserte data).

Studieområdene er svært ulike med hensyn til gaupetetthet og byttedyrtetthet. Gaupetettheten varierer med en faktor på 20, fra 3 gauper per 1000 km² i Hedmark til 52 gauper per 1000

km² i Bialowieza i Polen i enkelte år. Tilsvarende varierer byttedyrtetthet med en faktor på 30, fra 0.30 dyr/km² i Hedmark til ca 11 dyr/km² i Sveits og Polen. Dataene indikerer at predasjonstakten på rådyr øker med økende tetthet av byttedyr, men at denne flater ut ved tettheter over 10 dyr per km², til ca 70 dyr per gaupe per år, slik vi ser det i Polen og de to sveitsiske studieområder.

Gaupa spiser fortrinnsvis om natta, og avhengig av kjønn og reproduktiv status (med eller uten unger) bruker gaupa fra 3 til 7 netter til å fortære et rådyr (Øvrum 2000, Sunde et al. 2000). Gaupa kan også redusere andelen av byttet som spises av åtseletere ved å dekke byttet med snø eller vegetasjon. Denne atferden fordrer at den ikke forstyrres ved bytte. I sørøst Norge er det ikke uvanlig at menneskelig aktivitet forstyrrer gaupa ved byttet (for eksempel ved at gaupedrepte rådyr fjernes), noe som medfører at gaupa trekker unna for siden å slå et nytt bytte. Dette øker nødvendigvis predasjonstakten utover hva som vil være naturlig i fravær av menneskelig påvirkning.

Gaupas predasjonstakt er også estimert i to områder der reinsdyr (tamrein) utgjør det viktigste byttedyret. I Sarek i Nord-Sverige, der rein er det eneste aktuelle klauvdyret, og i Midt-Norge, hvor det er både tamrein og rådyr, var predasjonstakten tilnærmet identisk, - ett reinsdyr eller rådyr tatt hver 5 dag (Pedersen et al. 1999, Sunde et al. 2000) eller drøye 70 dyr per gaupe per år. Dessverre har vi ingen mål på byttedyrtetthet fra Sarek, men i Nord-Trøndelag var tettheten ca 3-4 rein eller rådyr per km² (Sunde et al. 2000).

Data på predasjonstakt antyder også at gaupa er en meget effektiv jeger. Det vil si at predasjonstakten er relativt høy selv ved svært lave tettheter av byttedyr. Hedmark er det beste eksempelet på dette. Her var det kun 0.32 rådyr/km², men "gjennomsnittsgaupa" var allikevel i stand til å finne, og slå 28 rådyr per år (**tabell 3.6**). Sammenligner vi med Grimsø i Sverige hvor tettheten av byttedyr var ca 6 dyr/km², ser vi at en 20-dobling i byttedyrtetthet, ikke engang gir en dobling av antall drepte rådyr per gaupe (47 rådyr tatt per gaupe per år, **tabell 3.6** se også **tabell 3.7**).

Et annet forhold som framkom i gaupestudiene i Hedmark var at gaupa har høyest predasjonstakt vinterstid. "Gjennomsnittsgaupa" drepte 11 rådyr sommerstid, og 17 rådyr vinterstid i den 5 årsperioden det ble innsamlet data. Det synes klart at den klumpvise fordelingen av rådyr vinterstid på kjente foringsplasser og i områder med mindre snø øker gaupas sjanse for å ta et rådyr. Samtidig er tilbudet av andre arter antagelig større om sommeren. Denne klumpvise fordelingen av rådyr kan muligens også forklare hvordan gaupa kan være en slik effektiv jeger i områder med lav tetthet av rådyr. Dessverre har vi ingen mål på predasjonstakten på småvilt i samme området, og vi er derfor ikke i stand til å avgjøre i hvilken grad en lav tilgang på rådyr kompenseres for ved å øke predasjonen på alternative byttedyr og/eller ved en mer effektiv utnyttelse av rådyr som er slått.

Tabell 3.6. Predasjonstakt på rådyr, gemse og hjort i områder med ulik gaupe- og byttedyrtetthet. - Lynx kill rate on roe deer (rådyr), chamois (gemse), and red deer (hjort) in areas of different lynx and prey densities.

Studieområde Study area	Periode Period	Byttedyr Prey species	Gaupe/ 1000 km ² Lynx/ 1000 km ²	Byttedyr/ 1000 km ² Prey/ 1000 km ²	Predasjonstakt Kill rate			
					Dager mellom hvert bytte Days between kills			
					Alle All	hanner males	hunner females	
Sveits, Valais	1985-88	Rådyr & gemse	25		5.1			72
Sveits, Jura	1988-97	Rådyr & gemse	11-18	7200-10900	5	5.8	4.8	72
Polen, Bialowieza	1991-96	Rådyr & hjort	30-52	8000-11000	3.8	4.7	8.3	68
Sveits, Alpene	1983-88	Rådyr & Gemse	15		7			52
Sverige, Grimsø	1997-99	Rådyr	14	6000	5.4	6.7	10.1	47
Norge, Hedmark	1995-99	Rådyr	2.6	320	7.8			28
					13.0			

Tabell 3.7. Gaupas predasjonstakt på rådyr i Akershus og Østfold 2000-2002. - Lynx kill rate on roe deer in Akershus and Østfold county, Norway, in the periode 2000-2002.

Kategori Age and sex	Sesong Season	Antall n	Døgn peilet Days followed	Rådyr drept Number of roe deer killed	Dager mellom hvert rådyr Days between kills
Voksen hann (Adult male)	vinter	3	153	16	9.6
Voksen hann (Adult male)	sommer	5	171	17	10.0
Voksen hunn (Adult female)	vinter	3	33	4	8.3
Voksen hunn (Adult female)	sommer	3	60	4	15.0
Hunn m unger (Female with kittens)	vinter	1	117	20	5.9
Hunn m unger (Female with kittens)	sommer	2	127	16	7.9

3.3.6 Gaupas effekt på byttedyrbestandene

Som det framgår av **tabell 3.8**, med data fra forskjellige studieområder, blir mellom 6 og 36% av rådyrbestanden tatt av gaupe per år. Mest bemerkelsesverdig er det høye predasjonstrykket i Bialowieza, hvor mellom 21-36% av bestanden blir drept av gaupe. Dette utgjør mellom 52 og 85% av netto tilvekst (Okarma et al. 1997). Det er i hovedsak to årsaker til det høye predasjonstrykket i Bialowieza. Studieområdet er et relativt begrenset (ca 580 km²) skogsområde, omringet av åkerlandskap (med unntak av grensen mot Hviterussland, hvor det finnes 3-4 meter høye gjerder som gaupa forserer), noe som gir en lokalt høy tetthet av gaupe, og påfølgende intensivt predasjonstrykk. En annen viktig årsak er at nærmere 50% av gaupas kadavre utnyttes av villsvin (Okarma et al. 1997). Dette medfører at gaupa må oppgi sitt bytte, og starte

søk etter nytt bytte. I Norge kan det tenkes at ulven, i områder hvor det finnes gaupe, kan utnytte gaupas kadavre på samme måte.

Innen studieområdet til Gaupe og Rådyrprosjektet ved NINA, i Hedmark, ser vi at gaupe tar ut ca 23% av bestanden hvert år (basert på en vintertetthet på 0.32 rådyr per km²). Dette er selvfølgelig et ikke ubetydelig predasjonstrykk, men vi må se dette i sammenheng med den lave tettheten av rådyr. Ved å opprettholde den samme gaupetetthet som i Hedmark vil gaupa i en rådyrbestand med ca 1 rådyr per km² ta ut ca 7-8% av bestanden, slik vi finner det i deler av Sveits.

Tabell 3.8. Predasjonstrykk på rådyr, gemse og hjort i områder med ulik tetthet av gaupe og byttedyr. - Proportion (%) roe deer (roe deer), chamois (gemse) and red deer (hjort) killed by lynx (predation rate) in areas with different density of lynx and prey.

Studieområde Study area	Periode Period	Byttedyr Prey	Gaupe/ 1000km ² Lynx/1000 km ²	Byttedyr/ 1000km ² Prey/1000 km ²	Byttedyr/Gaupe Prey/lynx	Predasjonstrykk (% av populasjonen) Predation rate, %
Sveits, Alpene	1983-88	Rådyr	15			6-9
Sveits, Jura	1988-97	Rådyr	11-18	6000-9000	517	10-14
Sverige, Grimsø	1997-99	Rådyr	14	6000	430	13
Norge, Hedmark	1995-96	Rådyr	2.6	320	123	23
Polen, Bialowieza	1991-92	Rådyr	51	8200	160	21
Polen, Bialowieza	1992-93	Rådyr	49	7020	143	26
Polen, Bialowieza	1993-94	Rådyr	52	5010	96	36
Polen, Bialowieza	1995-96	Rådyr	30	5170	172	21
Sveits, Alpene	1983-88	Gemse	15			2-3
Sveits, Jura	1988-97	Gemse	11-18	1200-1900	107	9-15
Polen, Bialowieza	1991-92	Hjort	51	8580	168	8
Polen, Bialowieza	1992-93	Hjort	49	5810	119	12
Polen, Bialowieza	1993-94	Hjort	52	5140	99	13

¹Predasjonstrykk i Polen er beregnet som predasjon som prosent av sommertetthet av hhv. rådyr og hjort

Undersøkelsene i Hedmark antyder at gaupa utnytter rådyr selv i tett befolkede områder. Rådyret har derfor ingen refugier som kan virke stabiliserende på bestanden. Av alle rådyr radiomerket i Hedmark stod gaupa for det største tapet, i overkant av 30%. Til sammenligning ble 15% av de radiomerkede dyrene skutt under jakt, mens 13% av de radiomerkede kalvene ble drept av rødrev om sommeren.

Et annet fenomen som var typisk for rådyr i Hedmark var at en stor andel av årringsrådyrene vandrer ut til nye områder, hvilket i stor grad påvirke vekstpotensialet i rådyrbestanden lokalt. Spredningsavstander på over 100 km var ikke uvanlige. Jo lavere bestandstettheten var, jo større andel av bestanden vandrer ut og etablerte egne leveområder langt fra sitt oppvekstområde (Wahlström & Liberg 1995a,b, Linnell et al. 1996, 1998, Linnell, Odden, Andersen upubliserte data). Dette betyr at gaupa også indirekte kan påvirke veksthastigheten i en rådyrbestand ved at den holder bestanden nede på et nivå som gir en høy andel utvandrede dyr. Den høye predasjonen kombinert med stor utvandring medførte at avgangen av dyr var større enn antallet rådyr født innen studieområdet i Hedmark. Rådyrbestanden i de sentrale deler av studieområde ble derfor opprettholdt som følge av innvandring av rådyr fra andre områder. I områder med lav tetthet av rådyr er det sannsynlig at gaupa under gitte forhold (dvs. uten innvandring av dyr) kan utrydde små lokale bestander.

I tillegg til å ha et høyt predasjonstrykk på rådyr, kan gaupa også innvirke på bestander av hjort og rein. Så langt har det vært liten overlapp mellom gaupe og hjort i Norge, men det er kjent at gaupe predatorer på hjort i Hedmark. Tilsvarende fant

man i Polen at mellom 8 og 13% av hjortebestanden ble drept av gaupe i Bialowieza.

Predasjon på rein er i Skandinavia først og fremst dokumentert i tamreinområdene (Pedersen et al. 1999, Sunde et al. 2000). Enkelte observasjoner av gaupe som har slått villrein er også dokumentert i Sør-Norge, hovedsakelig i områder der villrein til tider trekker ned i skogsområder (Linnell, Odden, Andersen upubliserte data). Gaupa synes imidlertid å unngå åpne områder, hvilket innebærer at overlappen i leveområde mellom villrein og gaupe vil være høyst begrenset.

4 Forventet effekt av ulv, bjørn og gaupe på norsk hjortevilt

Med bakgrunn i materialet over har vi i dette avsnittet gjort noen enkle beregninger av forventet effekt av ulv, bjørn og gaupe på hjorteviltet i Norge i dag og i framtiden. Vi har i utgangspunktet forholdt oss til fordelingen av rovvilt slik den fortøner seg i dag, men også simulert effektene ved andre tettheter av rovdyr og delvis utenfor de områdene der disse artene opptrer i dag. Vi har fortrinnsvis forholdt oss til forholdene i det østlige Norge fordi det største antallet aktuelle rovdyr befinner seg der. Dette vil mest sannsynlig også være tilfelle i fremtiden ettersom disse bestandene grenser opp mot, og påvirkes av, tilsvarende bestander på svensk side. I Nord-Norge og deler av Trøndelag vil en stor del av byttedyrpotensialet utgjøres av tamrein som i forvaltningssammenheng skiller seg klart fra ville hjortedyr og av den grunn ikke behandles her. Dessuten tror vi ikke ulven i overskuelig framtid vil bli tillatt å etablere seg i tamreindistriktene. Vi anser det også usannsynlig at større antall bjørn, ulv eller gaupe vil bli tillatt å etablere seg på Vestlandet, men finner det likevel interessant å studere hva som kan bli den lokale effekten hvis et mindre antall av de aktuelle rovdirene etablerer seg der eller om hjorten fortsetter å ekspandere i utbredelse og antall på Østlandet.

4.1 Dagens bestandtetthet og tilvekstrater for hjortevilt i Norge

Som påpekt innledningsvis vil effekten av et gitt antall rovdyr være avhengig av byttedyrbestandens produktivitet og tetthet. I dette avsnittet gir vi en grov oversikt over fordeling (**figur 4.1-4.2**), relativ tetthet (**figur 4.3-4.5**) og netto tilvekstrate (**figur 4.6, tabell 4.2**) for de aktuelle hjorteviltartene i Norge. Både fordeling og tetthet er basert på avskytingstall, mens netto tilvekstrate er basert på diverse overvåkningsdata og rater oppgitt i litteraturen. Ved beregning av tetthet for de skoglevende hjorteviltartene (rådyr, hjort og elg) har vi benyttet avskytingsdata kombinert med data på netto tilvekstrate for de respektive artene (se under), samt tellende jaktareal for hjort og elg innenfor hvert enkelt fylke (se Appendix 1 for beregning).

De respektive hjorteviltartene fordeler seg noe forskjellig i Norge (**figur 4.1**). Hjorten opptrer hovedsakelig på Vestlandet og i deler av Trøndelag og med de høyeste tetthetene i ytre strøk (**figur 4.4**). Øst og sør for vannskillet er tettheten vesentlig lavere (**figur 4.4**), noe som avspeiles i en betraktelig lavere avskyting (**figur 4.1**). På Østlandet, Sørlandet og indre deler av Trøndelag er elgen og rådyret det dominerende hjorteviltet, mens elgen blir enerådene i Nord-Norge (**figur 4.1**). Felles for begge artene er at tettheten er høyest i de lavereliggende kommunene ut mot kysten hvor vekstsesonen er lenger og næringstilbudet generelt sett høyere (**figur 4.1, 4.3, 4.5**). Dette er mer utpreget for rådyret enn for elgen, delvis som følge av rådyrets lavere toleranse for snø. Villreinen eksisterer nesten

utelukkende i fjelltraktene i Sør-Norge og fordeler seg på 23 forskjellige bestander som er mer eller mindre uten kontakt (**figur 4.2, tabell 4.1**).

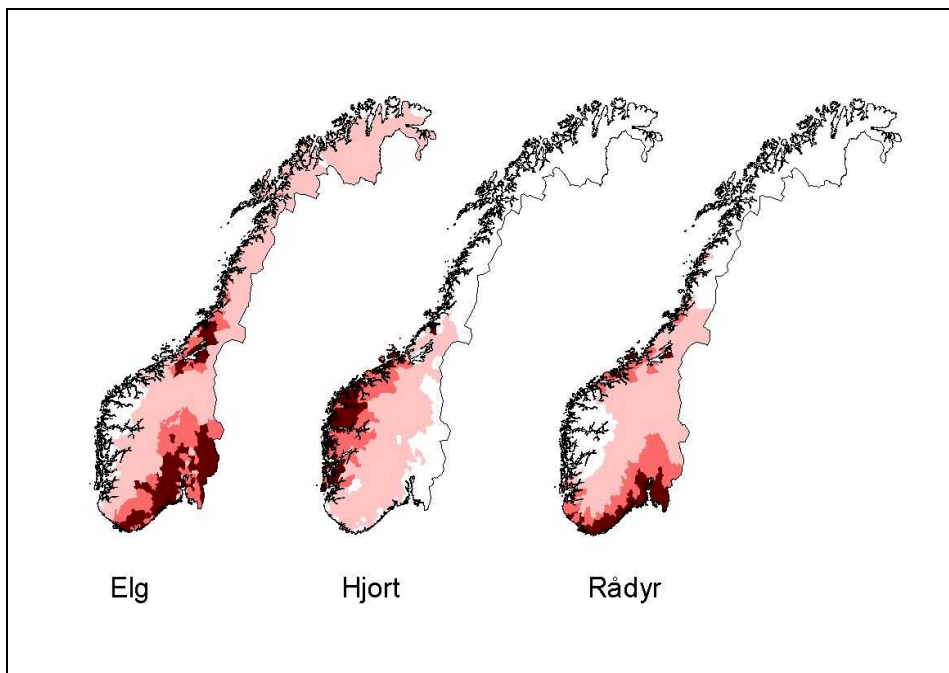
Tilvekstraten i hjorteviltbestandene varierer med art, habitatkvalitet og delvis med bestandstetthet (tetthetsavhengig næringsbegrensning). I tillegg har varierende kjønnsrate blant voksne individer en stor innvirkning på tilvekstraten. Høy avskyting av eldre hannedyr i forhold til hunndyr gjennom en årrekke har dreid kjønnsraten mot en høy andel produktive hunndyr innen alle norske hjorteviltbestander med den følge at tilvekstraten (% økning av vinterbestand før jakt) har økt. Det er sannsynlig at en tilsvarende forvaltningspraksis også vil gjelde i fremtiden med den følge at tilvekstraten vil forbli relativt høy sammenlignet med mer kjønnsbalanserte bestander.

I modellberegningene har vi forholdt oss til forskjellig tetthet og tilvekstrate innen samme hjorteviltart for å simulere varierende næringstilbud og bestandsstruktur (**tabell 4.2**). For elg har vi benyttet tilvekstrater på 30, 40 og 50% økning per år, noe som avspeiler variasjonsbredden for netto tilvekstrate i norske elgbestander (**figur 4.3**). Netto tilvekstrate er beregnet ved å benyttet 'Sett-elg' data innsamlet av jegerne under jakta, samt en antatt årlig naturlig dødelighetsrate (utenom predasjon) på kalv og eldre fra høst til høst på 5% (se Appendix 2 for utregning, samt Sæther et al. 1996 og Stubbsjøen et al. 2000 for estimat på naturlig dødelighet i norske elgbestander). Som det fremgår av **figur 4.6** så ligger netto tilvekstrate i de fleste norske kommuner mellom 35 og 45%, mens kun et fåtall kommuner har tilvekstrater opp mot 50%.

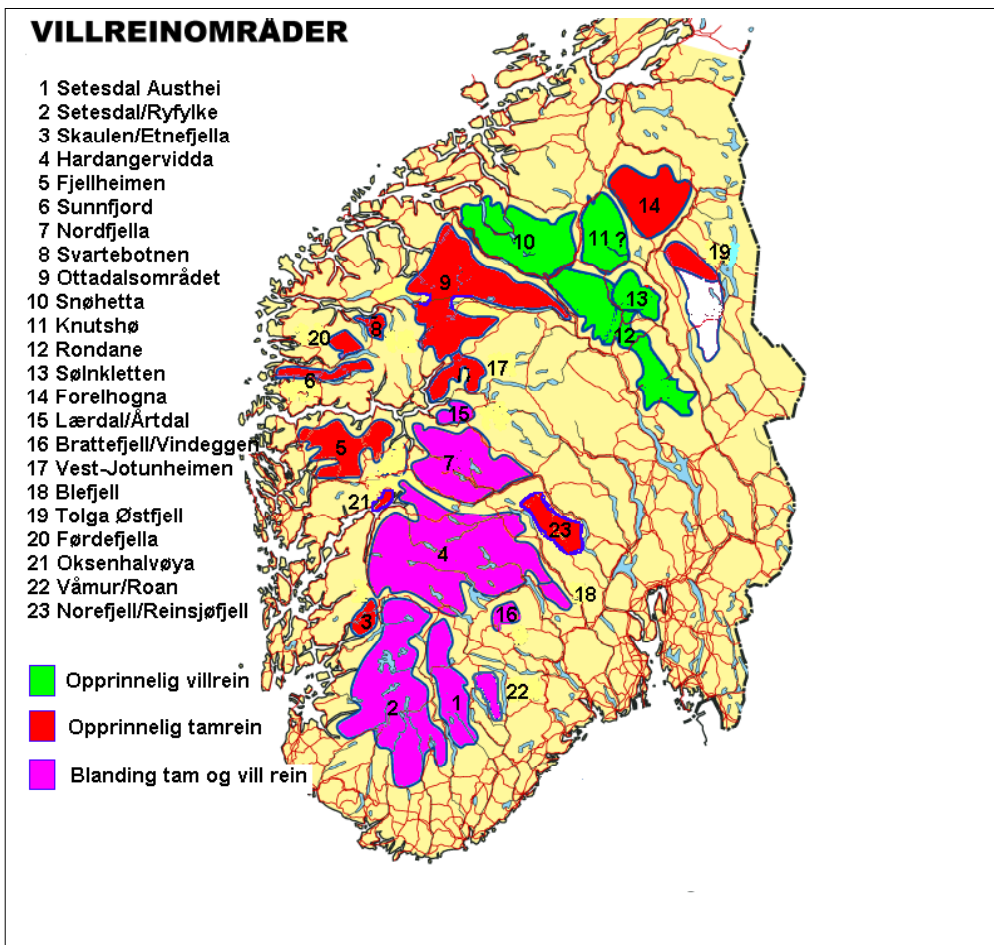
For rådyr benytter vi tilvekstrater på 10-30%. Disse ratene er basert på diverse undersøkelser av rådyrets bestandsdynamikk i Skandinavia og avspeiler varierende habitatkvalitet med hensyn til næringstilbud og snøforhold (Cederlund & Liberg 1995, Andrén et al. 1999). Ratene inkluderer dødelighet som følge av predasjon fra rødrev, men ikke fra andre rovdyr. De laveste ratene vil antagelig gjelde for høyereliggende innlandsområder, mens høye rater er forventet i mer produktive og snøfattige kystnære områder i Sør-Norge og Midt-Norge. På øyer uten rødrev kan tilvekstraten potensielt være vesentlig høyere (> 40%, Anderesen & Linnell 2000), men disse områdene er av liten betydning i denne sammenheng. Tidligere, da reveskabb holdt tettheten av rev på et lavt nivå i Skandinavia, ble det også observert høyere tilvekstrate av rådyr i mange områder (Lindström et al. 1994, Cederlund & Liberg 1995). Tilbakegangen i reveskabbepidemien har imidlertid medført at tettheten av rev nå tilbake til før-epidemivå de fleste steder.

Figur 4.1. Variasjon i gjennomsnittlig antall elg og hjort skutt per 10 km² tellende jaktareal i perioden 1999-2001, og gjennomsnittlig antall rådyr skutt per 10 km² total areal innen forskjellige kommuner i perioden 1998-2000.

Gradering er delt i fire. Hvitt = ikke åpnet jakt, lysegrå = elg (< 1.5), hjort (< 3.2), rådyr (< 0.75), mellomgrå = elg (1.5-3), hjort (3.2-9.6), rådyr (0.75-3.5), mørkegrå = elg (> 3), hjort (>9.6), rådyr (> 3.5). - Variation in the annual mean number of moose (elg) and red deer (hjort) harvested per 10 km² forest and bogs in the period 1999-2001, and annual mean number of roe deer (rådyr) harvested per 10 km² total area within different Norwegian municipalities in the period 1998-2000. The harvest per 10 km² range from; White = no hunting, light grey = moose (< 1.5), red deer (< 3.2), roe deer (< 0.75), grey = moose (1.5-3), red deer (3.2-9.6), roe deer (0.75-3.5), dark grey = moose (> 3), red deer (>9.6), roe deer (> 3.5).

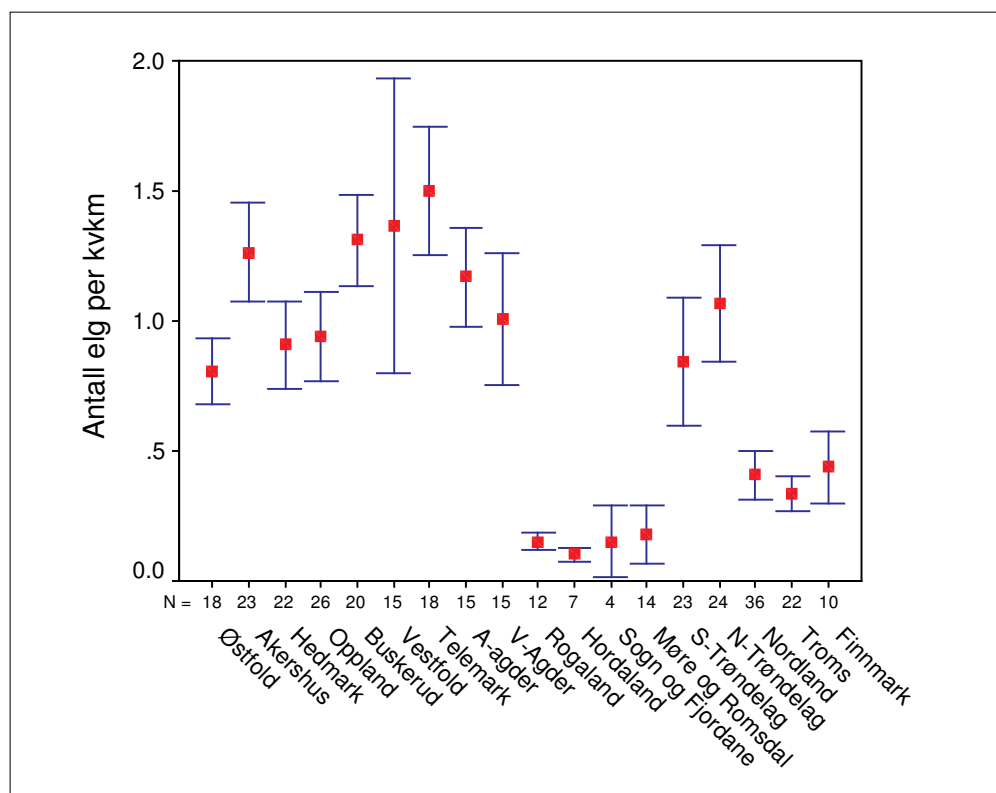


Figur 4.2. Villreinområder i Norge. - Distribution of the 23 different wild reindeer herds in Norway



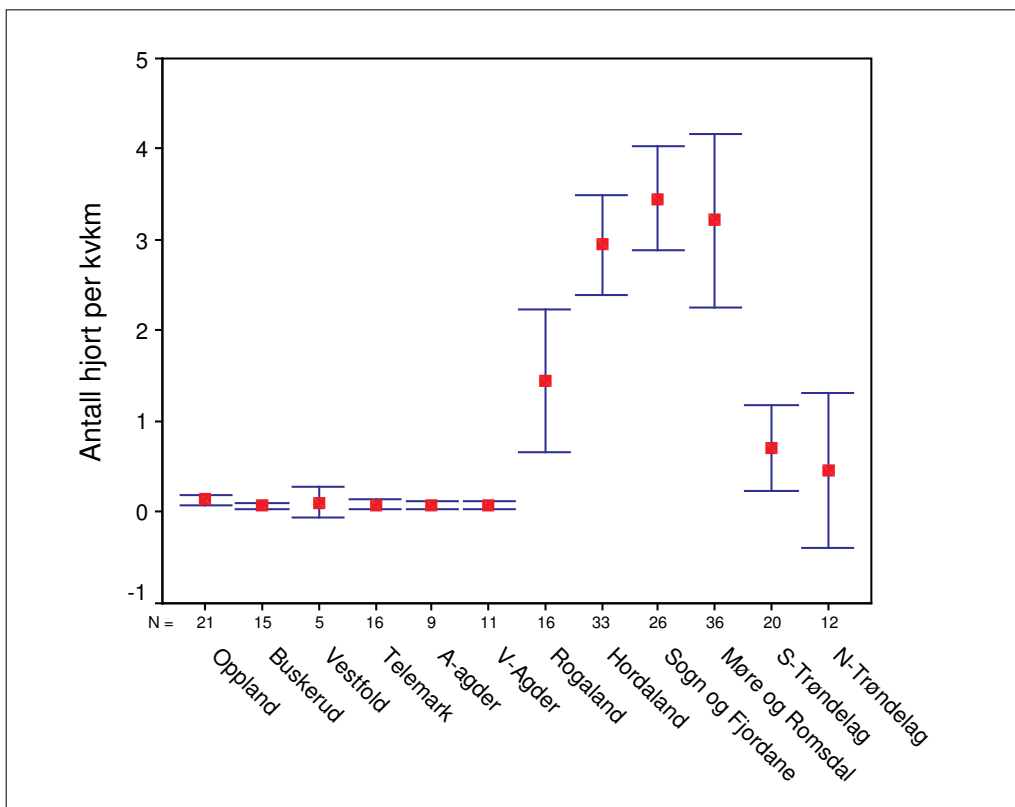
Tabell 4.1. Oversikt over areal, antall rein og tilvekstrater i forskjellige norske villreinområder. SU = simler og ungdyr. Se **figur 4.2** for beliggenhet. - Distribution area, population size and growth rate of different wild reindeer herds in Norway.

Navn Name	Areal Area (km ²)	Kalver per 100 SU Calves per cow	Ca antall vinter Winter population size	Ca årlig tilvekst Population growth rate
Setesdal Austhei	2 400		750	
Setesdal Ryfylke (1984- 2000)	5 495	35	3000	19%
Skaulen /Etnefjell	430		170-180	
Hardangervidda (1979- 2002)	8 136	43	9000	25%
Fjellheimen	1 954			
Sunnfjord	700		150-170	
Nordfjella (1983- 2000)	2 883	51	2500	28%
Svartebotn	99		50	
Ottadalen N (1990-2000)	3 245	50	2200	26%
Ottadalen S	1 510		800	
Snøhetta (1975-2001)	3 345	42	2000	20%
Knutshø	1 776	56	1500	27%
Rondane Nord (1990-2001)	1 214	43	1500	30%
Rondane Sør (1990-2001)	2 139	55	3300	29%
Sølenkletten	1 330		700	
Forelhogna (1981-2000)	1 769	61	1800	32%
Brattefjell Vindeggen	337		400-500	
Vest Jotunheimen	987		300	
Blefjell	187		150	
Tolga Østfjell	453		700-1000	
Førdefjella	333		Max 70	
Oksenhalvøya	80		30	
Norefjell/Reinsjøfjell	307		250	
Totalt / Gjennomsnitt / Total / Average	41 109	48	Ca 32 000	26%

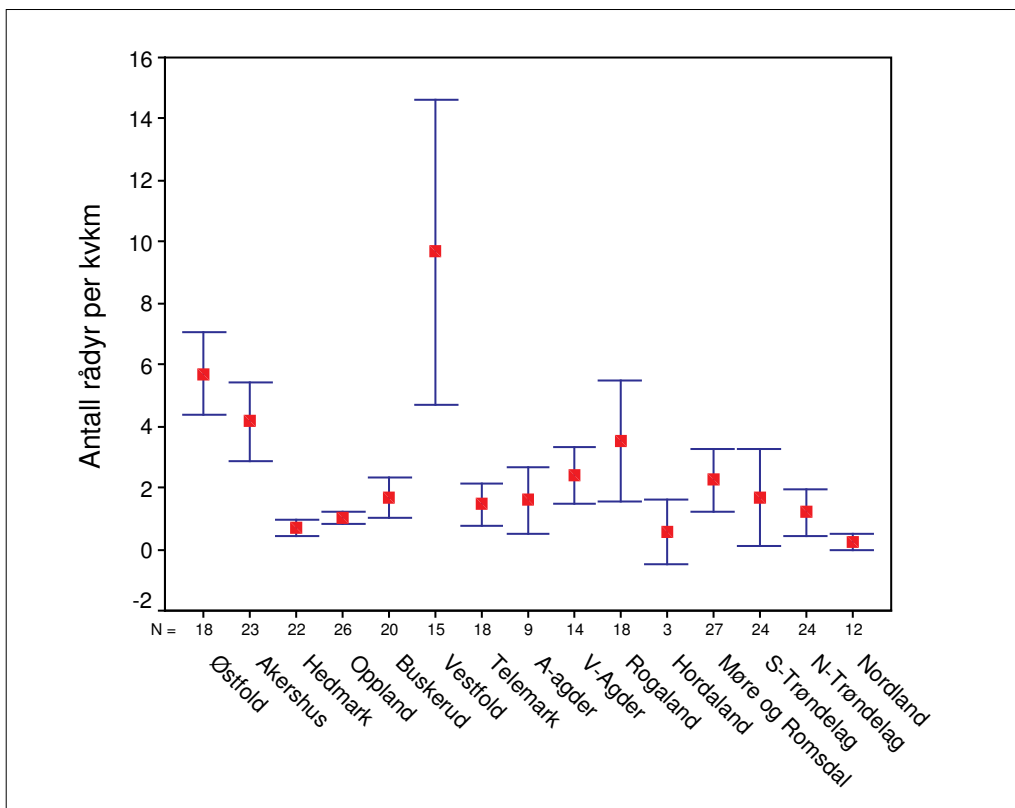


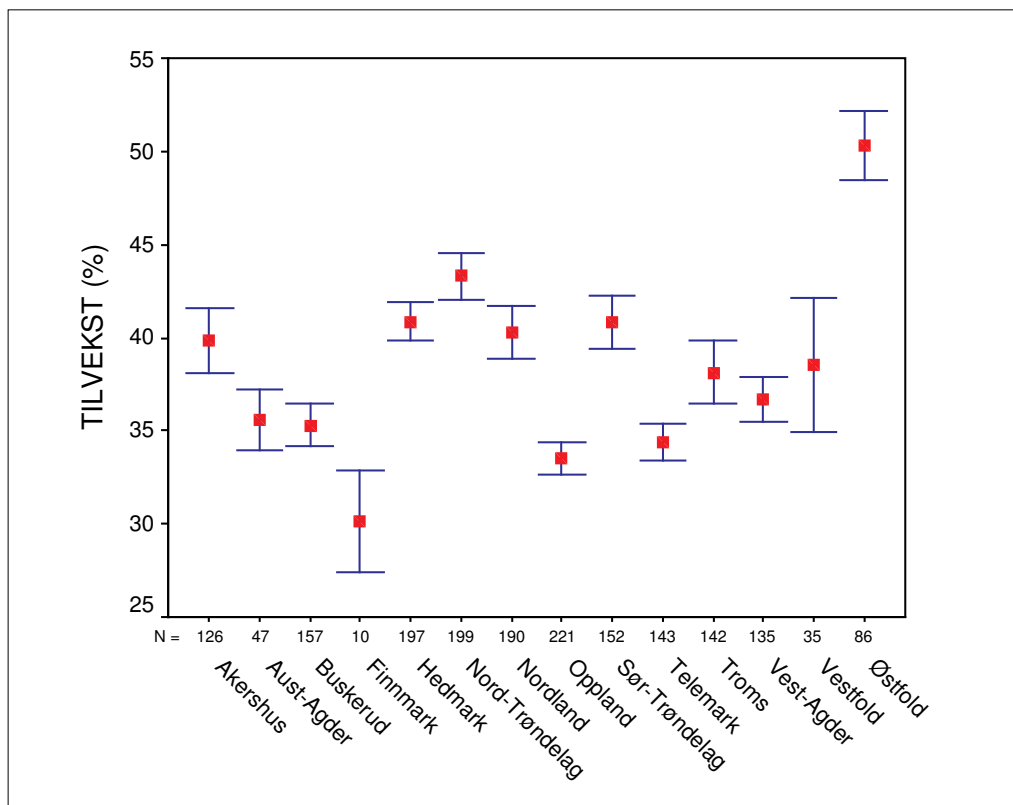
Figur 4.3. Gjennomsnittlig antall elg per km² (95% CI) tellende jaktareal i norske kommuner i perioden 1999-2001 fordelt på fylke. Tettheten er beregnet som beskrevet i Appendix 1. - Mean number of moose per km² (95% CI) of forest and bog in Norwegian municipalities within each county for the period 1999-2001. N refer to the number of municipalities.

Figur 4.4. Gjennomsnittlig antall hjort per km² (95% CI) tellende jaktareal i norske kommuner i perioden 1999-2001 fordelt på fylke. Tettheten er beregnet som beskrevet i Appendix 1. - Mean number of red deer per km² (95% CI) of forest and bog in Norwegian municipalities within each county for the period 1999-2001. N refer to the number of municipalities.



Figur 4.5. Gjennomsnittlig antall rådyr per km² (95% CI) tellende jaktareal for hjort og elg i norske kommuner i perioden 1996-2000 fordelt på fylke. Tettheten er beregnet som beskrevet i Appendix 1. - Mean number of roe deer per km² (95% CI) of forest and bog in Norwegian municipalities within each county for the period 1996-2000. N refer to the number of municipalities.





Figur 4.6. Gjenomsnittlig netto tilvekstrate (95% CI) i prosent for elgbestander i norske kommuner og år fordelt på fylke. Ratene er basert på antall, kjønn og alder av elg observert av jegerne under jakta (Sett elg) for hele eller deler av perioden 1990-1999. Se Appendix 2 for beregning. - Mean population growth rate (95% CI) in percent (excluding harvesting) of moose in different Norwegian municipalities and years within each county for the period 1990-1999

Tilvekstraten i norske villreinbestander varierer mye mellom områder og år. Dette er delvis som følge av variasjon i kroppskondisjon og fruktbarhet, men også som følge av varierende andel bukk i bestandene. Høyeste tilvekstrate finnes i nordøst, mens de laveste og mest varierende opptrer i sørvest (**tabell 4.1**). I gjennomsnitt er netto tilvekstrate i norske villreinbestander omkring 26% (**tabell 4.1**).

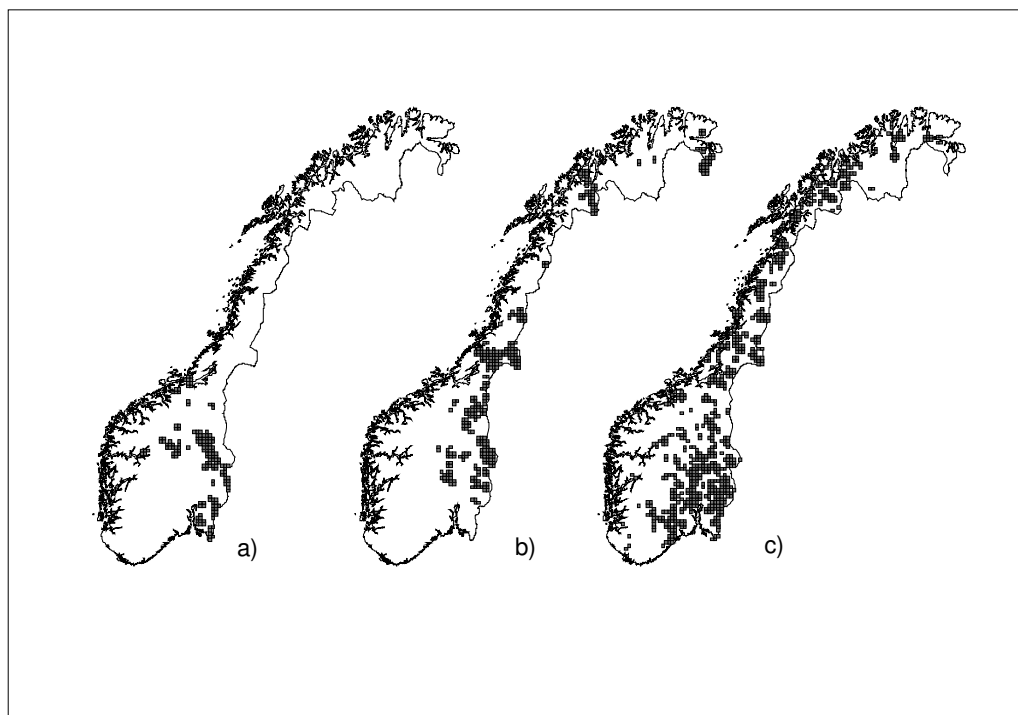
Lite data er tilgjengelig for tilvekstrater i norske hjortebestander, men noe kan utledes med bakgrunn i hjortens biologi- og avskytningsstall. Hjorten produserer som villreinen kun en kalv, noe som gjør den mindre produktiv enn elg og til dels rådyr. Høy avskytning av bukk kontra koller i de fleste områder har dog medført at en stor andel av hjortebestanden består av reproduktive koller (hinder), i det minste på Vestlandet (E. Meisingset pers. medd.). Informasjon om hjortens kjønnsstruktur og rekrutteringsrate er fortsatt mangelfull, men på bakgrunn av fragmentariske data er andelen kalv i starten av jakta anslått til mellom 24 og 32% (E. Meisingset pers. medd.). Den høyeste tilveksten finner vi på Nordvestlandet der kjønnsraten er noe skjevere enn på Sørvestlandet der tilvekstraten følgelig er lavere (E. Meisingset pers. medd.). Om vi antar at dødeligheten utenom jakt og predasjon fra store rovdyr i gjennomsnitt er 7% (se Loison & Langvatn 1998 for data på dødelighet hos hjort) og benytter beregningsmetoden som for elg (Appendiks 2), antyder dette en årlig netto tilvekst i hjortebestanden på 22-37%.

4.2 Bestandstetthet og predasjonstakt for store rovdyr

Dagens næringssituasjon for ulv, bjørn og gaupe i Norge må betraktes som meget god. Dessuten synes alle de aktuelle artene å være robuste med hensyn til menneskelig infrastruktur og aktivitet (eks. Fritts et al. 1994, Mech 1995, Linnell et al. 2001) med den følge at de potensielt kan overleve og reproducere i relativt høyt antall innen det aller meste av utmarksarealer i Norge. Dagens situasjon er dog noe annerledes ettersom den største andelen av store rovdyr (delvis med unntak av gaupe) befinner seg i de østlige delene av landet med hovedutbredelse langs riksgrensa mot Sverige, Finland og Russland (**figur 4.7**).

I beregningene har vi forholdt oss til et relativt begrenset antall og tetthet av bjørn og ulv, men noe høyere antall og tetthet av gaupe. For effekten av bjørn har vi simulert effekten ved en meget lav (1 per 1000 km²), middels (7 per 1000 km²) og høy (15 per 1000 km²) tetthet (**tabell 4.2**). Lav tetthet tilsvarer omtrent den gjennomsnittlige bjørnetettheten innenfor de fleste av dagens kjerneområde for bjørn i Norge, mens høy tetthet er noe under den høyeste tettheten vi finner i Sverige. Middels tetthet er kanskje noe høyere enn tettheten av bjørn vi finner i Pasvik.

Figur 4.7. Fordeling av a) ulv, b) bjørn og c) gaupe i Norge i 2001, basert på spor og spor-tegn, synsobservasjoner, skade på bufe og tamrein, døde individ og registrering av familiegrupper. Data fra Brøseth 2002. - Distribution of a) wolves, b) bears, and c) lynx in Norway in 2001. From Brøseth 2002.



Predasjonstakten er holdt uendret på 3 elgkalv og 0.5 voksen elg per voksen bjørn per år. Predasjonstakten på voksen elg er høyere enn hva som er funnet i Sverige (0.37), men tar høyde for en mulig høyere predasjonstakt på voksen elg av hannbjørner (som utgjør hovedandelen av bjørn i Norge) i forhold til binner, samt det faktum at elg i Norge er relativt uerfaren med hensyn til predasjon fra bjørn. Predasjonstakten på annet hjortevilt er vist i **tabell 4.2**.

For gaupe har vi simulert effekten ved 3, 10 og 20 gauper per 1000 km². Dette representerer tilnærmet gaupetettheten vi finner i Hedmark (3) og Nord-Trøndelag på midten av 90-tallet (10). En tetthet på 20 gauper per 1000 km² er så langt ikke registrert i Norge, men antyder et potensielt scenario der gaupebestanden får vokse uhindret innefor de mest produktive områdene på Østlandet og Trøndelag.

Fordi både tettheten av gaupe og predasjonstakten på rådyr varierer med tettheten av rådyr økte vi predasjonstakten i modellen med tettheten av rådyr lineært fra 30 rådyr per gaupe per år ved lav rådyrtetthet (under 0.3 rådyr per km²) til 70 rådyr per gaupe per år ved høy tetthet (over 10 rådyr per km²). Med hensyn til ulv har vi kun simulert effekten av predasjon innenfor revir. Enkeltulv som er på vandring eller som har slått seg til ro i et området for en periode vil også innvirke på de lokale hjorteviltbestandene, men vi anser denne effekten som liten sammenlignet med den samlede predasjonen innefor ulvrevir. Vi har i denne sammenhengen forholdt oss til tre forskjellige revirstørrelser, basert på erfaringene fra Sverige (Johansson 2002), små (500 km²), gjennomsnittlige (1000 km²) og store (2000 km², se **figur 4.8**). Vi benyttet en predasjonstakt på henholdsvis 50 elg (lav), 75 elg (gjennomsnittlig) og 100 elg (høy) per ulvflokk per år. Vi har valgt å bruke elg slått per *ulvflokk* framfor elg slått per *ulv* som følge av erfaringene fra Sverige der antallet elg slått innefor ulvrevir synes

å være lite avhengig av flokkstørrelsen (Sand et al. 2002). For de andre hjorteviltartene har vi benyttet antall individ slått per ulv per år og en gjennomsnittlig flokkstørrelse på 6 ulv per revir (**tabell 4.2**).

4.3 Lokale effekter av ulv ved varierende bestandstetthet av elg og rådyr

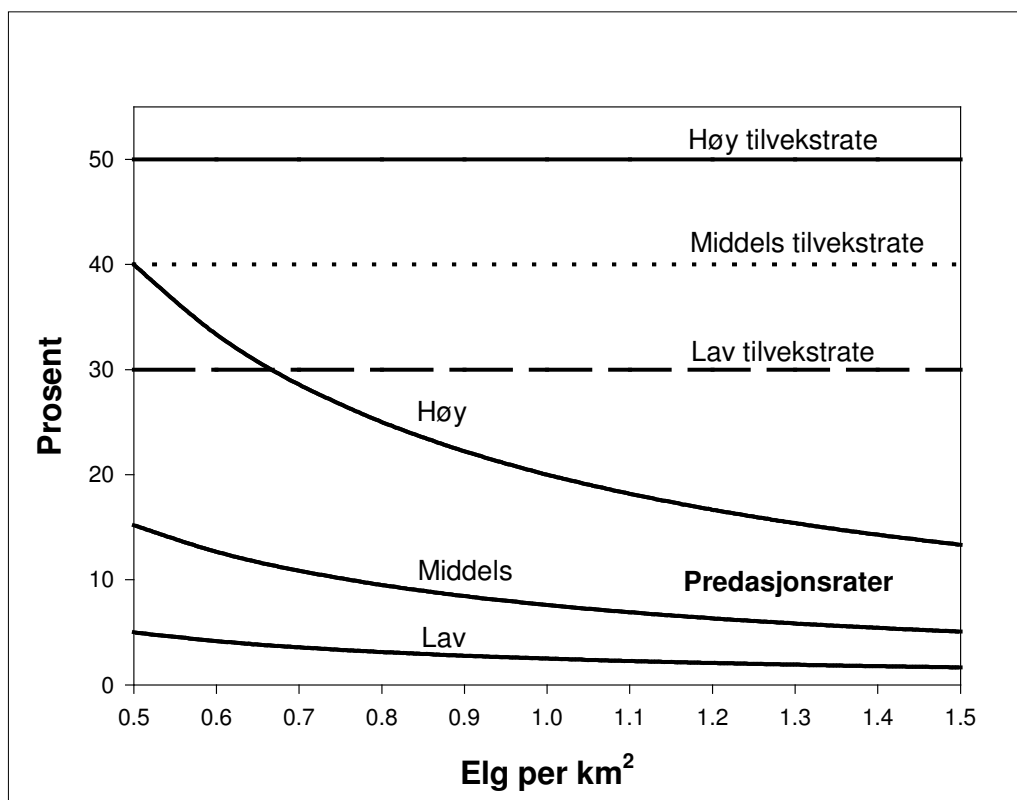
Innenfor ulvrevir i østnorske innlandsstrøk hvor elgen er ulvens dominerende byttedyr forventer vi at ulvens predasjonsrate vil variere med elgens tetthet og tilvekstrate, samt ulvens revirstørrelse og predasjonstakt (**figur 4.8**). Lavest effekt på elgstammen vil ulven ha i områder med tette og produktive bestander slik som i lavlandet på Østlandet. Som det fremgår av **figur 4.8** så vil den gjennomsnittlige predasjonsraten være under 10% i tette elgbestander (1.5 elg per km²), og om vi samtidig antar at elgens netto tilvekstrate i samme område er høy (eks. deler av Østfold), vil ulvens predasjon utgjøre mindre enn 20% av tilveksten. Ved eventuell mindre revirstørrelse og høyere predasjonstakt kan likevel andelen av tilveksten som tas av ulv overskride 30%.

Den største effekten på elgbestanden forventer vi i områder med lav tetthet av elg med lav tilvekstrate (**figur 4.8**). Med bakgrunn i fellingsstatistikken for elg tilsvarer dette tettheten vi finner i høyereliggende områder på Østlandet (**figur 4.1**). I slike områder kan i verste fall ulven ta mer enn tilveksten hvis elgens tilvekstrate i området er lav, og predasjonsraten er høy (**figur 4.8**). På grunn av den høye andelen reproduserende kyr i alle norske elgbestander er det dog kun et begrenset antall bestander som har så lav tilvekstrate som 30% (**figur 4.6**) og dessuten er ulvens revir ofte vesentlig større enn 500 km² (Johansson 2002).

Tabell 4.2. Oversikt over parametre og parameterverdier brukt i beregningene i **figur 4.8-4.13** og kap. 4.9. - Parameters and parameter values used in the simulation models (**figure 4.8-4.13**) and in the calculations in chapter 4.9.

Art Species	Parameter Parameter	Antatt parameterverdi Parameter value
Ul	Predasjonstakt, elg Kill rate, moose	50–100 elg per ulveflokk per år 50–100 moose per wolf pack per year
Wolf	Predasjonstakt, rådyr Kill rate, roe deer	50 rådyr per ulv per år (ved 70 % rådyr i dietten) 50 roe deer per wolf per year (70 % roe deer in the diet)
	Predasjonstakt, hjort Kill rate, red deer	30–40 hjort per ulv per år 30–40 red deer per wolf per year
	Revirstørrelse, elg-områder Territory size, moose areas	500-2000 km ²
	Revirstørrelse, hjort-områder Territory size, red deer areas	500-1000 km ²
	Byttedyrvalg, elg Selectivity, moose	Ca 70 % kalv 70 % calves
	Gjennomsnittlig flokkstørrelse Average pack size	6 individer
Bjørn	Bestandstetthet Density, adult bears	1-15 voksen bjørn per 1000 km ²
Bear	Predasjonstakt elgkalv Kill rate, moose calves	3 per voksen bjørn per år 3 per adult bear per year
	Predasjonstakt voksen elg Kill rate, adult moose	0.5 per voksen bjørn per år 0.5 per adult bear per year
Gaupe	Bestandstetthet Density	3–20 gauper per 1000 km ²
Lynx	Predasjonstakt rådyr Kill rate, roe deer	30–70 rådyr per voksen gaupe per år 30 – 70 roe deer per adult lynx per year
Elg	Bestandstetthet (vinter) Density, winter	0.5-1.5 elg per km ²
Moose	Netto tilvekstrate Annual population increment	30-50 %
Rådyr	Bestandstetthet (vinter) Density, winter	0.5–10 rådyr per km ²
Roe deer	Netto tilvekstrate Annual population increment	10–30 %
Hjort	Bestandstetthet (vinter) Density, winter	1–4.5 hjort per km ²
Red deer	Netto tilvekstrate Annual population increment	22-37 %

Figur 4.8. Forventet antall prosent av elgens vinterbestand som tas av ulv hvert år (predasjonsraten) i forhold til tettheten av elg. Forholdet er vist for tre forskjellige predasjonsrater; Høy (100 elg per flokk per år, revirstørrelse 500 km²), middels (75 elg, 1000 km²) og lav (50 elg, 2000 km²). I tillegg er det indikert en netto tilvekstrate i elgbestanden på 30 til 50 %. Avstanden mellom predasjonsraten og tilvekstraten, der predasjonsraten ligger under tilvekstraten, angir hvor stor prosentandel av elgens vinterbestand som er tilgjengelig for jakt uten at elgbestanden reduseres (jaktbart overskudd). I tilfeller der predasjonsraten overgår tilvekstraten vil bestanden reduseres. - The percentage of the moose winter population predicted to be killed by wolves each year with varying moose density, moose population growth rate (without predation and harvesting, 30-50 %), kill rate (50-100 moose/pack/year) and wolf territory size (500-2000 km²).



I enkelte innenlandsområder vil også predasjonsraten på den stasjonære elgbestanden kunne reduseres som følge av innslag av trekkelg til *vinterbeiteområder*. I områder med mye trekkelg er det sannsynlig at ulven fortrinnsvis vil etablere revir i typiske vinterområder ettersom mange sommerområder tilnærmet tømmes for elg vinterstid. Den effektive bestandstettheten vil i slike vinterområder være vesentlig høyere enn den gjennomsnittlige sommertettheten som avspeiles i **figur 4.1**. Predasjonstrykket på elgbestanden vil følgelig være lavere. I praksis vil man i modellen oppnå den samme reduserte predasjonsraten om man økte ulvens revirstørrelse.

Elgbestanden innen Koppang- og Gråfjellreviret i Hedmark er typiske eksempler på migrerende bestander som kan nå høye tettheter om vinteren. I Gråfjellreviret fant Wabakken et al. (2003) en elgtetthet mellom 1.1 og 1.6 elg per km², noe som er over den gjennomsnittlige høsttettheten i området (**figur 3.4**). Samtidig registrerte de at omkring 3 % av bestanden ble tatt av ulv i løpet av 6 vintermåneder, eller 6 % av bestanden om vi antar samme elgtetthet og predasjonstakt gjennom hele året. Om vi sammenligner dette estimatet (6%) med resultatene i **figur 4.8** ser vi at det stemmer godt overens med hva vi skulle forvente ved omtrent middels predasjonsrate. Fordi Gråfjellreviret er noe større (1473 km²) enn hva vi benyttet i modellen (1000 km²) er estimatet fra Gråfjell likevel noe under middels i modellen.

Som det fremgår av **figur 4.8** så vil en elgbestand innefor de gjeldende tetthetene måtte oppleve en meget høy predasjonstakt før den reduseres i størrelse så lenge tilveksten kun begrenses av ulvepredasjon. Dette vil ikke være tilfelle hvis man

oprettholder samme jakttrykk som før etablering av ulv. Spesielt er dette tilfelle i bestander med lav tetthet og tilvekstrate (**figur 4.8**). Her må jaktuttaket reduseres vesentlig hvis man skal unngå at elgbestanden reduseres.

I mer produktive områder med høyere tetthet av elg vil jaktuttaket av elg bli mindre påvirket av etablering av ulv (**figur 4.8**), men en viss reduksjon i jaktuttaket må likevel påregnes. I slike områder vil dessuten rådyr opptre i høyere antall, noe vi forventer vil medføre at ulvens predasjon dreies fra elg over til mer rådyr. Vi har imidlertid lite kunnskap om i hvor *stor grad* ulven vil dreie predasjonen over på rådyr i slike områder. Som påpekt over så fant Olsson et al. (1997) at rådyr ble preferert framfor elg i et område med relativt lav tetthet av rådyr i Sverige, mens tilsvarende foreløpige data fra Østfold, hvor tettheten av rådyr er høy, ikke antyder noen slik preferanse for rådyr framfor elg (O. Hjeljord pers. medd.). Vi har av den grunn ikke gjennomført noen separat modellering av effekten av ulvepredasjon på rådyr (men se **figur 4.12**).

I mer typiske innlandsstrøk hvor tettheten av rådyr er lavere (**figur 4.1**) og tilvekstraten er lav på grunn av revepredasjon og strenge vintre vil ulvens predasjonstrykk på rådyr være høy. I slike områder forventer vi at predasjonsraten vil overgå tilvekstraten i rådyrbestanden med den følge at rådyrbestanden over tid vil bli desimert og delvis utryddet i sentrale deler av ulvreviret. Det vil imidlertid kunne være levedyktige bestander av rådyr tett inntil ulvrevir ettersom vi antar at ulven ikke vil ha en kontinuerlig utbredelse (hvor revir grenser mot revir). Slike rådyrbestandene vil bidra med en jevn spredning av individer inn i reviret hvor de vil oppleve et sterkt preda-

sjonstrykk. Som vi vil se under så vil denne predasjonen kunne ytterligere forsterkes av tilstedeværelsen av gaupe.

4.4 Effekten av bjørnens predasjon på elg

Vi forventer at bjørnens predasjon på lokale elgbestander vil være lav ved dagens lave tetthet av bjørn (i snitt ca 1 bjørn per 1000 km² innefor kjerneområdet for bjørn) på norsk side av grensen. Selv i elgbestander med lav tetthet og tilvekstrate vil < 1 % av vinterbestanden tas av bjørn, mens forventet avgang til bjørn i høyproduktive elgbestander med høy tetthet er under 0.5 %. Dette tilsvarer en predasjon fra <1 til 2 % av tilveksten. Noe høyere predasjon kan forventes i områder med noe tettere bjørnebestand, f. eks. Pasvik (antar opp mot 7 bjørn per 1000 km²). Med bakgrunn i vår beregning forventer vi her at bjørnen kan ta opp mot 5 % av vinterbestanden, eller fra 10-16 % av tilveksten (avhenger av elgens tilvekstrate og dagens tetthet av elg). Det er derfor å forvente at bjørnen, selv i Pasvik, utgjør en mindre betydelig dødelighetsårsak enn jakt.

I den utstrekning tettheten av bjørn vil øke vil dette også gi seg utslag i økt predasjon på elg, men selv ved den høyeste tettheten av bjørn (15 bjørn per 1000 km²) og laveste tettheten av elg (0.5 elg per km²) vil predasjonstrykket ikke overstige 10-12 % av vinterbestanden, eller fra snau 30 til 40 % av tilvekstraten. Med andre ord vil det eksistere et overskudd som kan utnyttes ved jakt (jaktbart overskudd) også i områder med høy tetthet av bjørn. Jaktuttaket må imidlertid reduseres i forhold til en elgbestand som ikke predatorer av bjørn (eller ulv), med mindre man ønsker at elgbestanden skal reduseres.

Det bør også presiseres at brorparten av bjørnens predasjon vil ramme unge elgkalver. Dette kan medføre at elgkyrnes fruktbarhet (antall kalv) øker, noe som vil delvis kompensere for elgkalv tatt av bjørn (Swenson et al. 2001). Fordi predasjonen først og fremst rammer kalv vil dessuten nedgangen i jaktbart overskudd i form av andel mengde kjøtt være vesentlig lavere enn nedgangen i andel elg.

4.5 Hva skjer i områder med både ulv og bjørn

Så langt er det kun en begrenset grad av overlapp i leveområde for ulv og bjørn i Norge (kun i Hedmark). I den grad antallet bjørn og ulv vil øke kan dette endre seg i framtiden. Fra Nord Amerika vet vi at kombinasjonen av ulv og bjørn kan ha en vesentlig innvirkning på tilveksten i en elgbestand, og endatil redusere tettheten om de rette forutsetningene er tilstede.

Med dagens tetthet av bjørn og elg er det hovedsakelig predasjon fra ulv som vil påvirke elgbestanden der begge rov-viltartene opptre i samme område (**figur 4.8–4.10**). Andelen av bestanden som blir tilgjengelig for jakt vil være lavere som følge av en økning i predasjonsraten i forhold til der elgen kun predatorer av ulv. Vi antar i denne sammenheng at bjørnepredasjonen er additiv (kommer i tillegg til) til ulvepredasjon.

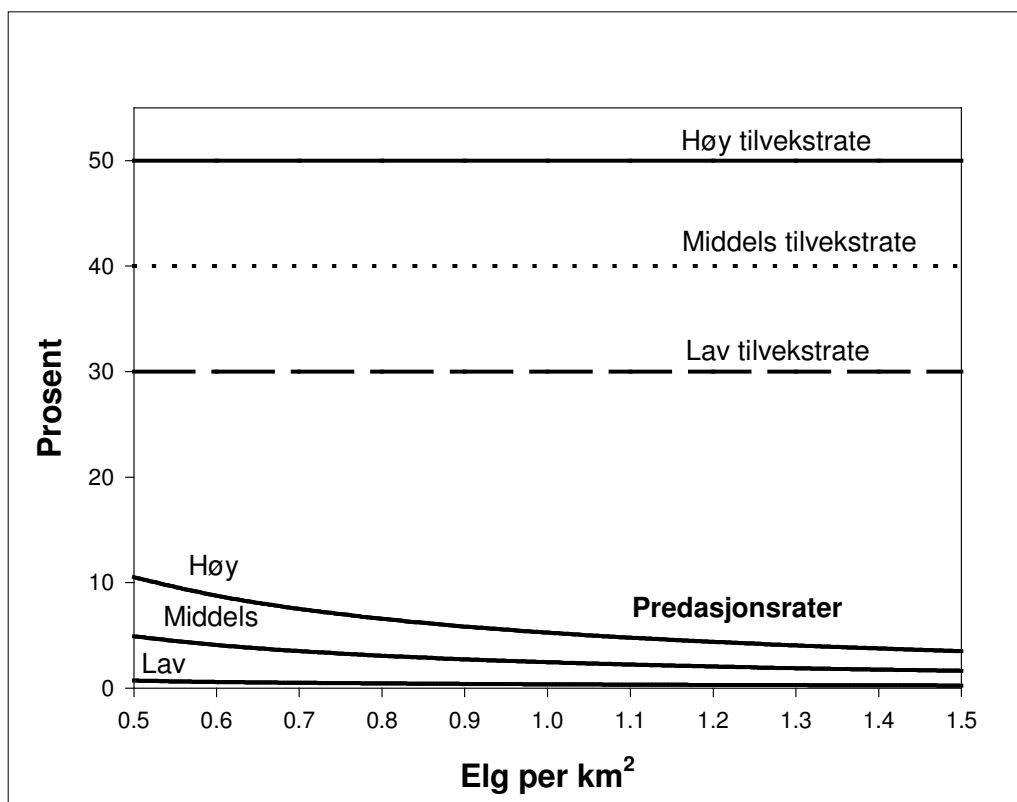
I tette elgbestander med høy tilvekstrate vil det fortsatt være et jaktbart overskudd, men dette reduseres vesentlig ved synkende tetthet og lavere tilvekstrate. Ved lav tilvekstrate og tetthet kan tilnærmet hele den årlig produksjon i elgbestanden gå til å underholde ulv og bjørn der disse opptre ved høy tetthet. I følge våre beregninger vil ulv og bjørn i ekstreme tilfeller (høy tetthet av bjørn, samt små ulvrevir) kunne ta mer enn tilveksten i elgbestanden med den følge at elgbestanden også kan reduseres i antall fra år til år uten at dette er resultat av jakt (ved kombinasjon av ekstremverdier i **figur 4.8 og 4.9**). Med bakgrunn i dagens situasjon er det dog få områder i Norge hvor elgens tetthet og tilvekstrate i kombinasjon er så lav at den samlede predasjonen fra ulv og bjørn vil kunne overgå den årlige tilveksten.

Et annet forhold som er viktig å avklare er i hvilken grad tilveksten i elgbestanden innefor et ulvrevir også påvirkes av elg som innvandrer fra nærliggende områder. Etersom ulv og bjørn fortrinnsvis tar unge individer av elg (kalv og åring), og siden unge individer er de som hyppigst legger ut på vandring (eks. Hundertmark 1998), er det sannsynlig at innvandringen fra omkringliggende ulvfrie områder vil overgå utvandringen fra ulvrevir. En høy netto innvandring kan delvis kompensere for økt predasjon innenfor ulvreviret. Dette vil være spesielt relevant i tilfeller der ulvrevirene er små og omgitt av store områder uten predasjon (eventuelt kun bjørnepredasjon). Det er fortsatt uklart i hvor stor grad det kan være en slik positiv innvandring fra et større omland, men enkelte studier av elgbestander som er intensivt jaktet i forhold til nærliggende ikke-jaktede bestander i Kanada antyder at denne effekten kan være vesentlig (Labonté et al. 1998).

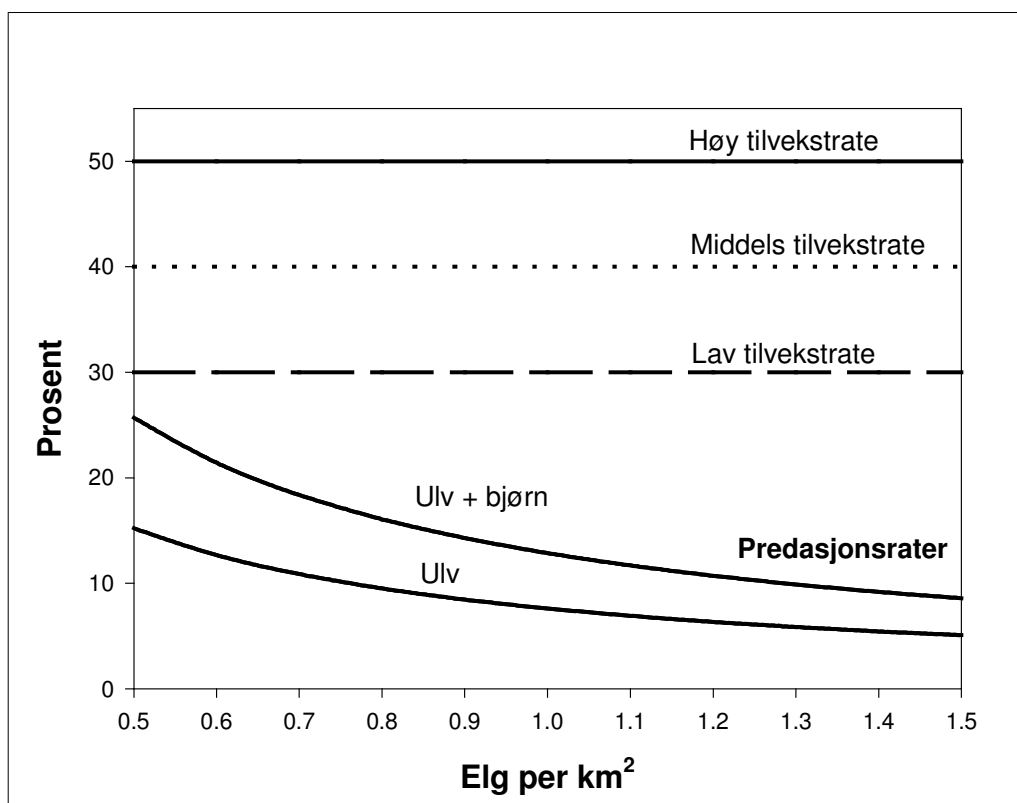
4.6 Effekten av gaupe på rådyrbestanden

Gaupas effekt på lokale rådyrbestander kan potensielt være meget høy, spesielt i områder med lav tetthet og lav tilvekst av rådyr (**figur 4.11**). I slike områder kan gaupe ta hele tilveksten av rådyr selv om tettheten av gaupe er lav (eks. 3 gauper per 1000 km²). Det jaktbare overskuddet av rådyr blir da tilnærmet lik null. Som det framgår av **figur 4.11** kan predasjonen også overgå tilveksten av rådyr i tilfeller med høy tetthet av gaupe og lav netto tilvekst av rådyr (som følge av mye snø og høy predasjon av rev) med den følge at rådyrbestanden synker. En slik effekt på rådyrbestanden kan forventes i høyereliggende innlandsstrøk på Østlandet og i Trøndelag hvor strenge vintre i kombinasjon med revepredasjon vil medføre en relativt lav tilvekst av rådyr. I slike tilfeller kan rådyrbestanden bli tilnærmet utryddet i området. I områder hvor gaupe har tilgang

Figur 4.9. Forventet antall prosent av elgens vinterbestand som tas av bjørn hvert år (predasjonsraten) i forhold til tettheten av elg. Forholdet er vist for tre forskjellige predasjonsrater; Høy (3.5 elg per bjørn per år, 15 bjørn per 1000 km²), middels (3.5 elg, 7 bjørn per 1000 km²) og lav (3.5 elg, 1 bjørn per 1000 km²). Netto tilvekstrate i elgbestanden varierer fra 30 til 50 %. Avstanden mellom predasjonsraten og tilvekstraten angir hvor stor prosentandel av elgens vinterbestand som er tilgjengelig for jakt uten at elgbestanden reduseres (jaktbart overskudd). - The percentage of the moose winter population predicted to be killed by bears each year with varying moose density, moose population growth rate (without predation and harvesting, 30-50 %) and bear density (1-15 adult bear per 1000 km²). Kill rate is held fixed at 3.5 moose/bear/year.



Figur 4.10. Forventet antall prosent av elgens vinterbestand som tas av ulv eller ulv + bjørn hvert år (predasjonsraten) i forhold til tettheten av elg. Forholdet er vist for gjennomsnittlig predasjonsrate med hensyn til ulv (75 elg per flokk per år, revirstørrelse 1000 km²) og høy predasjonsrate som følge av bjørn (3.5 elg per bjørn per år, 15 bjørn per 1000 km²). Netto tilvekstrate i elgbestanden varierer fra 30 til 50 %. Avstanden mellom predasjonsraten og tilvekstraten angir hvor stor prosentandel av elgens vinterbestand som er tilgjengelig for jakt uten at elgbestanden reduseres (jaktbart overskudd). - The percentage of the moose winter population predicted to be killed by wolves only (ulv), and wolves and bears combined (ulv + bjørn) each year with varying moose density and moose population growth rate (without predation and harvesting, 30-50 %). Bear density is 15 adult bears per 1000 km², and kill rate, 3.5 moose/adult bear/year. Wolf kill rate is 75 moose/pack/year, and territory size 1000 km².

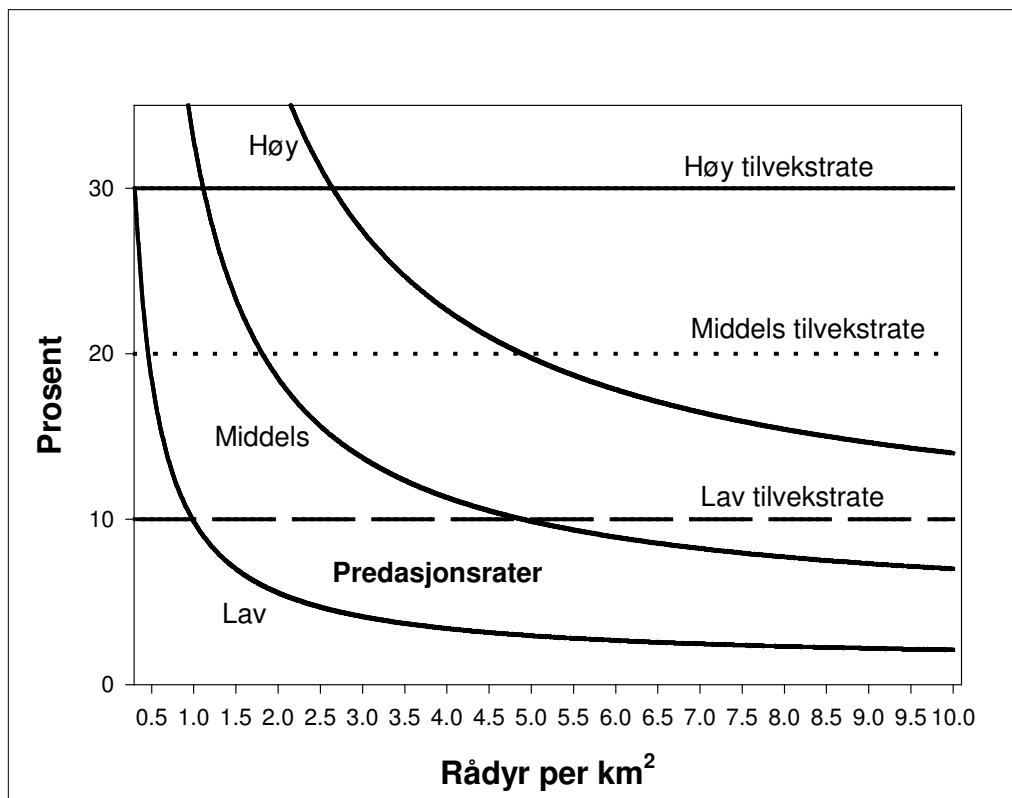


til alternative hjortevilt (tamrein, hjort) kan denne effekten forsterkes ved at antallet gauper forblir høyt til tross for at rådyrbestanden synker. Som vist i Hedmark kan likevel en viss rådyrtetthet opprettholdes som følge av innvandring fra omkringliggende områder med høyere tetthet og tilvekst av rådyr. Slike *refugier* hvor predasjonsbelastningen er lav vil være viktige for å opprettholde en viss aktivitet av rådyr i områder med gaupe.

I kystnære områder på Østlandet og Sørlandet er den potensielle effekten av gaupe på lokale rådyrbestander lavere. Foruten å ha rådyrbestander med relativt høy tetthet og tilvekstrate (**figur 4.5**) er disse områdene særmerket av lav tetthet av gaupe (under 3 gauper per 1000 km²), - så langt. Om vi antar en tetthet av rådyr på over 2 per km², og tilvekstrate rundt 30% vil kun en liten andel av tilveksten i rådyrbestanden (15%) tas av gaupe (**figur 4.11**). I de mest produktive områdene nær kysten (hvor tettheten av gaupe er enda lavere) er effekten av gaupe på rådyrbestanden tilnærmet fraværende. Rådyrstammen i disse områdene kan med andre ord tåle en

betraktelig høyere tetthet av gaupe uten at dette får store konsekvenser for tettheten av rådyr (forutsatt at jaktuttaket reduseres).

Selv ved en mulig økning i gaupebestanden opp mot 10 gauper per 1000 km² vil en stor andel av rådyrbestanden være tilgjengelig for jakt (30-70% av tilveksten), forutsatt at bestandstettheten av rådyr holdes på et høyt nivå (>2 per km²). Nyetablering av gaupe i et område eller en økning i gaupebestanden vil imidlertid medføre at jaktuttaket må reduseres i forhold til tidligere, med mindre man ønsker en reduksjon i rådyrbestanden. Som det fremgår av **figur 4.11** øker andelen av rådyrbestanden som tas av gaupe raskt ved synkende rådyrtetthet, hvilket betyr at en stadig lavere andel av bestandens tilvekstrate blir tilgjengelig for jakt ved synkende rådyrtetthet. En mulig kompensereffekt er at økende antall gauper desimerer revebestanden med det resultat at revens predasjonstrykk på rådyrkje reduseres. I såfall vil netto tilvekstrate i rådyrbestanden øke. Hvor stor denne effekten kan bli er imidlertid ukjent.



Figur 4.11. Forventet antall prosent av vinterbestanden av rådyr som tas av gaupe hvert år (predasjonsraten) i forhold til tettheten av rådyr. Forholdet er vist for tre predasjonsrater; lav (3 gauper per 1000 km²), middels (10 gauper per 1000 km²) og høy (20 gauper per 1000 km²). For alle predasjonsratene har vi benyttet en lineært økende predasjonstakt på 30 til 70 rådyr per gaupe per år når tettheten av rådyr øker fra 0.3 til 10 dyr per km². Netto tilvekstrate i rådyrbestanden varierer fra 10 til 30% avhengig av snøforhold og graden av revepredasjon på rådyrkje. Avstanden mellom predasjonsraten og tilvekstraten, der predasjonsraten ligger under tilvekstraten, angir hvor stor prosentandel av rådyrets vinterbestand som er tilgjengelig for jakt uten at bestanden reduseres (jaktbart overskudd). - The percentage of the roe deer winter population predicted to be killed by lynx each year with varying roe deer density, population growth rate (without predation by large carnivores and harvesting, 10-30%), lynx density (3-20 lynx per 1000 km²), and kill rate (30-70 roe deer/lynx/year).

4.7 Hva med den kombinerte effekten av ulv og gaupe på rådyr?

Foruten å predateres av gaupe vil rådyret også være gjenstand for predasjon fra ulv i mange områder av Hedmark, Akershus og Østfold. Dette kan også bli tilfelle hvis ulven etablerer seg lenger sør og vest. I typiske innlandsstrøk vil dette føre til et meget høyt predasjonstrykk på rådyret med stor sannsynlighet for lokal utryddelse.

I mer produktive områder kan vi også forvente et høyere predasjonstrykk, men det er fortsatt uklart hvor mye sterkere dette predasjonstrykket vil være ettersom ulv og gaupe delvis vil konkurrere om samme byttedyr. Det er kjent at ulv kan drepe gaupe og det kan derfor tenkes at tettheten av gaupe innenfor ulverevir vil være lavere enn utenfor, - med dertil lavere predasjon på rådyr. Tilsvarende kan ulven fortrenge gaupa fra slått bytte, hvilket kan gi seg utslag i at gaupa øker predasjonstakten. Hvor stor den samlede effekten av denne konkurransen vil være på rådyrbestanden er ukjent.

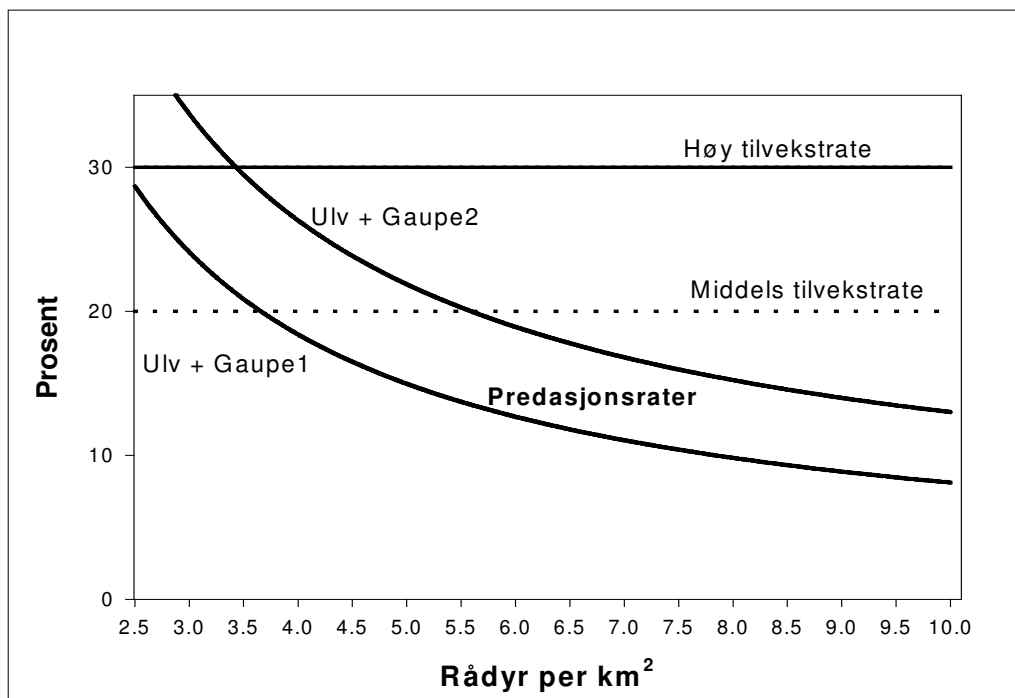
I **figur 4.12** har vi simulert to scenarier hvor både gaupe og ulv opptrer i områder med relativt høy tetthet av rådyr. Som det fremgår vil effekten kunne bli høy, selv i områder med høy tetthet. Dette skyldes først og fremst predasjonen fra ulv som

vi forventer vil opptre ved relativt høy tetthet (små revir, 500 km²) og som vil ha rådyr som hovedføde. Som påpekt over er det imidlertid fortsatt stor usikkerhet knyttet til ulvens valg av rådyr framfor elg innefor aktuelle ulveområder i Norge.

4.8 Hvordan vil store rovdyr påvirke villrein og hjort?

Så langt har vi kun sett på hvordan de store rovdyra kan påvirke elg og rådyr, men ikke andre aktuelle hjorteviltartene som villrein og hjort. Felles for de siste to artene er at de så langt kun i begrenset utstrekning er påvirket av predasjon fra ulv og bjørn som følge av liten overlapp i leveområde. Hjort opptrer ved meget lav tetthet i enkelte områder med ulv (eks. Koppang-reviret), og her er de også gjenstand for predasjon (Wabakken upubliserte data). Det var tidligere også en viss overlapp i leveområde mellom villrein og revirhevdene ulv i Hedmark (Atndalsflokken, Imsdalsparret) uten at det noen gang ble dokumentert predasjon på rein (Wabakken upubliserte data). Det er mulig at ulven trenger en lengre periode med tilvenning til nye byttedyrarter (eks. villrein) før den endrer 'søkebildet' til å også inkludere disse artene som byttedyr. I den grad ulven vil etablere seg i områder med tettere bestander av villrein og hjort kan en derfor i en overgangsfase oppleve å se kun begrenset predasjon på disse artene til tross for at de opptrer ved relativt høy tetthet.

Figur 4.12. Forventet antall prosent av vinterbestanden av rådyr som tas av ulv og gaupe hvert år (predasjonsraten) i forhold til tettheten av rådyr. Modellen forutsetter at rådyr er det dominerende hjorteviltet i området og at ulvens diett består av 70 % rådyr (50 rådyr per ulv per år, 6 ulv i reviret, revir 500 km²) og resten elg eller hjort. Forholdet er vist for to tettheter av gaupe; gaupe1 (3 gauper per 1000 km²) og gaupe2 (10 gauper per 1000 km²). Netto tilvekstrate i rådyrbestanden varierer fra 20 til 30 % avhengig av snøforhold og revepredasjon. Avstanden mellom predasjonsraten og tilvekstraten, der predasjonsraten ligger under tilvekstraten, angir hvor stor prosentandel av vinterbestanden av rådyr som er tilgjengelig for jakt uten at bestanden reduseres (jaktbart overskudd). - The percentage of the roe deer winter population predicted to be killed by wolves and lynx combined each year with varying roe deer density and population growth rate (without predation by large carnivores and harvesting, 20-30 %). The model assumes that roe deer is the dominating prey species in the area. Lynx density and kill rate range from 3-10 lynx per 1000 km² and 30-70 roe deer/lynx/year, respectively. Wolf kill rate is 50 roe deer/wolf/year, pack size 6 wolves and territory size 500 km².



4.8.1 Villrein

Erfaringsdata fra Nord Amerika antyder at rein (caribou) er et høyt preferert byttedyr for ulv (og i perioder bjørn) og det er å anta at dette også kan bli tilfelle i Norge. Effekten av ulvpredasjon på rein vil trolig være størst i små villreinbestander i sørøst Norge (eks. Sølnekletten, Tolga Østfjell, Brattefjell-Vindeggen, Våmur/Roan, **figur 4.2**) hvor graden av migrasjon, som er en av reinens fremste anti-predator strategier, er vesentlig begrenset. Disse områdene grenser dessuten opp til større skogsområder hvor ulven vil ha tilstrekkelig helårsføde i form av elg. I disse områdene kan en stor del av reinens årlige bruksområde (vinterbeite, sommerbeite) befinne seg innenfor et ulvrevir, noe som vil øke tidsperioden reinen er tilgjengelig for predasjon. Den andre ytterligheten antas å være til stede i de større sentrale fjellområdene (Setesdalsheiene, Hardangervidda, Nordfjella, Ottadalsfjella, Snøhetta, **figur 4.2**) hvor reinen vandrer over større avstander og derfor vil kunne være utenfor rekkevidde av ulv for lengre perioder.

Villreinen vil være spesielt utsatt for predasjon fra ulv under kalvingen, spesielt i områder der kalvingen foregår innefor samme område fra år til år. Det er derimot usikkert hvor tradisjonsbundet reinen vil være til samme kalvingsområde hvis den opplever gjentagende høy predasjon fra ulv.

Predasjon fra bjørn på villrein forventes også å være mest effektiv i kalvingsområdene. Ved dagens tetthet og utbredelse av bjørn er denne effekten minimal. Ved en eventuell fremtidig økning i bjørnebestanden med påfølgende spredning lenger vest kan predasjon på rein øke noe, men tatt i betraktning den korte perioden reinen er tilgjengelig for predasjon fra bjørn er det lite sannsynlig at denne effekten vil bli stor.

Også predasjon av gaupe er registrert på villrein (og ikke minst på tamrein) i Norge, men i vesentlig mindre grad enn tilgjengeligheten skulle tilsi. Erfaringer fra tamreinområdene antyder imidlertid at rein oppfattes som et meget attraktivt bytte av gaupa. Formodentlig er det villreinens større bruk av snaufjellområder enn tamreinen i kombinasjon med gaupas preferanser for skogsområder som begrenser predasjonstakten på villrein. Vi forventer derfor begrenset predasjon av gaupe på villrein også for fremtiden. Et mulig unntak er i områder hvor reinen i stor utstrekning benytter skogsområder (eks. Sølnekletten, Rondane sør, Våmur/Roan, **figur 4.2**). Her kan predasjon utgjøre en vesentlig dødsårsak ved økende tetthet av gaupe. Som følge av at reinen i stor grad benytter skogen er dessuten disse villreinbestandene vanskelig å forvalte med hensyn til jakt. Dette kan gjøre dem spesielt utsatt for overhøsting i den grad de blir gjenstand for utstrakt predasjon fra store rovdyr.

4.8.2 Hjort

Ulv, gaupe og bjørn kan slå hjort, men vi forventer at voksen hjort vil være mindre utsatt for predasjon fra bjørn og delvis gaupe. Predasjon fra bjørn vil først og fremst gjelde for hjortekalv, men tatt i betraktning dagens tetthet av begge artene der de overlapper er det ikke sannsynligvis at bjørn er en viktig predator på hjort. Vi antar videre at bjørn, i det minste binner,

ikke vil spre seg til vestlige deler av Norge der tettheten av hjort er høyere.

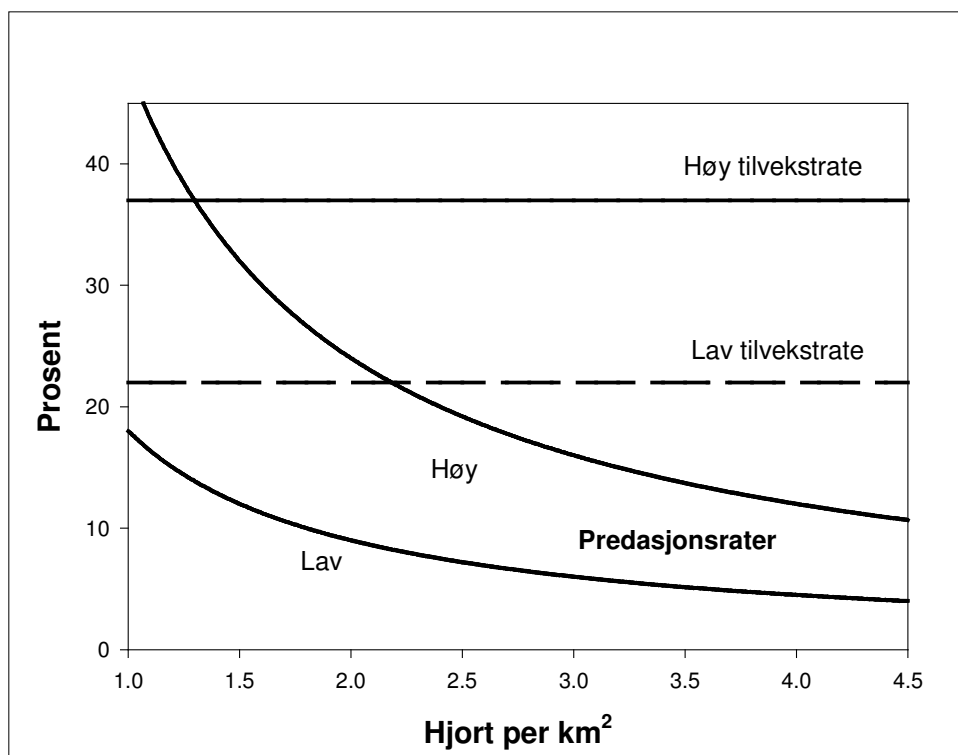
For ulvens del vil alle aldersklasser være innefor rekkevidde. Hjorten er dessuten funnet å være et høyst preferert byttedyr i alle studieområder der ulv og hjort overlapper i leveområde. I den utstrekning ulven vil spre seg vestover til områder med hjort kan vi forvente det samme mønsteret i Norge. Spesielt kan effekten på hjortebestanden bli høy innefor ulvrevir på Østlandet og Sørlandet der også elgbestanden er høy. Ved dagens lave tetthet vil hjorten innefor ulvrevir oppleve et meget høyt predasjonstrykk som følge av at ulven kan opprettholde høy tetthet ved å ernære seg på elg når hjortebestanden synker. Effekten på hjortebestanden vil da kunne bli tilsvarende den effekten vi forventer (og delvis observerer) på rådyrbestanden innefor områder med ulv og/eller gaupe i de indre delene av Østlandet og i Trøndelag. Hjorten er dessuten som rådyret, utsatt for høy dødelighet under strenge vintre (Loison & Langvatn 1998). Dette kan redusere tilvekstraten vesentlig og gjøre bestanden ytterligere sårbar for predasjon.

I motsetning til bjørnen er ulv og gaupe av begge kjønn også meget spredningsdyktige. Begge arter kan derfor i framtiden potensielt etablere reproduserende bestander for kortere eller lengre perioder i områder med tett bestand av hjort, for eksempel på Vestlandet. Ettersom rådyr og elg er fraværende eller befinner seg ved lave tettheter, vil hjort utgjøre det eneste aktuelle byttedyret i dette området. Ved lav tetthet av gaupe (eks. < 2 gauper per 1000 km²), vil effekten på dagens tette hjortebestander trolig være lav. Dette til tross for at predasjonstakten sannsynligvis vil være høy på grunn av høy tetthet av hjort. En stor grad av opphopning av hjort i enkelte vinterområder kan dessuten øke sannsynligheten for at gaupa finner, og dreper hjort om vinteren (jmf. samme effekt på rådyr).

Effekten innefor reviret til et eventuelt reproduserende ulvrevir kan bli vesentlig høyere. Dette forsterkes av at reviret trolig vil være mindre i områder der hovedføden består av hjort i forhold til der den består hovedsakelig av elg. Vi har vist den potensielle effekten i **figur 4.13**. Her ser vi at en ulvflokk på i gjennomsnitt 6 individer i små revir kan ta store deler av tilveksten i mindre produktive bestander med tetthet under ca 2.5 hjort per km² (se **figur 4.4**).

I denne modellen har vi ikke tatt hensyn til innvandring til reviret av hjort fra nærliggende områder. Ettersom vi antar at ulven vil ha relativt små revir i hjorteområder, kan effekten av en slik innvandring på hjortens tilvekstrate være stor. En stor andel av hjortebestanden på Vestlandet og i Trøndelag gjennomfører dessuten lengre vandringer mellom sommerområder i indre og høyere liggende strøk og vinterområder i ytre og lavereliggende områder. Det betyr at store områder 'tømmes' for hjort om vinteren. Vi antar av den grunn at reproduserende ulv først og fremst vil etablere seg de områdene der hjorten er tilstede hele året og ved høye tettheter. Ulven vil da predatere på en tett hjortebestand som representerer et langt større område enn utstrekningen av ulvreviret skulle tilsi. Predasjonen vil da fordele seg over både stasjonær og trekkende hjort med den følge at en større andel av tilveksten av hjort innefor reviret vil være tilgjengelig for jakt. Sannsynligheten for at dette skal bli mer enn et teoretisk eksempel er derimot meget lav ved dagens forvaltningsregime for store rovdyr.

Figur 4.13. Forventet antall prosent av vinterbestanden av hjort som tas av ulv hvert år (predasjonsraten) i forhold til tettheten av hjort. Modellen forutsetter at hjort er det dominerende hjorteviltet i området (eks. Veslandet). Forholdet er vist for to predasjonsrater; lav (6 ulv, 30 hjort per ulv per år, revir 1000 km²) og høy (6 ulv, 40 hjort per ulv per år, revir 500 km²). Netto tilvekstrate i hjortebestanden varierer fra 22 til 37% avhengig av kjønnsraten (buk per kolle) og rekrutteringsraten (kalv per kolle) i bestanden. Avstanden mellom predasjonsraten og tilvekstraten, der predasjonsraten ligger under tilvekstraten, angir hvor stor prosentandel av vinterbestanden av hjort som er tilgjengelig for jakt uten at bestanden reduseres (jaktbart overskudd). - The percentage of the red deer winter population predicted to be killed by wolves each year with varying red deer density, population growth rate (without predation and harvesting 22-37%), kill rate (30-40 red deer/wolf/year) and wolf territory size (500-1000 km²). Wolf pack size is fixed at 6 individuals.



4.9 Totaleffekten av ulv, bjørn og gaupe på hjorteviltet ved dagens bestandstetthet av rovdyr

For å sette resultatene fra de overstående modellene i perspektiv har vi gjennomført noen enkle beregninger av antallet hjortevilt av forskjellig art tatt av henholdsvis ulv, bjørn og gaupe ved dagens bestandstetthet og utbredelse. Vi benytter her en rekke antagelser med hensyn til predasjonstakt, antall rovdyr og byttedyrpreferanse i områder med mer enn en hjorteviltart tilstede (se under). Ettersom flere ulverevir befinner seg på grensen mellom Norge og Sverige har vi 'konstruert' noen hel-norske revir med bakgrunn i et anslått antall ulv. Vi antar videre at all predasjon er additiv til annen dødelighet og at predasjon av en rovdyrart ikke kompenserer for predasjon fra en annen rovdyrart.

Resultatet av disse beregningene viser at anslagsvis 35 ulv (noe høyere enn estimert for vinteren 2002, Wabakken et al. 2002) tar omkring 500 elg og 200 rådyr, men så langt ingen villrein (i gjennomsnitt 4 familieggrupper, à 6 individ, tar hver i snitt 75 elg og 30 rådyr årlig, mens de resterende 11 ulvene totalt tar 200 elg og 80 rådyr). Vi antar også at antallet hjort som slås av ulv er meget lavt (<10) som følge av lav tetthet av hjort i dagens ulveområder. Bjørn antas å kun slå elg, men totalantallet elg slått er lavt på grunn av lavt antall bjørn (anslått til 40 voksne individ) og relativt beskjeden predasjonstakt (3.5 elg per voksen bjørn per år), totalt 140 elg. Det høyeste antallet hjortevilt slås av gaupa som følge av relativt høyt antall gauper (her anslått til 350) og gaupas preferanse for rådyr,

vårt minste hjortevilt. Hovedandelen av gaupas byttedyr utgjøres derfor av rådyr (100 gauper * 40 rådyr per år = 4000 rådyr), samt et mindre antall villrein (< 40). Tamrein inkluderes ikke her, men som følge av at en stor andel av gaupene lever i tamreinområdene (og delvis utenfor rådyrområdene), og årsunger ikke jakter alene første året, antar vi at kun 100 gauper jakter rådyr, hjort og villrein. Fordi gaupas hovedutbredelse befinner seg i relativt marginal rådyrområder antar vi at gaupas predasjonstakt på rådyr er relativt lav (40 rådyr per gaupe per år). Gaupas større grad av overlappende leveområde med hjorten medfører at et større antall hjort antas tatt av gaupe enn av ulv (< 50).

Total sett antyder dette at ulv, bjørn og gaupe tar anslagsvis 5 000 hjortevilt per år (640 elg, < 100 hjort og villrein, 4200 rådyr) ved dagens tetthet av rovdyr. Til sammenligning ble det i 2001 skutt 96 394 hjortevilt fordelt på 37 300 elg, 23 600 hjort, 6 600 villrein og 28 894 rådyr, mens 5 913 hjortevilt ble registrert drept på vei og jernbane (1 945 elg, 611 hjort, 7 villrein, 3 350 rådyr, alle data fra SSB, se www.ssb.no). Antallet hjortevilt tatt av store rovdyr er med andre ord fortsatt beskjeden (ca 5% av tilveksten om vi antar 0-vekst i hjorteviltbestandene) i forhold til antallet som dør som følge av menneskelig aktivitet (102 307 individ, eller om lag 95% av tilveksten).

5 Indirekte effekter av store rovdyr på hjorteviltet og økosystemet

5.1 Endringer i adferd

Effekten av store rovdyrs predasjon på hjorteviltet strekker seg utover den direkte effekten på tilvekstraten. Eksempelvis er både morfologi, sosial organisering, økologi og adferd hos hjorteviltet i stor grad et evolusjonært resultat av behovet for å unngå predasjon (Caro & Fitzgibbon 1992, Byers 1997, Brown et al. 1999). I fravær av rovdyr kan flere av disse trekkene endres med den følge at hjorteviltet i første omgang ikke reagerer i samme grad på nyetablerte rovdyr (Berger et al. 1983, 2001, Berger 1998, 1999). Dette gjelder både vaksomhet, områdebruk, og reaksjonen de møter et rovdyr med. Som nevnt innledningsvis kan dette i en overgangsfase gi seg utslag i en økt predasjonstakt. Studier i områder hvor rovdyr reetableres viser derimot at byttedyr lærer relativt raskt, med påfølgende endring i adferd (Hunter & Skinner 1998, Laundré et al. 2001).

Selv om det fortsatt finnes lite data på dette er det sannsynlig at tilstedeværelsen av store rovdyr vil medføre endringer hjorteviltets områdebruk ettersom de vil søke å unngå typiske risikoområder. Dette kan inkludere valg av nye leveområder (eks. øyer) i spesielt sårbare perioder, slik som i kalvingsperioden (Stephens & Peterson 1984, Bergerud 1985, Skogland 1991). Mange av disse 'sikre' områdene er i sin tur mindre attraktive med hensyn til føde, noe som kan påvirke dødelighet- og reproduksjonsraten.

I den grad store rovdyr vil øke i antall kan vi også forvente oss en viss selektiv effekt av rovdyr på hjorteviltbestandene. Jakt vil ofte avvike fra predasjon med hensyn til hvordan individer av forskjellig kjønns og aldersklasse eller andre trekk selekteres (eks. Karlsen 1997, Solberg et al. 2000). Jegere fokuserer ofte på store individ i sin beste alder (store trofé), mens det motsatte gjerne er tilfelle for store rovdyr. Rovdyr predatorer ikke utelukkende på små (unge) og meget gamle eller syke individer (Caro & Fitzgibbon 1992), men disse vil sannsynligvis fjernes oftere og mer effektivt av rovdyr enn av jegere. På det viset kan det være at predasjon delvis kompenserer for annen naturlig dødelighet. Omfanget av selektiv predasjon og kompensatorisk dødelighet har vi dessverre fortsatt lite kunnskap om.

5.2 Betydningen av åtsler/kadaver som følge av store rovdyr

I tillegg til å ernære rovdyret vil åtsler og kadaver etter hjortevilt slått av store rovdyr også bidra med mat til en rekke generalist predatorer og åtseletere (rev, ravn, ørn etc.), samt en rekke insekter som er avhengig av å ha et kadaver av en viss størrelse for reproduksjon (egg og larveutvikling). Selv om de

fleste av disse åtseleterne ikke er avhengig av kadaver som den eneste kilde til mat, representerer kadaver en viktig tilleggskilde (Putman 1983, Jedrzejewska & Jedrzejewski 1998, Halley & Gjershaug 1998). Kadaver bidrar dessuten med en rekke næringsstoffer og mineraler til grunnen (Putman 1978a,b) som ofte kan være mulig å spore selv mange år etter at selve kadaveret er borte. Den økte næringstilførselen vil i sin tur kunne gi etableringsmulighet for varierende type vegetasjon (Towne 2000). På dette viset kan en økt grad av predasjon på store hjortevilt medføre en økning i det biologiske mangfoldet innenfor et område.

Selv om hjortevilt dør som følge av flere grunner, vil store rovdyr være viktige bidragsytere. Som antydning over vil for eksempel en ulveflokk i typiske elgområder bidra med i gjennomsnitt 75 elgkadaver i året. Den jevne fordelingen av kadaver gjennom hele året er dessuten viktig, ettersom den økologiske betydningen av kadaver varierer mye i løpet av året (Putman 1978a, b). Jakt, som i stor utstrekning har tatt over rollen til store rovdyr i mange områder, bidrar vanligvis med slakteavfall kun om høsten, og dessuten vil jegerne ta med seg det meste av kjøtt og bein. Tilsvarende vil naturlig dødelighet som følge av sult og sykdom (og trafikkulykker) ofte konsentreres til vinteren. Store rovdyr bidrar på den annen side med en relativt jevn strøm av kadaver gjennom hele året og er den mest betydningsfulle bidragsyteren gjennom sommeren og tidlig vinter. I motsetning til for dyr som dør av andre naturlige årsaker enn predasjon vil dessuten store rovdyr 'åpne' predaterte dyr, noe som letter tilgangen til kjøtt og innvoller for andre åtseletere.

Til tross for at vi vet at en rekke åtseletere og nedbrytningsorganismer benytter seg av åtsler, har vi lite kunnskap om hvor stor innvirkning tilgjengelige kadaver har på mangfoldet av disse organismene. Dette er imidlertid en potensielt viktig kilde til økt biologisk mangfold i nordlige områder.

6 Jakt og forvaltning av elg i ulveområder

Tatt i betraktning at elgen er en økonomisk viktig viltart er det av interesse å vurdere hvordan en best kan forvalte begge artene i ulveområder. Dette er noe vi fortsatt vet lite om, men med bakgrunn i det vi har av kunnskap kan vi klarlegge noen enkle forhold.

Det aller viktigste innenfor ulveområder er å ta hensyn til at ulven er en effektiv jeger. Det betyr at den alltid vil ta ut et tilstrekkelig antall elg til å dekke sitt eget fødebehov, i det minste innenfor de tetthetene av elg som vi finner i Norge i dag. I ulvrevir vil derfor alltid en del av elgbestandens tilvekst tilfalle ulven. Hvor mye dette vil utgjøre vil avgjøres av tettheten av elg og tilvekstraten (**figur 4.8**). I tillegg kan det eksistere en del variasjon mellom år i andelen av tilveksten som predatorer. Spesielt kan det være tilfelle i områder med store årlige forskjeller i snøforhold, noe som kan vesentlig påvirke ulvens predasjonseffektivitet. Tilsvarende vil predasjonsraten kunne variere med antallet ulv som er tilstede i reviret. Effekten av flokkstørrelse på predasjonsraten synes dog å være mindre i Skandinavia enn i Nord Amerika (Sand et al. foreløpige resultater), men erfaringene fra Skandinavia er fortsatt begrensede. I praksis vil det imidlertid eksistere (også i fremtiden) en viss informasjon om ulvflokkens størrelse innenfor et område som kan benyttes til å justere den forventede predasjonsraten.

6.1 Betydningen av trekkelg

Et annet element som kan komplisere elgforvaltningen i ulveområder er der deler av elgbestanden gjennomfører sesongmessige trekk mellom sommer og vinterområder. Dette er ofte tilfelle i de indre og mer snørike delene av Sør-Norge hvor opp til 50% av elgen i et vinterområde (som ofte har mindre snø og bedre næringstilbud) kan trekke ut til omkringliggende sommerområder (som ofte er uten elg om vinteren). Elgen blir i disse områdene til etter elgjakta (som regel) hvorpå den, ofte avhengig av snødybden, vil trekke tilbake til vinterområdet (Sæther et al. 1992). I slike områder er det å anta at ulven først og fremst vil etablere revir i typiske vinterområder for å sikre tilstrekkelig antall byttedyr året rundt. I hvor stor grad den lokale jaktbare elgstammen blir påvirket av predasjon vil da være avhengig av antallet vinterimmigranter, samt tidspunktet for når disse migrantene ankommer og forlater vinterområdet. Fordi både antallet trekkelg og ankomstdato kan variere, vil også predasjonsraten på den lokale kontra den migrerende delen av stammen variere mellom år. Dette vil i sin tur vanskeliggjøre forvaltningen både innefor og utenfor ulvrevir og viser hvor viktig det er å besitte kunnskap om omfang og tidspunkt for lokale elgtrekk, samt betydningen av å ha en samstemt forvaltning over større områder.

6.2 Jaktavhengig variasjon i tilvekstraten

Et viktig element for å begrense effekten av predasjon på elgbestanden er å holde tilvekstraten i elgbestanden høy. I Skandinavia har vi relativt produktive elgbestander som følge av at kjønnsraten er dreid i retning av en stor andel elgkyr. Dette er et resultat av en bevisst strategi (rettet avskyting) for å øke produktiviteten av elg, men har samtidig den effekt at andelen okser i bestanden mange steder er blitt meget lav. I ekstreme tilfeller kan dette ha uheldige konsekvenser for reproduksjonen (Sæther et al. 2001a, Solberg et al. 2002), hvilket, i kombinasjon med et ønske om å kunne skyte flere større okser, har medført at mange velger å øke avskytingen av elgkyr for å skape en mer balansert kjønnsrate i bestanden. Dette har en positiv effekt på andelen eldre okser i bestanden, men kan samtidig redusere tilvekstraten vesentlig. Den relativt lave tilvekstraten i Finnmark i **figur 4.6** (ca 30%) er for eksempel et resultat av tilnærmet balansert kjønnsrate, mens antallet kalv per ku er relativt høyt. I andre områder med lavere kalv per ku rate kan en dreining av kjønnsraten mot 50% okser gi seg utslag i enda lavere tilvekstrate (< 30%). Innefor ulvrevir kan predasjonstrykket da utgjøre en stor andel av tilveksten med dertil lav andel som kan høstes via jakt. En bevisst vurdering av avskytingstrategi med hensyn til kjønn er derfor viktig hvis man ønsker å opprettholde et høyt jaktbart overskudd innefor ulvrevir. Dette kan være vanskelig i områder der ulv (og eventuelt bjørn) tar store deler av tilveksten. Konsekvensen kan i ekstreme tilfeller bli at ulvens predasjon reduserer andelen reproduserende kyr (som synes å prefereres fremfor okser) med påfølgende reduksjon i elgens tilvekstrate.

6.3 Hjelpemidler i forvaltningen

For å kompensere for den usikkerheten som følger av ulvens predasjon på en elgbestand er det viktig å benytte all tilgjengelige kunnskap om elgbestandens utvikling. Fly og helikoptertelling av elg gjennomføres med en viss hyppighet i enkelte områder, men denne metoden er kostnadskreven og vil av den grunn sjeldent kunne gjennomføres på regulær basis. Effektiv flytelling og estimering av bestandsutvikling krever dessuten at det er snø på marken samt at innflytelsen av trekkelg er rimelig avklart.

En billigere og til tider mer effektiv løsning er en aktiv bruk av *Sett-elg* data som årlig rapporteres av elgjegere. Data fra Sett-elg har vist seg å gi et relativt presist bilde på utviklingen av den relative elgtettheten (antall elg sett per jagedagsverk) og strukturen (kalv per elgku, ku per okse) i en elgbestand (Solberg & Sæther 1999, Ericsson & Wallin 1993, 1999, Sylvén 2000) og utgjør i mange områder den eneste informasjonen om elgbestandens utvikling som er tilgjengelig for forvaltningen.

Flere forutsetninger må innfris for at Sett-elg indeksene med rimelig presisjon skal kunne reflektere bestandsutviklingen,

hvorav den viktigste er at jegerinnsatsen og antallet observasjoner som ligger til grunn bør være rimelig høyt. Svenske studier antyder for eksempel at mer enn at 8-10 000 timer med jakt (ca 1000 jegerdagsverk) må til for å ha en rimelig presisjon (Ericsson & Wallin 1993). I ulvrevir med lav elgtetthet eller lav produksjon, og hvor en stor del av tilveksten derfor forsvinner til ulven, vil jegerinnsatsen ofte være vesentlig lavere enn dette. I slike områder vil kun større endringer være mulig å spore i Sett-elg indeksene. I mer produktive områder med høy elgtetthet vil jaktintensiteten være vesentlig høyere og presisjonen i Sett-elg tilsvarende.

6.4 Jaktstrategier i ulveområder

Hvordan man skal høste av den årlige elgtilveksten som er tilbake etter at ulven har tatt sitt er heller ikke like opplagt. Ulven tar først og fremst elgkalv og av den grunn vil tilbudet av kalv og åring i bestanden under jakta være lavere enn i områder uten ulv. Det kan da være nærliggende å legge en større del av jakttrykket på den eldre delen av bestanden samtidig som man sparer de gjenværende ungdyra (kalv og åring). Dette kan gjøres ved å forholde seg til avskytningsplanen fra perioden før etablering av ulv og siden justere denne i forhold til det forventede årlige antallet elg i forskjellige kjønns og aldersklasser som tas av ulv. I områder med mindre tette og/eller lite produktive elgbestander kan dette medføre at avskytingen må dreies vesentlig fra kalv og åring og over til voksne okser og kyr.

Alternativt kan man opprettholde tidligere avskytningsfordeling (med prosentvis høy avskyting av kalv og åring), noe som vil innebære at den samlede dødeligheten av kalv og åring øker, mens dødeligheten av voksne individer synker. Fordelen med den siste strategien vil være at man jakter lite på den reproduktive delen av bestanden ('kapitalen'), noe som ofte anbefales i tilfeller der det er viktig å unngå ukontrollerte endringer i bestandsstørrelse (Sæther et al. 1992). Uansett strategi er det viktig at det samlede absolutte uttaket i form av predasjon og jakt ikke avviker fra det jaktuttaket som balanserte elgens netto tilvekst i perioden før etablering av ulv (forutsatt at man ønsker å opprettholde en stabil bestandsutvikling og avkastning).

Felles for all vår kunnskap om elgjakt i ulveområder er at den fortsatt er relativt begrenset, og mer basert på logiske slutninger enn empiriske data. Data fra Nord-Amerika er i denne sammenhengen av mindre hjelp ettersom elgjakten der er meget beskjeden i typiske rovdyrrområder. Etter hvert som rovdyrforskningen skrider fram i Skandinavia er det dog å forvente at vi også vil få mer erfaring med hvordan man mest optimalt kan høste en elgbestand (eller en annen art) i ulveområder. I denne sammenheng kan også helt nye typer av høsting av elg være aktuelle. Tradisjonelt har elgjakten i Norge (og resten av Skandinavia) vært av typen proporsjonal høsting. Det betyr at vi ønsker å skyte en tilnærmet lik andel av elgbestanden (det jaktbare overskuddet) hvert år, uavhengig av bestandsstørrelsen. Et alternativ er å følge en strategi der en høster alt over en gitt bestandstetthet (en terskel) når

tettheten er høy, og avstår fra å jakte (eller jakter betraktelig mindre) i år når tettheten er under denne terskelen. Slik terskelhøsting har i teoretiske modeller vist seg fordelaktig med hensyn til antall individ skutt over tid i forhold til proporsjonal høsting (Lande et al. 2001). Dette gjelder også for elg, spesielt for bestander der den naturlige dødelighet av kalv (inkludert predasjon) er høy (Sæther et al. 2001b). Hvorvidt dette vil være en bedre løsning på sikt vil være avhengig av flere faktorer, deriblant viljen til å avstå fra jakt i enkelte år med lav bestand. Inntil vi besitter mer kunnskap om disse forholdene er det viktig å ha et bevisst forhold til at predasjon kan være en vesentlig dødelighetsfaktor i en elgbestand innefor områder med etablerte ulveflokker.

7 Konsekvenser av store rovdyr for jaktrettighetshavere

Store rovdyr som ulv, bjørn og gaupe kan ha alt fra en beskjeden til en stor effekt på hjorteviltbestandene i Norge, med dertil begrensninger med hensyn til jaktuttak og jaktutøvelse. Størst effekt per individ vil sannsynligvis besørgeres av ulven på grunn av høyere årlig konsum (antall kilo per individ) enn bjørn og gaupe, og fordi den i hovedsak predaterer på elg, - vårt økonomisk viktigste vilt. I tillegg opptrer ulven, i motsetning til bjørn og delvis gaupe, ved høy tetthet (innefor ulverevir), noe som kan skape store effekter lokalt. Det økonomiske tapet i form av redusert jaktutbytte vil derfor fordele seg ujevnt mellom områder. Konsekvensen er at et fåtall grunneiere og jaktrettighetshavere rammes uforholdsmessig hardt. Spesielt hardt kan det føles for jaktrettighetshavere i marginale elgområder (lav tetthet og tilvekstrate) hvor store deler av elgbestandens årlige tilvekst kan tas av ulv.

I områder med skogbruk vil elgen kunne utgjøre en kostnad ved å redusere tilveksten og kvaliteten av økonomisk verdifullt trevirke. Det er derfor påpekt at tap i form av redusert jaktutbytte som følge av ulv delvis kan kompenseres for ved at en redusert elgbestand i mindre grad reduserer inntekten fra virkeproduksjonen. Det er imidlertid viktig å påpeke at ulv (og bjørn) kun meget unntaksvis vil kunne redusere tettheten av elg med mindre predasjon kombineres med overdreven jakt. I ulverevir vil derfor kostnadene ved redusert virkeproduksjon som følge av høy tetthet av elg komme i tillegg til redusert inntekt av jakt.

Den direkte effekten av store rovdyr på småviltet synes å være betraktelig mindre enn på hjorteviltet (eks. Andrén et al. 1999). Norges Jeger- og Fiskerforbund (NJFF) gjennomførte en større utredning med hensyn til effekter av store rovdyr på jaktbare arter, herunder småvilt (NJFF 1999). Konklusjonen var at selve predasjonseffekten på jaktbare småviltarter ville være minimal. Et mulig unntak til dette kan være for gaupe i områder med liten tilgang til rådyr, men selv her vil den negative effekten antageligvis være liten. I enkelte tilfeller kan det faktisk være at store rovdyr som ulv og gaupe vil ha en positiv effekt på småviltet ved at småviltspesialister som rødrev og mår holdes på et lavt nivå. Kunnskapen om disse forholdene er imidlertid høyst begrenset.

Selv om konkurransen med store rovdyr ansees å være minimal, er det likevel en relativt stor konflikt mellom småviltjegere som jakter med hund i områder med ulv (se også Appendix 3). Noen jakthunder fungerer dårlig i områder med bjørn, men dette er trolig av liten betydning ved dagens lave bjørnetetthet. Av de fire store rovdyrartene, er det først og fremst ulven som er farlig for hunder (Fritts & Paul 1989, Kojola & Kuittinen. 2002) og en hel rekke jakthunder er allerede drept av ulv i Skandinavia (eks Appendix 3.2 og 3.3). I perioden 97/98 til 01/02 ble det dokumentert 72 ulveangrep på hund, fordelt på 38 i Norge og 34 i Sverige (<http://www.viltskadecenter.com>).

Tilsvarende ble det nylig rapportert at 43-65 hunder var angrepet av ulv mellom 1996 og 1999 i Finland (Kojola & Kuittinen 2002).

I første rekke synes det som om løshunder (elghunder, harehunder, rådyrhunder) som halser/loser er mest utsatt for å bli tatt av ulv, men det forhindrer ikke at også andre jegere som benytter bandhund eller fuglehund kvier seg for å jakte i ulveområder (Appendix 3). NJFF utførte en intern undersøkelse med hensyn til bruk av hund i ulveområder i 1999 (S. Brainerd upubliserte data). Her ble det påvist at det var en dramatisk nedgang i kortsalg i deler av Hedmark og Østfold med fast ulvestamme, mens tall fra Akershus var mindre klare ettersom en nedgang i antall solgte jaktkort også ble registrert i områder utenfor etablerte ulverevir. En telefonundersøkelse av registrerte jegere i Akershus og Østfold viste tilsvarende at noe rundt halvparten av jegere sluttet helt eller minsket sin jaktinnsats med hund i dette området (Vold 2001). Selv om det ennå ikke er gjennomført en helhetlig økonomisk analyse er det sannsynlig at redusert småviltjakt med hund også vil gi seg utslag i økonomiske tap for grunneiere som henter deler av inntekten sin fra salg av jaktkort og/eller utleie av hytter/husvære til jegere. På sikt kan det utvikle seg andre jaktformer i ulveområder som delvis kompenserer for dette tapet.

8 Avbøtende tiltak og mulige endringer i rådende praksis

For å begrense belastningen av store rovdyr med hensyn til jaktuttak og jaktutøvelse er det foreslått og delvis gjennomført en rekke tiltak, i første rekke med hensyn til effekten av ulv. Spesielt har det vært fokus på tiltak som kan redusere angrep på jakthunder i ulveområder. I en tidlig fase ble det forsøkt utviklet diverse anordninger som kunne monteres på hunden som beskyttelse mot ulveangrep, men dette arbeidet er ikke videreført (O. Hjeljord, NLH, pers. medd.). Ved Viltskadesenteret på Grimsø i Sverige gjennomfører de flere undersøkelser som er relevante for forholdet mellom ulv og hund, blant annet effekten av å sette bjelle på hunden for å unngå ulveangrep, samt mer grundige studier av hvilke individer i en ulvflokk som fortrinnsvis forestår angrepet. Studiene er ennå ikke avsluttet, men arbeidet og endelig rapport blir å finne på nettsiden: <http://www.viltskadecenter.com>.

8.1 'Ulvetelefonen'

Størst suksess så langt har det trolig vært med den såkalte 'Ulvetelefonen'. Tiltaket tar utgangspunkt i kartblad som er inndelt i 10x10 km ruter som dekker de ulvrevir der en eller flere ulv er radio-merket. Rutene er identifiserte med rutekoder. Når ulver peiles, blir ulvens siste posisjon lagt ut på en telefonsvarer som jegere og andre interesserte kan ringe til for å følge med på ulvens bevegelser. Ulvetelefonen ble først igangsatt høsten 1999 i Leksand-reviret i Sverige som et samarbeidsprosjekt mellom Svenska Jägareförbundet og det skandinaviske ulveforskningsprosjektet, 'Skandulv' (Karlsson og Thoresson 2000). Høsten 2000 ble tiltaket igangsatt i Norge i regi av NJFF, i ulvrevirene i Finnskogen (Nyskog og Bograngen), Kongsvinger-Årjäng-reviret og Mosse-reviret, og i 2001 også i Gråfjellreviret i Hedmark. NJFF valgte å prioritere selve tiltaket i 2002, og derfor var det ikke penger til en evaluering av ulvetelefonen for jaktseasonen 2001/02. Ulvetelefonen høsten 2002 omfattet Gråfjell, Bograngen, Nyskogen, Kongsvinger-Årjäng og Dals-Ed-Halden reviret (den eneste radioulven i Mossereviret forsvant i november 2001). Kartgrunnlaget og opplysninger om telefon-tjenesten ble distribuert til norske jegere via internettssidene til NJFF og gjennom de fylkesvise informasjonsblader til fylkesledd i NJFF i Akershus, Hedmark og Østfold.

Tiltaket skal i utgangspunktet hjelpe til med å forebygge at jakthunder blir drept eller skadet av ulv. Ulvetelefonen brukes også av andre friluftinteresserte som vil vite hvor ulvene er når de peiles.

En evaluering av ulvetelefonen for de siste jaktesongene, som innarbeider den norske undersøkelsen, skal snart foreligge (J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.). En tidligere evaluering av tiltaket for jaktseasonen 2000/01 viser at de fleste jegere i Sverige (over 90%) var positive til tiltaket (J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.). Over 98 % av jegerne som jaktet i Mossere-

reviret (Østfold) og Kongsvinger-Årjäng reviret (Akershus) kjente til tiltaket. Likevel var norske jegere mer skeptiske til tiltaket enn sine svenske kolleger, spesielt i Mosse-reviret. I dette område ble nytteverdien ansett som begrenset fordi ulvetelefonen som regel ikke ble oppdatert mer enn 2-3 ganger i uken. I tillegg var det stor skepsis fordi ulvene kunne bevege seg gjennom det forholdsvis begrensede reviret i løpet av kort tid. Som følge av at ikke alle ulver i et revir er radiomerket, og fordi ikke alle ulvene innefor et område nødvendigvis beveger seg samlet, vil man heller ikke kunne føle seg 100% trygg med hensyn til å slippe en hund på jakt i et ulvrevir (Vold 2001). Likevel mente de fleste norske jegere (>70%), i likhet med de svenske, at ulvetelefonen som tiltak bør fortsette (Vold 2001, J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.).

Signaler som har kommet frem under diverse høringer i forbindelse med utarbeidingen av underlagsmaterialet for Stortingsmelding om rovdyrforvaltning, antyder at ulvetelefonens verdi på norsk side har blitt svekket på grunn av mindre oppfølging, noe som henger sammen med mindre bevilgninger fra DN til dette tiltaket (NJFF v/W. Svendsen, pers. medd.). Dette til tross for signaler fra begge sider av grensen som antyder at tiltaket generelt sett oppfattes som positivt. I Sverige pågår det en diskusjon om hvorvidt man skal drive tiltaket på ideell basis (J. Karlsson, Grimsø, pers. medd.).

Det har i lengre tid vært mistanke om at radio-ulver peiles og skytes ulovlig av personer som har tilgang til scannere og radiomottagere. På grunn av dette er Skandulv nå tvunget til å se på alternative løsninger med hensyn til radiomerking av ulv. I den sammenheng vil det være en utfordring å finne frem til metoder som ivaretar ulvetelefonens brukerverdi. Tilsvarende problem vil oppstå ved en eventuelt redusert bruk av radiosendere på ulv i forskningssammenheng i fremtiden (eller ved økt antall ulv).

8.2 Erstatning for redusert inntekt fra jakt

Som følge av store rovdyrs predasjon på økonomiske viktige viltarter er det også fremmet ønsker og krav om at staten griper inn med økonomisk kompensasjon for tapt utbytte og inntekt for jaktrettighetshavere. Spesielt gjelder dette kompensasjon for elg som predateres i ulveområder, men også kompensasjon for reduserte muligheter til å drive med småviltjakt med hund, med dertil tapte inntekter fra utleie av husvære, bevertning, guiding etc. (Appendix 3).

Ingen har så langt gjennomført en fullstendig økonomisk analyse over omfanget av tapte inntekter for jaktrettighetshavere som følge av etablering av store rovdyr. En presis analyse vil begrenses av stor usikkerhet i både de biologiske og økonomiske parametrene. For å få en viss oversikt over de potensielle kostnaden ved tapt jaktutbytte av hjortevilt har vi gjennomført noen enkle beregninger med bakgrunn i resultatene i kapittel 3.7, gjennomsnittlig slaktevekt for elg (100 kg) og rådyr (12 kg), samt en anslått førstehåndsverdi av viltkjøttet til

kr. 75,-. Gjennomsnittlig slaktevekt på elg er satt lavere enn gjennomsnittet i et vanlig jaktuttak fordi ulven tar hovedsakelig kalv. Med bakgrunn i disse verdiene vil den direkte effekten av ulvens predasjon på elg (3 750 000,-) og rådyr (180 000,-) ha en samlet kostnad på 3 930 000,-. Bjørnens predasjon på elg vil koste noe mindre (787 500,-) som følge av lavere predasjonstakt (3.5 elg per bjørn) og bjørnens predasjon av hovedsakelig elgkalv om sommeren (snittvekt 75 kg under jakta). Direkte kostnader ved predasjon av gaupe på rådyr beløper seg til 3 600 000,-. Dette tilsvarer totalt en kostnad på snau 8.5 millioner kroner. Kostnadene ved predasjon på hjort og villrein vil være små, men kan øke i fremtiden ved en eventuell økt utbredelse og økning i bestandstetthet av store rovdyr. I tillegg kommer indirekte kostnader i form av redusert inntekt fra småviltjakt, utleie av husvære etc., mens kompensatoriske effekter i hjorteviltbestanden (eks. økt fruktbarhet som følge av predasjon av kalv) kan medføre et vist fratrekk.

Det er usikkert om det vil fremmes krav om kompensasjon for alt hjortevilt slått av store rovdyr. Det vil være begrenset kunnskap om fordeling og antall av store rovdyr i et område og i mange områder vil dødelighet som følge av predasjon være umulig å skille fra annen naturlig dødelighet som skyldes ulykker, sykdom og matmangel. I slike områder vil dessuten belastningen være lav og fordele seg over mange jaktrettighetshavere. Dette stiller seg annerledes innefor ulverevir, som ofte er greie og avgrense og hvor predasjonen kan være betydelig. Her vil også belastningen kunne bli uforholdsmessig høy for et fåtall grunneiere. Høy tetthet av bjørn (og kanskje gaupe på sikt) i enkeltområder (eks. Pasvik) kan muligens også oppfattes av jaktrettighetshavere som en 'urettferdig' fordeling av 'byrden' ved store rovdyr, og på sikt utløse krav om erstatning.

Staten utbetaler økonomisk kompensasjon for husdyr tapt på beite til store rovdyr (totalkostnad for 2001: 43 millioner kroner, www.dirnat.no), men noe tilsvarende kompensasjon for villlevende arter tatt av rovvilt er ikke vanlig praksis i Norge. DN har da også stilt seg kritisk til en slik ordning fordi alt vilt i utgangspunktet (i motsetning til jaktretten) er eiendomsløst. Av den grunn ser de det som prinsipielt galt å betale erstatning for at en art utøver sine naturlige instinkter ved å predatere på andre viltarter (Appendiks 4). Motargumentet er gjerne at store rovdyrs predasjon på jaktbart vilt fordeler seg ujevnt på forskjellige jaktrettighetshavere som følge av statlig sonering av hvor rovdyr får lov til å etablere seg, hvilket fratrer enkelte framfor andre inntekten fra en viktig distriktsnæring.

Med denne bakgrunn ble det for jaktåret 2001-2002 igangsatt en prøveordning med statlig kompensasjon for redusert elgjakt i fire jaktfelt innefor leveområdet til ulven ved Koppang (Appendix 4). Kompensasjonsutbetalingen ble utarbeidet som differansen i fellingstall (splittet i kjønn og alder) fra perioden før etablering av ulv og nåværende fellingskvoter, samt en kilopris på kr 70. Ingen kompensasjon ble gitt for indirekte kostnader som følge av redusert utleie av småviltjakt etc, noe som synes å være det viktigste ankepunktet mot ordningen (Appendix 4). I andre områder, hvor ulven har tilsynelatende mindre effekt som følge av høy tetthet av elg, kan det være vanskelig å finne vesentlige endringer i jaktuttaket før og etter

etablering av ulv uten at dette skyldes at ulven tar et lavere *antall* elg. Her vil antagelig andre metoder måtte utvikles for å beregne kompensasjonsutbetalingen.

Hvorvidt statlig kompensasjon for hjortevilt tatt av rovdyr skal bli en rådene praktisk vil først og fremst være et politisk spørsmål. Størrelsen på erstatningsbeløpet vil antagelig alltid være gjenstand for tautrekking, ikke minst som følge av usikkerhet med hensyn til de biologiske forholdene. Uten å ta hensyn til de prinsipielle forholdene anser vi det som sannsynlig at en kompensasjon for tapte jaktrelaterte inntekter som følge av store rovdyr vil ha en vesentlig konfliktdempende effekt.

8.3 Andre forhold

Andre forebyggende tiltak for å redusere effekten at rovdyr tar hjortevilt synes begrenset. Ulv og gaupe, og delvis bjørn ernærer seg i stor utstrekning av hjortevilt som de selv slår. Det samlede uttaket vil derfor i de fleste tilfeller variere med antallet rovdyr. Som påpekt over vil imidlertid flokkstrukturen i en ulvebestand kunne påvirke den gjennomsnittlige predasjonstakten (antall byttedyr per ulv per år) ettersom antall elg slått innefor et revir kun i liten grad er avhengig av antallet ulv som befinner seg der. I den grad et gitt antall ulv er målet for forvaltningen vil derfor en ulvebestand med en høy andel store familiegrupper være å foretrekke for minimalisere avgangen av hjortevilt til predasjon.

Ulv og gaupe vil i mange tilfeller kun utnytter deler av et byttedyr, mens det resterende fortæres av diverse åtseletere. Dette kan skyldes flere forhold hvorav ett trolig er hvor enkelt det er å finne, og slå et nytt byttedyr. I den grad dette er avhengig av kjønn og alder på byttedyret kan predasjonstakten muligens reduseres ved å endre byttedyrets bestandsstruktur ved jakt. Dette er dog forhold vi fortsatt vet lite om.

Avslutningsvis nevner vi at det å drive rovdyr bort fra nylig slått byttedyr i håp om at rovdiret skal forlate området kan være en lite gjennomtenkt strategi. Sannsynligheten for at dette øker predasjonstakten (som følge av behovet for ny mat) framfor det motsatte er overhengende.

9 Innspill fra interesseorganisasjonene

Som et ledd i utredningsarbeidet i forkant av den nye rovviltmeldingen ble det også utsendt invitasjon til en rekke institusjoner med tilknytning til jaktrettighetshaversiden og brukere (NJFF) med ønske om innspill omkring jaktrelaterte problemstillinger.

Gjennomgående avspeiler disse innspillene en bekymring med hensyn til konsekvensene av økende rovviltstammer på jaktbart vilt. Jaktrettighetshaversiden fokuserer i hovedsak på de økonomiske konsekvensene dette har for grunneiere i rovviltområder, mens brukerne (NJFF) nødvendigvis fokuserer mer på hvordan dette reduserer jakttilbudet (lavere jaktbart overskudd) og jaktutøvelsen (begrenser småviltjakt med hund). Felles for alle er en erkjennelse av at ulven utgjør hovedproblemet. Det mest fremtredende tiltaket for å løse/begrense problemet er at staten må kompensere for de reduserte inntektene som følger etablering av store rovdyr. Vi henviser leseren til Appendix 3 for et fullt innsyn i innspillene.

10 Oppsummering og konklusjon

Store rovdyr som ulv, bjørn og gaupe lever i stor grad av hjortevilt. Fordi predasjon mest sannsynlig kommer i tillegg til annen type dødelighet betyr det at jaktuttaket må reduseres ved etablering av store rovdyr i et område. Hvor mye vil være avhengig av rovdyrart og tettheten av rovdyr. Av de tre store rovdyra vil trolig ulven ha den største effekten på det lokale hjorteviltet, både som følge av ulvens relativt store konsum av hjortevilt og relativt høye tetthet innefor ulverevir.

Så langt er den samlede effekten av store rovdyr på tilveksten av hjortevilt beskjeden sammenlignet med effekten av jakt og trafikk. Lokalt kan effekten på tilveksten være større som følge av relativt høy tetthet av rovdyr og/eller lav tetthet og tilvekst av hjortevilt. I slike områder kan inntektene som følger av jakt på hjortevilt reduseres betraktelig. I ulveområder er dessuten jakt med løshund av mindre interesse som følge av stor risiko for ulveangrep på hunden. Dette skaper i sin tur reduserte jaktmuligheter og inntekter av jaktkortsalg, samt redusert sympati for ulv blant jegere og jaktrettighetshavere.

Det er gjennomført et fåtall tiltak for å redusere effekten av store rovdyr på jaktutøvelsen i ulveområder, hvorav den såkalte 'ulvetelefonen' trolig har hatt størst positiv effekt. Tilsvarende er det gjennomført en prøveordning der jaktrettighetshavere innenfor ulverevir får økonomisk kompensasjon for redusert elgjakt. Ordningen er positivt mottatt og kan være med på å redusere konfliktomfanget i andre områder, - også der rovdyr predaterer andre byttedyrarter.

På sikt vil også måten vi regulerer rovdyrbestanden på kunne ha en viss betydning for antallet og fordelingen av hjortevilt som slås. I første rekke gjelder dette ulven, som gjennomgående har en lavere predasjonstakt per individ (eks. antall elg per ulv per år) innenfor store kontra små flokker. Den direkte belastningen på hjorteviltet vil da være minst om bestanden består av få store kontra mange små flokker. Den relative effekten av et gitt antall store rovdyr vil dessuten være mindre i områder med tette bestander av hjortevilt der kun en mindre andel av tilveksten tas av rovdyr. I den utstrekning en ønsker å fordele den relative byrden (i jaktsammenheng) av rovdyr mellom jaktrettighetshavere bør derfor en større andel av rovdyra få leve og reprodusere i lavereliggende og kystnære områder i Sør-Norge.

Helt til slutt er det å merke seg at det fortsatt er mye vi ikke vet om forholdene mellom store rovdyr og hjortevilt og hvordan dette vil påvirke jaktinteressene. Dette gjelder ikke minst hvilke kompensatoriske effekter som vil gjelde innefor slike flerartssystemer. Forståelsen av disse forholdene vil kunne ha betydning for hvordan vi best kan forvalte store rovdyr i forhold til jaktinteressene. I vår streben etter å redusere konfliktomfanget mellom rovdyr og jaktinteressene (og andre interesser) er det dessuten viktig å huske at store rovdyr også har økologiske funksjoner utover det faktum at de dreper og spiser hjortevilt (eks. bidrar med åtsler, indirekte påvirkning på evolu-

sjonære prosesser og atferd hos hjortevilt). Dette er funksjoner som gjennom de siste hundre år kun i liten grad har vært operative i norske systemer, men som på lengre sikt kan være viktige for økosystemets funksjon.

11 Litteratur

- Adams, L. G., Singer, F. G., & Dale, B. W. 1995. Caribou calf mortality in Denali National Park, Alaska, - *J. Wildl. Manage.* 59: 584-594.
- Allen, D.L. 1979. Wolves of Minong: Isle Royale's wild community. - University of Michigan Press, Ann Arbor.
- Andersen, R. & Linnell, J.D.C. 2000. Irruptive potential in roe deer: density dependent effects on rate of increase and fecundity. - *Journal of Wildlife Management*, 64: 698-706.
- Andersone, Z. 1998. Summer nutrition of wolf (*Canis lupus*) in the Slitere Nature Reserve, Latvia. - *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, 52B: 79-80.
- Andrén, H., Liberg, O. & Sand, H. 1999. De store rovdjurens inverkan på de vilda bytesstammarna i Sverige. I 'Bilagor till Sammanhållen rovdjurspolitik', SOU 199: 46 s.
- Ballard, W. B. & Larsen, D. G. 1987. Implications of predator – prey relationships to moose management. - *Swed. Wildl. Res. Viltrevy Suppl.* 1: 581-602.
- Ballard, W. B., Miller, S. D., & Whitman, J. S. 1990. Brown and black bear predation on moose in southcentral Alaska. - *ces* 26: 1-8.
- Ballard, W. B. 1992. Bear predation on moose: A review of recent North American studies and their management implications. - *Alces Supplement*: 162-176.
- Ballard, W.B. Ayres, L. A. Krausman, P. R. Redd, D. J. & Fancy, S: G. 1997. Ecology of wolves in relation to a migratory caribou herd in Northwest Alaska. - *Wildlife Monographs*, 135.
- Ballard, W.B. & Van Ballenberghe, V. 1998. Predator / prey relationships. - S 247-273 i Franzmann, A.W. & Schwartz C.C., eds. *Ecology and Management of the North American Moose*. Smithsonian Institutional Press, London.
- Berger, J., Daneke, D., Johnson, J. & Berwick, S.H. 1983. Pronghorn foraging economy and predator avoidance in a desert ecosystem: implications for the conservation of large mammalian herbivores. - *Biological Conservation* 25: 193-208.
- Berger, J. 1998. Future prey: some consequences of the loss and restoration of large carnivores. - Pp. 80-104 in Caro, T.M., ed. *Behavioral Ecology and Conservation Biology*. Oxford University Press, Oxford
- Berger, J. 1999. Anthropogenic extinction of top carnivores and interspecific animal behaviour: implications of the rapid decoupling of a web involving wolves, bears, moose and ravens. - *Proceedings of the Royal Society of London B* 266: 2261-2267.
- Berger, J., Swenson, J.E., & Persson, I.L. 2001. Recolonizing carnivores and naïve prey: conservation lessons from Pleistocene extinctions. *Science*, 291: 1036-1039.
- Bergerud, A.T. 1985. Antipredator strategies of caribou: dispersion along shorelines. - *Canadian Journal of Zoology* 63: 1324-1329.
- Bertram, M.R. & Vivion, M.T. 2002. Moose mortality in eastern interior Alaska. *J. Wildl. Manage.* 66: 747-756.
- Birkeland, K.H. & Myrberget, S. 1980. The diet of the lynx in Norway. - *Fauna Norvegica Series A* 1: 24-28.

- Bjorge, R.R. & Gunnson, J.R. 1989. Wolf, *Canis lupus*, population characteristics and prey relationships near Simonette River, Alberta. - *Can. Field-Nat.* 103: 327-334.
- Bobek, B., Perzanowski, K. & Smietana, W. 1992. The influence of snow cover on wolf *Canis lupus* and red deer *Cervus elaphus* relationships in Bieszczady Mountains.) - pp. 341-348 in Bobek, B. Perzanowski, K.W., eds. *Global trends in wildlife management BegelinTransactions 18th IUGB Congress.* Swiat Press, Krakow-Warszawa.
- Boertje, R.D., Grangaard, D.V. & Kelleyhouse, D.G. 1988. Predation on moose and caribou by radio-collared grizzly bears in eastern Alaska. - *Can. J. Zool.* 66: 2492-2499.
- Boyce, M.S. 1995. Anticipating consequences of wolves in Yellowstone: model validation. - S 199-210 i Carbyn, L.N., Fritts, S.H. & Seip, D.R., red. 'Wolves in a changing world' Canadian Circumpolar Institute, Univeristy of Alberta, Edmonton, Canada.
- Breitenmoser, U. & Haller, H. 1993. Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. - *Journal of Wildlife Management* 57: 135-144.
- Brown, J.S., Laundré, J.W. & Gurung, M. 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. - *Journal of Mammalogy* 80: 385-399.
- Brøseth, H., Odden, J., Linnell, J.D.C. 2003. Minimum antall familiegupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i perioden 1996-2002. - NINA rapport, tilgjengelig på: www.nina.no/nidaros.
- Brøseth, H. 2002. Beiteområder og rovdyrbelastning – områdevis risikovurdering av rovdyrangrep på sau basert på data fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for store rovdyr. - NINA-rapport, tilgjengelig på: <http://odin.dep.no/md/rovviltmelding>.
- Bufka, L. & Cerveny, J. 1996. The lynx (*Lynx lynx* L.) in the Sumava region, southwest Bohemia. - *Journal of Wildlife Research* 1: 167-170.
- Byers, J.A. 1997. American pronghorn: social adaptations and the ghosts of predators past. - University of Chicago Press, Chicago.
- Bækken, B.T., K. Elgmork & Wabakken, P. 1994. The Vassfaret brown bear population in central-south Norway no longer detectable. - *International Conference on Bear Research and Management* 9(1): 179-185.
- Carbyn, L.N. 1983. Wolf predation on elk in Riding Mountain National Park, Manitoba. - *Journal of Wildlife Management* 47: 963-976.
- Caro, T.M. & Fitzgibbon, C.D. Large carnivores and their prey: the quick and the dead. - Pp. 117-142 in Crawley, M.J., ed. *Natural enemies: the population biology of predators, parasites and diseases.* Oxford. 1992.
- 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.
- Crooks, K.R. & Soulé, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. - *Nature* 400: 563-566.
- Dahle, B., Sørensen, O.J., Wedul, E.H., Swenson, J.E. & Sandegren, F. 1998. The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia.: effects of access to free-ranging domestic sheep *Ovis aries*. - *Wildl. Biol.* 4: 147-158.
- Dale, B.W., Adams, L.G., & Bowyer, R.T. 1994. Functional-response of wolves preying on barren-ground Caribou in a multiple-prey ecosystem. - *Journal of Animal Ecology*, 63(3): 644-652.
- Danilov, P.I. & Rusakov, O.S. 1979. [Predatory mammals of the northwest of the USSR]. - Nauka, Leningrad.
- Dunker, H. 1988. Winter studies on the lynx (*Lynx lynx*) in southeastern Norway from 1960-1982. - *Meddelelser fra Norsk Viltforskning* 3: 1-56.
- Edwards, J. 1983. Diet shifts in moose due to predator avoidance. - *Oecologia*, 60, 185-189.
- Ericsson G. & Wallin K. 1993. Antallet älgar som ses - bare en fråga om hur många som finns. - Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Umeå, Sweden.
- Ericsson G. & Wallin K. 1999. Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. - *Wildl. Biol.* 5: 177-185.
- Fritts, S.H. & Mech, L.D. 1981. Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. - *Wildl. Monogr.* 80: 1-79.
- Fritts, S.H., & Paul, W.J. 1989. Interactions of wolves and dogs in Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.* 17:1 21-123.
- Fritts, S.H., Bangs, E.E. & Gore, J.F. 1994. The relationship of wolf recovery to habitat conservation and biodiversity in the northwestern United States. - *Landscape and Urban Planning* 28: 23-32.
- Fuller, T.K. & Keith, L.B. 1980. Wolf population dynamics and prey relationships in northeastern Alberta. - *Journal of Wildlife Management*, 44(3): 583-602.
- Fuller, T.K. 1989. Population dynamics of wolves in N-C. Minnesota. - *Wildl. Monogr.* 105: 1-41.
- Fuller, T.K. 1991. Effect of snow depth on wolf activity and prey selection in north central Minnesota. - *Canadian Journal of Zoology*, 69: 283-287.
- Gasaway, W.C., Boertje, R.D. Grangaard, D.V. Kelleyhouse, D.G., Stephenson, R.O., & Larsen, D.G. 1992. The role of predation in limiting moose at low densities in Alaska and Yukon and implications for conservation. - *Wildl. Monogr.* 120: 1-59.
- Glöersen, G. 1996. Rapport från lo- och varginventeringen 1996. - Svenska Jägareförbundets viltövervakning: 1-8.
- Gvozdev, E.B. 1982. [Mammals of Kazakhstan, vol 3]. - Nauka, Alma Ata.
- Haglund, B. 1966. De stora rovdjurens vintervanor. - *Viltrevy* 4: 1-311.
- Haglund, B. 1968. De stora rovdjurens vintervanor 1. *Viltrevy* 5: 217-361.
- Halley, D.J. & Gjershaug, J.O. 1998. Inter- and intra-specific dominance relationships and feeding behaviour of golden eagles *Aquila chrysaetos* and sea eagles *Haliaeetus albicilla* at carcasses. - *Ibis* 140: 295-301.
- Hatter, I.W. & Bergerud, W.A. 1991. Moose recruitment, adult mortality and rate of change. - *Alces* 27: 65-73.
- Hayes, R.D. Baer, A.M. Wotschikowsky, U. & Harestad, A.S. 2000. Kill rate by wolves on moose in the Yukon. - *Canadian Journal of Zoology* 78: 49-59.

- Hayes, R.D. & Harestad, A.S. 2000. Wolf functional response and regulation of moose in the Yukon. - *Canadian Journal of Zoology* 78: 60-66.
- 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.
- Henriksen, G. & Halvorsrud, J. 1994. Gaupa i Finnmark. - *Fauna*, 47: 260-265.
- Hilderbrand, B., Schwartz, C.C., Robbins, C.T., Jacoby, M.E. Hanley, T.A. Arthur, S.M. & Servheen, C. 1999. The importance of meat, particularly salmon, to body size, population productivity, and conservation of North American brown bears. - *Can. J. Zool.* 77: 132-138.
- Holt, G. & Berg, C. 1990. Sarcopateskab hos rødrev og andre villlevende rovdyr i Norge. - *Norsk Veterinærtidsskrift* 102: 427-432.
- Hovey, F.W. & McLelland, B.N. 1996. Estimating population growth of Grizzly bears from Flathead River drainage using computer simulations of reproduction and survival rates. - *Can. J. Zool.* 74: 1409-1416.
- Hundertmark, K.J. 1998. Home range, dispersal, and migration. - S. 303-335 i Franzmann, A.W. & Schwartz, C.C., red. *Ecology and Management of the North American Moose* Smithsonian Institutional Press, London.
- Hunter, L.T.B. & Skinner, J.D. 1998. Vigilance behaviour in African ungulates: the role of predation pressure. - *Behaviour* 135: 195-211.
- Ingerslev, T. & Due, R. 1998. Omfang og årsager af kalvetabet i en midt-norsk tamrenflokk. - Specialoppgave, Afdeling for Populationsbiologi, København Universitet.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H., & Ruprecht, A. L. 1992. Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Bialowieza National-park, Poland. *Oecologia*, 90(1): 27-36.
- Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Milkowski, L., Jedrzejewska, B., & Okarma, H. 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality – The local (Bialowieza forest) and the paleartic viewpoints. - *Acta Theriologica*, 38(4): 385-403.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H., Schmidt, K., Bunevich, A.N. & Milkowski, L. 1996. Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of the lynx in the Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus). - *Ecography* 19: 122-139.
- Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. 1998. Predation in vertebrate communities: the Bialowieza Primeval Forest as a case study. - Springer, Berlin.
- Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Theuerkauf, J., Jedrzejewska, B., Selva, N., Zub, K. & Szymura, L. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Bialowieza Primeval Forest (Poland). - *Ecology* 82: 1341-1356.
- Jobin, A. 1998. Predation patterns of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. - Ph.D. thesis, Universitat Bern, Switzerland.
- Jobin, A., Molinari, P. & Breitenmoser, U. 2000. Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. - *Acta Theriologica* 45: 243-252.
- Johansson, K. 2002. Wolf territories in Scandinavia; Sizes, variability and their relation to prey density. Final graduate work, 26 p. Grimsö forskningsstation, SLU
- Karlsen, J. 1997. The impact of lynx (*Lynx lynx*) predation and hunting on a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in southeastern Norway. - Cand. scient. Thesis, Norwegian University for Science and Technology, Trondheim.
- Karlsson, J. & Thoresson, S. 2000. Jakthundar i vargrevir -En jämförelse av jakthunds användningen i fem olika vargrevir och statistiken över vargangrepp på hundar 1999/2000. Viltskadecenter, Grimsö.
- Karns, P.D. 1998. Population, distribution, density and trends. S. 125-139 i Franzmann, A.W. & Schwartz, C.C., red. *Ecology and Management of the North American Moose* Smithsonian Institutional Press, London.
- Kojola, I. & Kuittinen J. 2002. Wolf attacks on dogs in Finland. - *Wildlife Society Bulletin* 30: 498-501.
- Kruuk, H. 1972. Surplus killing by carnivores. - *Journal of Zoology*, 166, 233-244.
- Kvam, T. 1997. Bestandsestimat for gaupe 1995-96 og 1996-97. - NINA Rapport.
- Labonté, J., Ouellet, J-P., Courtois, R. & Bélisle, F. 1998. Moose dispersal and its role in the maintenance of harvested populations, - *J. Wildl. Manage.* 62: 225-235.
- Lande, R. Sæther, B.-E., & Engen, S. 2001. Sustainable exploitation of fluctuating populations. S 67-86 i Reynolds, J.D., Mace, G.M., Redford, K.H. & Robinson, J.G., eds. *Conservation of exploited species* Cambridge University Press, Cambridge.
- Laundré, J.W., Hermández, L. & Altendorf, K.B. 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 1401-1409.
- Liberg, O. & Glörsen, G. 1995. Lodjurs - och varginventeringar 1993-1995. - *Viltforskningsrapporter fra Svenska Jägareförbundets*: 1-30.
- Liberg, O. 1997. Lodjuret. - Svenska Jägareförbundet, Uppsala, Sweden.
- Lindström, E.R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jöderberg, L., Lemnell, P.A., Martinsson, B., Sköld, K., & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange. Red fox predation and prey populations. - *Ecology*, 75, 1042-1049.
- Linnell, J.D.C., Aanes, R., & Andersen, R. 1995. Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. - *Wildlife Biology*, 1, 209-224.
- Linnell, J.D.C., Støen, O.G., Odden, J., Ness, E., Gangås, L., Karlsen, J., Eide, N. & Andersen, R. 1996. Gaupe og rådyr i østre deler av Hedmark. – NINA Oppdragsmelding 414: 1-38.
- Linnell, J.D.C., Wahlström, L.K. & Gaillard, J.M. 1998. From birth to independence: birth, growth, neonatal mortality, hiding behaviour and dispersal. - Pp. 257-284 in Andersen, R., Duncan, P. & Linnell, J.D.C., eds. *The European roe deer: the biology of success*. 1998.
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Pedersen, V. & Andersen, R. 1998. Records of intra-guild predation by Eurasian lynx, *Lynx lynx*. - *Canadian Field Naturalist* 112: 707-708.

- Linnell, J.D.C., Swenson, J. & Andersen, R. 2001. Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. - *Animal Conservation* 4: 345-350.
- Loison, A. & Langvatn, R. 1998. Short- and long term effect of winter and spring weather on growth and survival of red deer in Norway. - *Oecologia*, 116: 489-500.
- Mech, L.D. 1995. The challenge and opportunity of recovering wolf populations. - *Conservation Biology* 9: 270-278.
- Mech, L.D. Meier, T.J. Burch, J.W. & Adams, L.G. 1995. Patterns of prey selection by wolves in Denali national park, Alaska. - S 231-243 i Carbyn, L.N. Fritts, S.H. & Seip, D.R., red. 'Wolves in a changing world'. Canadian Circumpolar Institute, Univeristy of Alberta, Edmonton, Canada.
- Mech, L.D., Adams, L.G., Meier, T.J., Burch, J.W. & Dale, B.W. 1998. The wolves of Denali.- University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Messier, F. 1994. Ungulate population-models with predation – a case-study with the north-american moose. - *Ecology*, 75(2): 478-488.
- Miller, S.D. & Schoen, J. 1999. Status and management of the brown bear in Alaska. - S 40-46 i 'Servheen, C. Herrero, S. & Peyton, B., eds. Bear, Status Surveys and Conservation Action Plan, IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist groups, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, C. & Breitenmoser, U. 2002. Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the SWiss Jura Mountains. - *Wildlife Biology* 8: 109-116.
- Myreberget, S. 1969. The Norwegian population of brown bear, *Ursus arctos* L. Medd. Satens Viltunders., 2. serie, 29: 1-21.
- Myrberget, S. 1970. Den norske bestand av jerv *Gulo gulo* (L.) og gaupe *Lynx lynx* (L.). - Meddelelser fra Statens Viltundersøkelser, 2: 1-35.
- Nelson, M.E. & Mech, L.D. 1986. Relationships between snow depth and gray wolf predation on white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 50: 471-474.
- NJFF 1999. Hvordan påvirker predasjonstrykket fra de store rovdyrene de jaktbare viltartene? Utvalgsrapport. - Norges Jeger- og Fiskerforbund, Hvalstad.
- Novilov, G.A., Airapetyanc, A., Pukinsky, Y.B., Strelkov, P.P. & Timofeeva, E.T. 1970. Mammals of the Leningrad Oblast (Fauna, ecology and practical significance). - State University of Leningrad, Leningrad.
- Nowicki, P. 1997. Food habits and diet of the lynx (*Lynx lynx*) in Europe. - *Journal of Wildlife Research* 2: 161-166.
- O'Donoghue, M., Boutin, S., Krebs, C.J. & Hofer, E. J. 1997. Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. - *Oikos* 80: 150-162.
- Okarma, H. 1984. The physical condition of red deer falling prey to the wolf and lynx and harvested in the Carpathian Mountains. - *Acta Theriologica* 29: 283-290.
- Okarma, H. 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. - *Acta Theriologica*, 40, 335-386.
- Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K, Kowalczyk, R. & Jedrezejewska, B. 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza primeval forest, Poland. - *Acta Theriologica* 42: 203-224.
- Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K, Sniezko, S., Bunevich, A.N. & Jedrezejewska. 1998. Home ranges of wolves in Bialowieza primeval forest, Poland, compared with other eurasian populations. - *J. Mammal.* 79: 842-852.
- Olsson, O., Wirtberg, J., Andersson, M., & Wirtberg, I. 1997. Wolf *Canis lupus* predation on moose *Alces alces* and roe deer *Capreolus capreolus* in south-central Scandinavia. - *Wildlife Biology*, 3(1): 13-25.
- Orians, G.H., Cochran, P.A., Duffield, J.W., Fuller, T.K., Gutierrez, R.J., Haneman, W.M., James, F.C., Kareiva, P., Kellert, S.R., Klein, D., McLellan, B.N., Olson, P.D. & Yaska, G. 1997. Wolves, bears, and their prey in Alaska: biological and social challenges in wildlife management. - National Research Council, Washington DC.
- Palm D. 2001. Prey selection, kill and consumption rates of moose by wolves in central Sweden. - Final graduate work, 20 p Grimsö forskningsstation, SLU.
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., & Delibes, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses and rabbits. - *Conservation Biology*, 9, 295-305.
- Palomares, F. & Caro, T. M. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. - *American Naturalist* 153: 492-508.
- 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.
- Persson J. & Sand, H. 1998. Vargen, viltet, ekologien och människan. - Svenska Jägerförbundet, Stockholm, Sweden.
- Persson J. 1996. Vargars populationsdynamik – ett svensk perspektiv. Examensarbete I skoglig zoologi. - Inst. Skoglig zoologi, SLU, Umeå.
- Persson, I.-L., Wikan, S., Swenson, J. & Mysterud, I. 2001. The diet of the brown bear *Ursus arctos* in the Pasvik Valley, northeastern Norway. - *Wildlife Biology*, 7: 27-37.
- Peterson, R.O. 1977. Wolf ecology and prey relationships on Isle Royale. - *Natl. Park Serv. Sci. Monogr. Ser.* 11. 210 pp.
- Peterson, R.O., Woolington, J.D., & Bailey, T.N. 1984. Wolves of the Kenai Peninsula, Alaska. - *Wildlife Monographs*, 88 pp.
- Peterson, R.O., Page, R.E., & Dodge, K.M. 1984. Wolves, moose and the allometry of population cycles. - *Science*, 224: 1350-1352.
- Peterson, R.O. & Page, R.E. 1988. The rise and fall of Isle Royale wolves 1975-1986. - *J. Mamm.* 69: 89-99.
- Peterson, R.O. 1995. Wolves as interspecific competitors in canid ecology. - Pp. 315-324 in Carbyn, L.N., Fritts, S.H. & Seip, D.R., eds. Ecology and conservation of wolves in a changing world. Alberta, Canada. 1995.
- Peterson, R.O. 1995. The wolves of Isle Royale: a broken balance. - Willow Creek Press, Minocqua, Wisconsin.

- Peterson, R.O. 1999. Wolf-moose interaction on Isle Royale: the end of natural regulation. - *Ecological Applications*: 10-16.
- Peterson, R.O. & Vucetich, J. A. 2002. Ecological studies of wolves on Isle Royale. - Annual report 2001-2002. School of Forestry and Wood Products, Michigan Technological University, Houghton, Michigan, USA.
- Post, E., Stenseth, N.C., Peterson, R.O., Vucetich, J.A. & Ellis, A.M. 2002. Phase dependence and population cycles in a large-mammal predator-prey system. - *Ecology* 83: 2997-3002.
- Post, E. & Forchhammer, M.C. 2001. Pervasive influence of large-scale climate in the dynamics of a terrestrial vertebrate community. - *BMC Ecology* 1: 5.
- Post, E., Peterson, R.O., Stenseth, N.C., & McLaren, B.E. 2002. Ecosystem consequences of wolf behavioural response to climate. - *Nature*, 401: 905-907.
- Pulliaainen, E., Lindgren, E. & Tunkkari, P.S. 1995. Influence of food availability and reproductive status on the diet and body condition of the European lynx in Finland. - *Acta Theriologica* 40: 181-196.
- Putman, R.J. 1978a. Flow of energy and organic matter from a carcass during decomposition: decomposition of small mammal carrion in temperate systems 2. - *Oikos* 31: 58-68.
- Putman, R.J. 1978b. Patterns of carbon dioxide evolution from decaying carrion: decomposition of small mammal carrion in temperate systems 1. - *Oikos* 31: 47-57.
- Putman, R.J. 1983. Carrion and dung: the decomposition of animal wastes. - Edward Arnold, London.
- Quinn, N.W.S. & Thompson, J.E. 1987. Dynamics of an exploited Canada lynx population in Ontario. - *Journal of Wildlife Management* 51: 297-305.
- Renå, J.T. 1997. Gaupas vinterdiett i Hedmark. - MSc Thesis, Agricultural University of Norway - Ås.
- Sand H., Wabakken P., Wikenros C., Liberg O., & Pedersen H-C. 2002. Patterns of prey selection by Scandinavian wolves. - Abstract and oral presentation in: International Moose Conference, Hafjell, Norway.
- Sandegren, F. & Swenson, J. 1997. Bjørnen – viltet, ekoloien och människan. - Svenska Jägerförbundet, Stockholm, Sweden.
- Schlegel, M. 1976. Factors affecting calf elk survival in northcentral Idaho, a progress report. - *Proc. Ann. Conf. W. Assoc. St. Game and Fish Comiss.* 56: 342-355.
- Schmidt-Posthaus, H., Breitenmoser-Würsten, C., Posthaus, H., Bacciarini, L.N. & Breitenmoser, U. 2002. Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. - *Journal of Wildlife Diseases* 38: 84-92.
- Schwartz, C.C. & Franzmann, A.W. 1991. Interrelationship of black bears to moose and forest succession in the northern coniferous forest. - *Wildl. Monogr.* 113: 1-58.
- Shortak, S.V. & Bunevich, A.N. 1986. Impact of lynx on the population of European red deer. - 4th Conference of the All-Union Theriological Society 3: 76-77.
- Skogland, T. 1989. Comparative social organisation of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. - *Advances in Ethology* 29: 1-74.
- Skogland, T. 1991. What are the effects of predators on large ungulate populations? - *Oikos* 61: 401-411.
- Skogland, T. 1994. Villrein, fra urinnvåner til miljøbarometer. - Teknologisk forlag.
- Solberg, E.J. & Sæther, B.-E. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. - *Wildlife Biology*, 5(2): 107-117.
- Solberg, E.J., T.H. Ringsby, B-E. Sæther & M. Heim. 2002. Biased adult sex ratio can affect fecundity in primiparous moose. - *Wildlife Biology* 8: 109-120.
- Stephens, P.W. & Peterson, R.O. 1984. Wolf-avoidance strategies of moose. - *Holarctic Ecology* 7: 239-244.
- Stephenson, R.O. Ballard, W.B. Smith, C.A. & Richardson, K. 1995. Wolf biology and management in Alaska, 1981-1992. - S 43-54 i Carbyn, L.N. Fritts, S.H. & Seip, D.R., eds. 'Wolves in a changing world', Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton, Canada.
- Storaas, T., Andreassen, H.P., Gundersen, H., Nicolaysen, K., Solberg, E.J., Steinset, O.K., Wabakken, P., Zimmermann, B. & Aalbu, F. 2001. Redda av trekkelg – elgproduksjonen i reviret til Koppang-ulveflokket. - *Hjorteviltet*, 90-95.
- Storaas, T., Gundersen, H., Nicolaysen, K., Andreassen, H., Arnemo, J., Solberg, E.J., Steinset, O.K., Wabakken, P. & Zimmermann, B. 2002. Ansvarlege grunneigarar, ulvenkje og overlevande elgkalvar. - *Hjorteviltet*, 4-8.
- Stubsjoen, T., Saether, B.-E., Solberg, E. J., Heim, M., & Rolandsen, C. M. 2000. Moose (*Alces alces*) survival in three populations in northern Norway. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1822-1830.
- Sunde, P. & Kvam, T. 1997. Diet patterns of Eurasian lynx *Lynx lynx*: what causes sexually determined prey size segregation? *Acta Theriologica* 42: 189-201.
- Sunde, P., Overskaug, K. & Kvam, T. 1999. Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? - *Ecography* 22: 521-523.
- Sunde, P., Kvam, T., Bolstad, J.P. & Bromdal, M. 2000. Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. - *Ecography* 23: 291-298.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Wabakken, P., Bjärvall, A., Soderberg, A., & Franzen, R. 1994. The historic and present status and management of the brown bear (*Ursus arctos* L.) in Scandinavia. - *NINA Forskningsrapport* 53: 23 pp.
- Swenson, J.E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvel, 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.
- Swenson, J.E. & Wikan, S. 1996. A population estimate for brown bears in Finnmark County, North Norway. - *Fauna norvegica, Serie A.* 17: 11-15.
- Swenson, J.E. Dahle, B. & Sandegren, F. 2001. Bjørnens predasjon på elg. - *NINA Fagrapport* 048: 1-22.
- Sylvén, S. 2000. Effects of scale on hunter moose *Alces alces* observation rate. - *Wildlife Biology* 6: 157-165.
- Sæther B.E., Solbraa, K., Sødal, D.P. & Hjeljord O. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn. - *NINA, Forskningsrapport* 28.

- Sæther, B.E., Andersen, R., Hjeljord, O. & Heim, M. 1996. Ecological correlates of regional variation in life history of the moose *Alces alces*. - *Ecology*, 77: 1493-1500.
- Sæther, B.-E., Engen, S., Swenson, J.E., Bakke, Ø. & Sandegren, F. 1998. Assessing the viability of Scandinavian brown bear *Ursus arctos* populations: the effects of uncertain parameter estimates. - *Oikos* 83: 403-416.
- Sæther, B.-E., Heim, M., & Solberg, E.J., Jacobsen, K.S., Olstad, R., Stacy, J. & Sviland, M. 2001a. Effekter av rettet avskytning på elgbestanden på Vega. - NINA-Fagrapport 049: 39pp.
- Sæther, B.-E., Engen S. & Solberg, E.J. 2001b. Optimal harvest of age structured populations of moose *Alces alces* in a fluctuating environment. - *Wildlife Biology* 7: 171-179.
- Thomas, D.C. 1995. A review of wolf-caribou relationships and conservation implication in Canada. - S 261-273 i Carbyn, L.N. Fritts, S.H. & Seip, D.R., red. 'Wolves in a changing world'. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton, Canada.
- Towne, E.G. 2000. Prairie vegetation and soil nutrient responses to ungulate carcasses. - *Oecologia* 122: 232-239.
- Valdmann, H., Koppa, O., & Looga, A. 1998. Diet and prey selectivity of wolf *Canis lupus* in middle- and southeastern Estonia. - *Baltic Forestry* 4: 42-46.
- Vold, A.S. 2001. Rapport over en telefonundersøkelse utført av det skandinaviske ulveprosjektet, SKANDULV. - Oppdragsrapport til Norges Jeger- og Fiskerforbund/SKANDULV.
- Vos, J. 2000. Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north of Portugal. *Journal of Zoology*, London, 251: 457-462.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjarvell, A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. - *Can. J. Zool.* 79: 710-725.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Sand, H., Stenset, O.K. & Kojola, I. 2002. Ulv i Skandinavia, Statusrapport for vinteren 2001-2002. - Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport nr. 2.
- Wabakken, P., Zimmermann, B., Pedersen, H.C., Dötterer, M., Maartmann, E. & Steinset, O.K. 2002. Ulv og elg i Hedmark: Elgtetthet og Gråfjellparrets uttak av elgstammen vinteren 2001-2002. - Høgskolen i Hedmark, uspesifikk rapport 6/1 2003.
- Wahlström, L.K. & Liberg, O. 1995. Contrasting dispersal patterns in two Scandinavian roe deer *Capreolus capreolus* populations. - *Wildlife Biology* 1: 159-164.
- 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.
- Whitten, K.R., Garner, G.W., Mauer, F.J. & Harris, R.B. 1992. Productivity and early calf survival in the porcupine caribou herd. - *J. Wildl. Manage* 56: 201-212.
- Wikenros C. 2001. Effects of winter wolf predation on moose and roe deer a year with increased pack size. - Final graduate work, 20 p. Grimsö forskningsstation, SLU.
- Zheltuhin, A.S. 1987. Lynx in the southern taiga of Vertinevolzhye: ecology, behaviour, management and conservation. - PhD Thesis, Moscow.
- Zyryanov, A.N. 1997. Lynx in the Krasnoyarsk district. - Fauna and ecology of terrestrial vertebrates of Siberia. Krasnoyarsk State University, Krasnoyarsk. 177-195 Pp.
- Øvrum, L. 2000. At the scene of the crime; lynx handling of prey in Hedmark. - Cand. scient. Thesis, Norwegian University for Science and Technology, Trondheim.
- Aanes, R. & Andersen, R. 1996. The effects of sex, time of birth, and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. - *Can. J. Zool.* 74: 1857-1865.

Appendix 1. Beregning av tetthet av elg, hjort og rådyr

Ved beregning av tetthet av elg, hjort og rådyr innefor de forskjellige fylkene har vi forholdt oss til fylkesvise avskytingstall for de siste tre årene (1999-2001) for hjort og elg og for perioden 1996-2000 for rådyr. Disse avskytingstallene er siden samholdt med netto tilvekstrate for de respektive artene. For elg har vi benyttet fylkesvise gjennomsnittlige tilvekstrater (**figur 4.6**), mens vi for rådyr har benyttet regionvise rater varierende fra 10 til 30%. Høyeste tilvekstrate forventer vi i kystnære strøk på Østlandet og Sørlandet (mørkegrå i **figur 4.1**) og middels tilvekstrate (20%) i sonen innefor (mellomgrå i **figur 4.1**). Lavest tilvekstrate (10%) forventer vi i høyereliggende innlandsstrøk (lysegrå i **figur 4.1**). For hjort har vi benyttet en antatt netto tilvekstrate på 22-37% (E. Meisingset pers. medd.); 37% i N-Trøndelag, S-Trøndelag og Møre og Romsdal, 32% i Sogn og Fjordane og 28% i Hordaland og 22% i de resterende fylkene. Vi antar videre at det gjennomsnittlige jaktuttaket tilsvarer gjennomsnittlig netto tilvekst av de respektive hjorteviltbestandene innen de forskjellige fylkene. Antallet dyr på vinteren av hver art innen hvert fylke kan da beregnes ved følgende formel:

$$\text{Antallet vinterdyr} = J/T,$$

hvor J er gjennomsnittlig jaktuttak, mens T er netto tilvekstrate. Bestandstettheten vinterstid blir da antallet vinterdyr delt på arealet innen de forskjellige fylkene. Vi har benyttet tellende jaktareal for elg eller hjort som et mål på arealet som benyttes av alle tre hjorteviltartene. Dette er trolig noe misvisende med hensyn til rådyret som også i stor grad benytter deler av landbruksområdene som ikke inngår i tellende jaktareal, spesielt på Østlandet. I Vestfold, Østfold og Akershus (som har store landbruksområder) utgjør således tellende jaktareal for elg (skog og myr) kun 52-61% av det gjennomsnittlige totalarealet i kommunene. Det er derfor sannsynlig at tettheten av rådyr her er noe lavere enn estimert.

Tettheten beregnet på denne måten vil være følsom for avvik fra antagelsen om at jaktuttaket tilsvarer netto tilvekst i hjorteviltbestanden. Størst feil kan derfor forventes i områder der uttaket er mindre enn tilveksten (bestanden øker) eller større enn tilveksten (bestanden synker). Bestandsendringer vil ofte reflekteres i jaktuttaket, hvilket betyr at tetthetsestimatene kan forventes å være minst korrekt der antall dyr skutt øker eller synker vesentlig i tidsperioden 1996-01. Tilsvarende er det viktig å påpeke at tilvekstratene for hjort og rådyr er anslått med bakgrunn i et svært begrenset datagrunnlag. Estimater vil likevel kunne gi et grovt inntrykk av tettheten av hjortevilt i et område.

Appendix 2. Beregning av netto tilvekstrate i norske elgbestander

Vi beregnet netto tilvekstrate i norske kommuner ved å benytte kjønns og aldersfordeling av elg observert av jegerne under jakta. Dette materialet, ofte kalt 'Sett elg', gir et rimelig bilde på bestandsstrukturen i elgbestanden på høsten forutsatt at antallet observasjoner er relativt høyt og at uttaket av de respektive kjønns og aldersgruppene ikke avviker mye fra sammensetningen i bestanden (se Solberg & Sæther 1999, Ericsson & Wallin 1999, Solberg et al. 2002 for mer informasjon). Med bakgrunn i dette materialet kan da netto tilvekstrate beregnes ved bruk av følgende formel (Hatter & Bergerud 1991);

$$\text{Netto tilvekstrate} = (R - M)/(1 - R),$$

hvor R er andelen kalv av alle kjønns og aldersbestemte dyr observert (Rekrutteringsraten) og M er dødelighetsraten (Mortalitetsraten). Ved beregning av tilvekstratene benyttet vi observasjonsdata fra 1990-1999, men kun fra kommuner hvor det årlig ble observert mer enn 200 elg under jakta. I tillegg antok vi en årlig dødelighetsrate for alle dyr fra høst til høst på 0.05 (5%). Tilvekstraten i prosent fremkommer om man multipliserer resultatet av formelen over med 100.

Netto tilvekstrate av elg i norske kommuner varierer fra noe under 30% til noe over 50%. Lavest er tilvekstraten i Finnmark som følge av at kjønnsraten blant voksne dyr var relativt balansert (tilnærmet 50 : 50). Sett-elgmaterialet fra Finnmark er imidlertid fra tidlig nittital og det er trolig at tilvekstraten er noe høyere nå etter at okseandelen er redusert i flere kommuner. Høyeste tilvekstrate finner vi i Østfold hvor andelen okser i bestanden er lav (2.5 kyr per okse) og antallet kalv per ku er høyt (0.83). I tillegg er trolig tilvekstraten i Østfold noe overestimert som følge av at den prosentvise avskytingen av kalv (ca 20%) er betraktelig lavere enn prosentandelen i bestanden (slik den observeres av jegerne, 36%). Tilsvarende gjelder for Aust-Agder (henholdsvis 17 og 30%). Den gjennomsnittlige tilvekstraten i disse to fylkene er derfor antatt å være lavere enn angitt i **figur 4.6**. Hovedandelen av norske elgbestander synes å ha en netto tilvekstrate mellom 35 og 45% (**figur 4.6**).

Appendix 3. Innspill fra diverse interesseorganisasjoner med hensyn til jaktrelaterte problemstillinger i områder med store rovdyr

Appendix 3.1 Innspill fra NORSKOG

Håkon Hustad
NTNU / Zoologisk Institutt
Realfagbygget
Høgskoleringen 5
7491 Trondheim
Lilleaker, 13.11.02

Innspill til utredningsarbeidet i forkant av ny Rovviltmelding – jaktrelaterte problemstillinger.

Det vises til brev datert 06.09.2002 angående innspill til utredningsarbeidet i forkant av ny Rovviltmelding, hvor det ble bedt om innspill på jaktrelaterte problemstillinger i forhold til forvaltning av de store rovdyrene.

NORSKOG vil legge vekt på følgende punkter:

- Næringsutvikling i utmark
- Jakt / jaktutøvelse og store rovdyr
- Sosiale aspekter
- Rovviltforvaltning
- Jakt på ulv

1 Næringsutvikling i utmark

Utviklingen i landbruket gjør det nødvendig å skape alternative inntektskilder på eiendommene. Dette er også sterkt vektlagt politisk, eksempelvis i st. meld. nr 17 (1998-99) "Verdiskaping og miljø – muligheter i skogsektoren" der annen virksomhet enn tømmerproduksjon vektlegges tungt. Likevel opplever vi at dagens roviltforvaltning gjør dette svært vanskelig. I en tid da man sliter med synkende avkastning i næringen, er det viktig å ivareta muligheten for å ta det begrensede tilfanget av salgbare produkter til anvendelse. Jakt er i en særstilling i så måte.

Både myndighetene og landbruket selv er opptatt av å komme bort fra et tradisjonelt handlemønster der man først skaper et produkt for så å finne kjøpergruppen. Når det gjelder jaktterreng og jaktmuligheter er det et stort og økende behov i markedet. Ytterligere belastning av bjørn, jerv, ulv og gaupe vil redusere inntektsgrunnlaget fra utmark og medfører at investering i næringen stopper opp.

Utmarksnæringen evner allerede å stå på egne ben, uten noen form for statlig støtte, og har et betydelig potensial for vekst. Dette er en sjeldenhet for distriktsnæringer, og skyldes at næringen tilbyr høyt etterspurte produkter. Den primære utfordringen for distriktpolitikken er nettopp å skape lønnsomme arbeidsplasser i Utkant-Norge. NORSKOG vil derfor understreke at man nå må betrakte rovdyrpolitikken som en del av distriktpolitikken.

I ren kjøttverdi regner man verdien av en elg til om lag 10.000 kroner. Med den økende interessen vi ser for jakt er det imidlertid rammen rundt jakten som utgjør den potensielle inntektskilden. Jakten drives ikke lenger som matauk fra jegerens side. Markedet er derfor i mindre grad opptatt av kjøttutbytte, men er desto mer fokusert på opplevelsen rundt jakten.

Med kombinasjoner av tilrettelegging med overnatting, bevertning, guiding osv snakker vi derfor om verdier på mellom 3000 - 5000 kroner pr døgn pr jeger i tillegg til kjøttverdien, avhengig av standard og kjøpergruppe. Dette er varer og tjenester som utelukkende er salgbart. Verdien av en elg er derfor langt større for grunneieren enn det som kommer til syne i kjøttverdien.

Utnyttelsen av naturens og villmarkas ressurser er basis for nær sagt all verdiskaping i en rekke lokalsamfunn, og er følgelig også bærer av den viktigste kulturarven. Det hevdes av enkelte at ulven som en del av dette er en ressurs for utmarksnæringen. Etter vår oppfatning er imidlertid ikke dette et salgbart produkt av betydning. Om det kunne selges er det i så fall til høyst spesielt interesserte, og det er så langt ingen som har kunnet gjøre noe ut av det. Vi har ingen tro på at vi kan selge nattlige turer for å høre ulv til

næringslivet, og siden det er denne gruppen som ofte setter standard og prisnivå for hva som etterspørres, er det ikke realistiske muligheter for å sette dette ut i livet.

Lokalt er ulvebestanden allerede i dag av en slik størrelse at den påvirker jaktutøvelsen og jaktinntektene i vesentlig grad. Det er dokumentert at det kjente Gråfjellparet drepte over 50 elg på et halvt år. Det er derfor innlysende at selv en beskjeden tetthet av ulv influerer så kraftig på viltbestanden innenfor sitt revir at videre satsing på kommersiell utnyttelse av jakten ikke er mulig i disse områdene.

2 Jakt / jaktutøvelse og store rovdyr

Rovdyr generelt og spesielt ulv er en utfordring med hensyn på utnyttelse av utmarksressursene. For det første er ulven en sterk predator på elg, som er det viktigste dyret for utvikling av jaktturisme. Dernest er det få jegere som vil slippe hundene sine i områder med ulv.

Flere og flere jegere bruker hund i forbindelse med jakten. Hunder brukes både til å finne viltet og til ettersøk etter skadet vilt. For jakt på elg, hjort og rådyr er det i dag påbudt med bruk av ettersøkshund. Bruk av hund i forbindelse med jaktutøvelsen knyttes derfor også til kravet om human jaktutøvelse. Tilgang til hund for ettersøk og påvisning av skadeskutt vilt virker positivt i forhold til målsettingen om en rask og human avliving av påskutt eller på annen måte skadet vilt. De fleste investerer mye tid og penger i å få til en god jakthund, og de fleste vil utvilsomt reservere seg for å slippe hunden løs i områder der risikoen for rovdyrskade er stor. Det er i all hovedsak ulven som utgjør en trussel overfor jakthundene, og vi har de senere år erfart at mange hunder er drept av ulv i forbindelse med jakt. Denne risikoen har igjen ført til at grunneiere i områder med ulv har tapt til dels store penger på jegere som ikke lenger tør å jakte på deres eiendom. I disse områdene oppfattes det derfor som om ulven har fratatt jegerne jaktmulighetene, og grunneierne en viktig inntektskilde. Det finnes dessverre en rekke eksempler på jaktavtaler blant NORSKOGs medlemmer som er sagt opp i områder der det finnes ulv. Dette begrunnes i at jegere ikke lenger tør å slippe hundene sine der.

Det er også en tydelig tendens mot at flere og flere småviltjegere ønsker å jakte i områder uten ulv. Hvilken effekt de store rovdyra har på småviltpopulasjonene er uklar, men risikoen for tap av hund er utvilsomt en klar årsak.

3 Sosiale aspekter

Et viktig poeng i rovviltdebatten er menneskers generelle holdning til rovdyr og da spesielt til ulv. Innbyggere i bygder som ligger i ulveområdene føler seg ofte utrygge. Det er en kjensgjerning at det har skjedd mange merkelige møter mellom ulv og menneske, og i det senere har det fremkommet (rapport fra NINA) at ulven er en reell trussel under gitte forhold.

Forskningens arrogante og bedrevitende image er gjort til skamme gjennom stadige praktiske bevis på inkompetanse. I kombinasjon med at lokalbefolkningen føler sin redsel forsøkt latterliggjort av de samme instansene, har forvaltningen pådratt seg en tilnærmet irreversibel mistillit i de berørte lokalmiljøene. Oppfatningen av at den i utgangspunktet nøytrale forvaltningen i dette tilfellet spiller en utpreget partsrolle har satt sinnene i kok, og er antakelig en direkte årsak til den beklagelige selvtekten man registrerer i distriktene.

Ulven innebærer en begrensning av atferden til de som bor innenfor flokkens aksjonsradius. Turer i skog og mark året rundt er viktig som rekreasjons- og trivselsfaktor, men mange opplever å miste gleden ved turen som følge av ulven. Når man har valgt å bosette seg i distriktet skyldes det ofte preferanser i en bestemt retning – et spekter av små og store innslag i hverdagen som i stor grad skifter betydning etter at ulven begynte å gjøre visitt. Dette er ikke lett å forestille seg uten å oppleve det, og det er viktig at myndighetene ikke bare signaliserer en overfladisk forståelse, men viser reell vilje til empatisk vurdering.

4 Rovviltforvaltning

Rovviltforvaltning er et nasjonalt ansvar der staten bør kompensere for økonomiske tap som følge av rovdyr. NORSKOG mener det både er urimelig og i strid med grunnlovens §105 når grunneiere mister inntekter fra sine investeringer uten at dette blir kompensert.

Fellesskapets anliggende bør besørges av Staten og ikke bæres økonomisk av enkeltpersoner, slik tilfellet er ved den politiske gjeninnføringen av et skadevoldende rovdyr. I motsatt fall gjøres individet rettsløst overfor Staten, en kultur Norge som nasjon er villig til å gå langt for å motarbeide når det foregår i andre land.

5 Jakt på rovdyr

Dersom det skal iverksettes jakt på de fire store rovdyrene må dette være basert på samarbeid med grunneierne. Ren lisensjakt er etter vår mening en krenkelse av eiendomsretten. Eventuell jakt må skje ved ordinær jakt med jakttidsrammer. NINA sier i sin rapport "Frykten for ulv" (Oppdragsmelding 7-22, 01/2002) at individer som har mistet sin naturlige skyhet for mennesker bør tas ut. Det kan synes som den manglende jakten på dagens ulvebestand har medført at mange individer kvalifiserer til avliving fordi de

ikke oppfatter mennesker som en fare. I slike tilfeller er ulven en risiko, og det må man i fortsettelsen forsøke å unngå. Mange forhold taler derfor til fordel for et betydelig jaktpress på dette dyret.

Jakt på ulv kompenseres på ingen måte for tapte jaktinntekter i et område. Når vi argumenterer for at jakten på ulv tilhører grunneier er det derfor ikke ut fra et økonomisk synspunkt, men ut fra at ulven ikke er i noen særstilling i forhold til andre dyr, og følgelig ikke skal forsøkes unndratt fra annen lovgivning. Gjeninnføringen er gjort uten samtykke fra grunneiersiden, og derfor må Staten ta ansvaret med å gripe inn ved behov. For øvrig må alle taps- og kostnadselementer ved gjeninnføringen kompenseres. Kvotejakt kan i så fall bidra til et fratrekk i totalkostnaden.

Under følger en kopi av NORSKOGs høringsuttalelse i forbindelse med forslag om lisensjakt på ulv.

NORSKOGs krav til jakt på ulv:

- Jakten på ulv bør gjennomføres som kvotejakt, og ikke som lisensjakt
- Også vinterjakt på ulv skal ha grunneiers godkjenning
- Jakttiden på ulv bør falle sammen med jakttiden på hjortevilt
- Alle jegere med godkjent jegerprøve og skyteprøve bør få jakte ulv
- Ulven bør jages også utenom jakt sesong
- Staten må stå ansvarlig for problemer som oppstår pga. ulv

1 Jakt på ulv bør gjennomføres som kvotejakt, og ikke som lisensjakt

NORSKOG mener jakt på ulv innenfor jakttiden bør gjennomføres som kvotejakt. Norske grunneiere har en sterk enerett til jakt og fangst på sin eiendom, og den eneste måten dette ivaretas på er gjennom kvotejakt. Gjennom kvotejakt er det også enklere å kombinere jakt på ulv med andre typer jakt, som f.eks. elgjakt, noe som kan bidra til et mer effektivt uttak. Lisensjakt bør sekundært tas i bruk der en gjennom ordinær jakt ikke lykkes i å fylle kvoten.

Videre er lisensjakt jf. *Viltlovens § 12* begrenset til der individer av en rovdyrtart gjør skade av vesentlig betydning på bufe eller tamrein. NORSKOG frykter med dette at hensynet til faktorer som folks livskvalitet og annen næringsvirksomhet vil bli skadelidende i vurderingene om lisensjakt. Kvotejakt vil enklere kunne sikre juridisk hjemmel for at slike faktorer blir vurdert i forbindelse med bestandsreguleringene.

2 Vinterjakt skal også ha grunneiers godkjenning

NORSKOG ser ingen gode grunner til at jakt på etterjulsvinteren skal kunne gjennomføres uten grunneiers tillatelse, og vi er negative til en slik svekkelse av grunneiers rettigheter. Det vil i mange områder også vinterstid foregå både jakt og ulike typer næringsvirksomhet som gjør det påkrevd at grunneier er informert og gir sin tillatelse til jakt også i denne perioden. For å få en vellykket jakt kreves det tillit fra, og samarbeid med, både jegere og grunneiere. Dette sikres best gjennom begge parters deltagelse i beslutningsprosessen og gjennomføringen.

3 Jakttiden på ulv bør falle sammen med jakttiden på hjortevilt

Elgjakten i Norge har lange tradisjoner og er svært godt organisert. Ved å kombinere ulvejakten med jakten på hjortevilt vil en bidra til et mer effektivt uttak med minimale byråkratiske ekstrakostnader. Siden mye av f.eks. elgjakten er gjort i løpet av den første uka er det viktig at ulvejakten har samme startdato som elgjakten. Prinsipielt mener vi ulvejakten bør kunne gå parallelt med all type jakt på hjortedyr.

4 Alle jegere med godkjent jegerprøve og skyteprøve bør få jakte ulv

NORSKOG ser ingen grunn til at det skal stilles strengere krav til ulvejegere enn til andre jegere. NORSKOG mener dette er det samme som å si at dagens jegeropplæring generelt er for dårlig. Dersom det er påkrevd med tilleggskompetanse for å jakte ulv bør en generell del om jakt på rovdyr legges inn i den ordinære jegeropplæringen. Ettersom det også fra DNs side er ønskelig at ulvejakten kan kombineres med annen jakt, vil det være ineffektivt at kun et utvalg av "ordinære" jegere kan felle ulv dersom muligheten byr seg.

5 Ulven bør jages også utenom jakt sesong

Ulven har over en lang periode erfart at mennesker ikke er farlige. Den har vist seg oftere og oftere nær tett bebyggelse og i truende situasjoner. Grunnen til dette kan være at den har vært fredet, og den har fått lov til å være i fred. NORSKOG tror at dersom den igjen føler seg jaget, og føler at mennesker er farlige, vil den trekke lenger vekk fra befolkning og etter hvert bli mer sky. Dette igjen vil kunne skape en større trygghet hos befolkningen i ulvenære strøk.

6 Staten må gripe inn når problemer oppstår

NORSKOG mener at det er viktig at staten gjennom sitt arbeid for gjeninnføring av ulv også har det tyngste ansvaret for å gripe inn når problemer oppstår. Dette innebærer også å stille med utstyr og mannskap for å bekjempe uønskede individer når men ikke lykke med ordinær jakt.

Med hilsen

Haaken M. Christensen
Utmarkskonsulent

Appendix 3.2 Innspill fra Norges Jeger og Fiskeforbund

Forvaltning av de store rovdyrene og forholdet til jakt/jaktutøvelse

Den forrige stortingsmeldingen om forvaltning av store rovdyr (St. meld. nr. 35 (1996 – 1997) Om rovviltforvaltning) satte i hovedsak fokus på utfordringene knyttet til husdyr på utmarksbeite og store rovdyr. Andre konsekvenser ved etablering av økende bestander av de fire store rovdyrene ble i hovedsak ikke berørt.

Siden Stortinget behandlet denne meldingen i 1997, har det kommet klart fram at fokus må rettes også på andre områder i forhold til å kunne håndtere de utfordringene som oppstår i kjølvannet av at de store rovdyrene etablerer seg i nye områder og med økende bestander.

Et område som det har blitt satt noe mer fokus på i løpet av de siste par årene, er forhold relatert til vilt, jakt/jaktutøvelse og hunder. Det første var også til en viss grad i fokus også i forbindelse med forrige meldingen. For NJFF er det viktig at også disse forholdene kommer i fokus og blir utredet/vurdert som grunnlag for de rammer som skal legges for den framtidige forvaltningen av store rovdyr.

Jakthunder

Her i landet har vi lange og gode tradisjoner for bruk av hund til mange ulike jaktformer. Det har også vært drevet en bevisst politikk fra det offentlige gjennom de senere årene for å stimulere til økt bruk av hund under jakt. Dette har også gitt seg utslag i påbud om bruk av ettersøkshund under all jakt på elg, hjort og rådyr.

Bruk av hund i forbindelse med jaktutøvelse har sin årsak i flere forhold. Hunden kan inngå som en del av selve jaktutøvelsen og sammen med hundefører aktivt ta del i å finne/oppsøke viltet. Innenfor denne store gruppen finner man en rekke ulike bruksområder. Videre benyttes i noen grad rene apporterende hunder som henter byttet etter at det er skutt uten aktivt å ta del i jakten forøvrig.

En annen og helt sentral del når det gjelder bruk av hund der bruk av ettersøkshunder i forbindelse med ettersøk av skadet vilt. Mest utbredt og omtalt er bruk av ettersøkshunder til ettersøk av skadet hjortevilt, men også stående fuglehunder og andre kan benyttes til å påvise og/eller hente påskutt/skadet vilt.

Opp gjennom de senere årene har fokus i større og større grad blitt rettet mot jegerens ansvar for human jaktutøvelse. I den sammenheng har man også lagt vekt på hundens funksjon både i forhold til selve jaktutøvelsen, men ikke minst i forhold til å påvise skadeskutt vilt/ettersøk av vilt. Når man først er så uheldig å skadeskyte et vilt, er det å ha tilgang på en hund som kan benyttes til å oppspore/påvise viltet positivt sett i forhold til målsettingen om rask og human avliving. Også innenfor den offentlige viltforvaltningen har det vært lagt vekt på å legge til rette for økt grad av bruk av hund i forbindelse med jakt.

Bak en god jakthund ligger utrolig mye trening. Enhver jakthundeier/-fører investerer betydelig med både tid og penger i å få fram gode hunder. Kroneverdien av godt premierte jakthunder kan nå opp i store beløp, ikke minst når en medregner verdien som avlshund. Det er åpenbart at de fleste jakthundeiere vil kvie seg for å slippe en verdifull og god jakthund løs i områder der man vurderer risikoen for å miste hunden som stor. I tillegg til å være en jakthund, er disse hundene også å betrakte som familiemedlemmer. Å miste en slik hund, oppleves derfor for de aller fleste som om miste en kjær venn man er sterkt knyttet til.

Hovedutfordringen knyttet til store rovdyr og jakthunder ligger i forhold til ulv. Selv om de øvrige store rovdyrene også i varierende grad kan utgjøre en fare og trussel overfor jakthunder, er det først og fremst i forhold til ulv at dette oppfattes som et betydelig problem.

I realiteten er det i dag slik at så godt som all jakt med drivende hunder er opphørt i så og si hele Østfold fylke som et direkte resultat av tilstedeværelsen av ulv. For jakten i Østfold har dette fått store konsekvenser. Her var det nettopp jakt med drivende hunder som stod sentralt (harejakt med hund var svært utbredt). De fleste jegere i Østfold oppfatter det derfor slik at ulven har fratatt dem jaktmulighetene, en situasjon som i seg selv oppfattes som meget negativ.

Ulvetelefonen

I samarbeid med NINA, Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad og tilsvarende i Sverige, har NJFF for jaktårene 2000/2001 og 2001/2002 hatt en ordning med ulvetelefon for par/familiegrupper av ulv med tilhold i Norge og grenseflokker mot Sverige. Ordningen har hatt som målsetting å forebygge konflikter mellom jakthunder og ulv, samt å fungere som et konfliktdempende tiltak i en til tider meget turbulent situasjon. Informasjon om ordningen med ulvetelefon for 2002/2003 kan hentes på NJFF nettsider (www.njff.no).

Ordningen omfattet 4 par/flokker i 2000/2001 (Mosseflokken, Kongsvinger/Ärgjängflokken og de to Finnskog-flokkene), og ble utvidet til også å omfatte Gråfjellflokken for 2001/2002.

Ulvetelefonen gir ingen garanti for at jegerne ikke støter på ulv ved jakt i og i tilknytning til ulvenes revir. Imidlertid kan ulvetelefonen si noe om ulvenes bevegelsesmønster og sannsynligheten for å påtreffe dem i de ulike delene av revirene. Ulvetelefonen gjør alle brukere oppmerksomme på at det er de selv som må vurdere situasjonen til enhver tid og avgjøre om de slipper hunden eller ikke. Ulvetelefonen er altså ingen garanti for ikke å bli tatt av ulv, og ansvaret for hunden påhviler hundeeier/-fører til enhver tid.

Det har så langt ikke blitt foretatt en grundig evaluering av tiltaket. Så langt må man likevel kunne konkludere med at tiltaket i all hovedsak har fungert i tråd med intensjonene og muliggjort jakt med hund i områder med ulv i langt større grad enn hva som hadde vært tilfellet dersom tiltaket ikke hadde blitt iverksatt. Spesielt vellykket ser tiltaket ut til å ha vært i områder der ulvene har store revir.

Et unntak er nettopp i forhold til ulven i Østfold. Mosseflokkene har vært en del av ulvetelefonen både for 2000/2001 og 2001/2002 uten at dette forhindret at jakthunder ble tatt av ulvene. Dette kan skyldes flere forhold, men mye tyder på at reviret størrelse spilte en vesentlig rolle. Mosseflokkene opererte innenfor et relativt lite område og kunne på kort tid bevege seg fra ytterkant til ytterkant av området. Verdien av peilingene og tjenestene til ulvetelefonen ble derfor kanskje størst for randområdene til dette reviret.

Andre alternative forebyggende tiltak

NJFF har hatt løpende kontakt med Svenska Jägareförbundet og andre i Sverige om utvikling av andre alternative forebyggende tiltak som kan dempe konfliktene mellom jakthunder og store rovdyr og muliggjøre jakt med løse hunder i områder med store rovdyr.

Oversikt over ulvedrepte jakthunder for jaktårene 1999/2000 og 2000/2001

Nedenfor følger en oversikt over jakthunder drept av ulv for jaktårene 1999 – 2000 og 2000/2001 basert på opplysninger samlet inn av Scott Brainerd.

I Mossereviret

Jaktår 1999-2000: 4 hunder

Jaktår 2000-2001: 6 hunder under jakta (1 i tillegg i august før tiltaket ble igangsatt)

I Kongsvinger-Aurskog reviret

Jaktår 1999-2000: 9 hunder (+ 1 tatt like før jakta 04.09.99)

Jaktår 2000-2001: 3 hunder (+ en tatt i mai 2000 i båndtvangstiden før tiltaket ble igangsatt). Her kan det nevnes at jegerne i Rømskog på norsk side samt hele revir-området i Sverige har blitt skånet for ulvedrepte hunder under denne jaktseasonen. Det er mye som tyder på at jegerne har benyttet telefonen og har unngått å slippe hundene der ulvene befant seg, og har kunnet jakte mer i de områdene som var langt unna ulvene i dette store reviret.

De andre revirene (Nyskog og Bograngen (Finnskogflokkene))

I de to Finnskogsrevirene, har det ikke vært registrert dødsfall, men det var en hund som ble skadet i Nyskog-reviret i 1999 og en i Bograngen reviret i 2000.

Siden 1995 har 58 hunder blitt drept av ulv, og ytterligere 11 skadet i Sverige og Norge. 2 har forsvunnet uten at man kan med sikkerhet si at disse er tatt av ulv i ulveområdene.

Av disse er 37 drept, 2 forsvunnet og minst 1 skadet i Norge siden 1995.

Jegernes bruk av ulvetelefonen

Vårt fylkeslag i Akershus administrerer drift av ulvetelefonen for to revir. Av budsjettmessige grunner er det valgt billige løsninger på denne service (telefonsvarer m/innlest melding). Dette innebærer bl.a. at det ikke er mulig å registrere antall oppringninger. Høsten 2001 ble det gjort manuelle registreringer av bruksomfanget i visse perioder. Denne undersøkelsen viste at det allerede 2. sesongen var 60-70 oppringer pr dag fra småviltjakta startet og ut over høsten. På helgedager var svareren full. Det innebærer mer enn 100 oppringninger. Hvor mye mer vites ikke. Etter nyttår sank bruksomfanget til ca 30%.

Denne undersøkelsen bekrefter de subjektive inntrykk vi har fått av samtaler med jegere. Ulvetelefonen er bredt kjent, og den brukes som et hjelpemiddel for jegere som har sine jaktområder i eller i tilknytning til ulveområdene.

Jaktutøvelse

Bruk av drivende hunder

Jakt med hunder som halser/loser ser ut til å være særlig utsatte for angrep fra ulv.

Jakt med drivende hund er særlig utsatt i områder med fast forekomst av ulv. Dette er jaktformer som i stor utstrekning drives av "den vanlige" jeger. Sentralt står harejakt og jakt på rådyr, jaktformer som er utbredt i store deler av områdene der vi i dag har ulv og i den vedtatte ulvesonen generelt.

Som nevnt er i realiteten denne type jakt med hund i dag så godt som opphørt i store deler av Østfold. Tilsvarende bilde finner man innenfor og i tilknytning til andre områder med ulv. I mange sammenhenger blir det nokså ensidig fokusert på hva rettighetshaverne taper i form av reduserte leieinntekter fra jaktutleie. NJFF er opptatt av at fokus også rettes mot hva jegerne opplever av faktiske tap av jaktmuligheter. Konsekvenser for selve jaktutøvelsen kommer som et tillegg til det faktum at rovdirene predaterer også på de jaktbare viltartene.

Dette må ikke oppfattes dit hen at NJFF ikke aksepterer rovdirene som en del av norsk fauna, noe NJFF gjør. NJFF ønsker at også disse aspektene skal trekkes inn når man trekker opp rammebetingelsene for framtidig forvaltning av disse viltartene. NJFF er hele tiden vært opptatt av at også de store rovdirene bør forvaltes på lik linje med andre viltarter i størst mulig grad. NJFF mener dette, sammen med at jakt- og jegerinteressene vektlegges sterkere i forhold til forvaltning av disse artene, vil føre til større aksept for de store rovdirene som en del av norsk fauna enn hva som er tilfellet blant mange i dag.

Bruk av løshund under elgjakt

NJFF har mottatt signaler om at områder som ligger utenfor forvaltningens vedtatte ulvesone, opplever et økende press på sine jaktmuligheter. Spesielt ser dette i første omgang ut til å vedrøre elgjegere som benytter løshund under sin jakt.

NJFF vil understreke at det er grunn til å være oppmerksom på mulige konsekvenser at prisutviklingen på aktuelle jaktformer i tillegg til selve tilgjengeligheten for allmennheten til jakt i områder/regionen. Det vil virke klart uheldig dersom jakt i områder uten forekomst av ulv i praksis skal bli forbeholdt jegere med muligheter for å betale betydelige summer, mens jakt i områder med fast bestand av ulv/potensielle ulveområder er det som skal være tilgjengelig for de som ikke har anledning til å delta i mer eksklusive opplegg.

Ettersøk av skadet vilt.

Gjeldende lover og regler stiller krav om bruk av ettersøkshund til jakt på elg, hjort og rådyr. Rask og human avliving av skadet vilt er en overordnet oppgave. Dette kan dreie seg om vilt som er trafikkskadet, skadeskutt eller på annen måte har blitt påført skade. I en del situasjoner vil det være aktuelt å benytte en løs ettersøkshund for å kunne gjennomføre et effektivt og godt ettersøk. I områder med ulv, vet vi av erfaring at de som eier/disponerer godkjente ettersøkshunder kvier seg for å slippe disse hundene i terrenget med forekomst av ulv, selv om det i en gitt ettersøkssituasjon hadde vært å foretrekke.

Det er behov for å avklare ansvarsforhold og erstatningsordninger for bruk av ettersøkshunder på oppdrag for det offentlige i forhold til tap av hunden i konfrontasjoner med store rovdyr. Det er viktig at dersom uhellet er ute i slike situasjoner, skal ikke den som utfører dette oppdraget bli økonomisk skadelidende i tillegg til de øvrige negative konsekvensene ved å miste hunden når uhellet er ute.

Utvidelse av viltlovens § 11 til også å omfatte direkte angrep på jakthunder.

Dette er en sak som NJFF har vært opptatt av i lengre tid. Det oppfattes som meget urimelig at jakthundeiere som opplever å være vitne til direkte angrep fra store rovdyr på sine jakthunder, faktisk, i henhold til viltloven, ikke har anledning til å avlive rovdiret som går til angrep.

Dette dreier seg i realiteten om et lite antall tilfeller årlig. I de aller fleste tilfeller der jakthunder eventuelt kommer i nærkontakt med store rovdyr, vil dette skje utenfor synsvidde for jegeren, og det er objektivt sett et lite antall hunder som drepes av store rovdyr hvert år.

Imidlertid oppleves det som klart urimelig å skulle være vitne til en såvidt dramatisk situasjon der et "familiemedlem"/nær kamerat blir utsatt for direkte livsfare, uten at man med loven i hånd skal kunne gripe inn og forhindre det som oppleves som en tragedie.

En utvidelse av viltlovens bestemmelser om nødverge til også å omfatte jakthunder, ville oppleves som et betydelig konfliktdempende tiltak uten at dette ville fått særlige konsekvenser for bestandsutviklingen av de store rovdirene fordi dette dreier seg om svært få tilfeller årlig.

NJFF er kjent med at argumentet om at dette kan utnyttes som et skalkeskjul for å skyte fredede rovdyr uten at slike angrep faktisk finner sted, noe NJFF vil ta avstand fra. De fleste jegere, vil på lik linje med folk flest, velge å forholde seg til lover og regler som finnes. NJFF vil våge påstanden om at terskelen for å bryte loven bevisst og direkte er stor for de aller fleste jegere, som for de fleste andre. Det vil være feil dersom man velger å stigmatisere en hel gruppe og derfor ikke åpne for bestemmelser som vil ha en betydelig konfliktdempende effekt i et til tider meget konfliktfyllt forvaltningsområde.

Stortinget har vedtatt at rovvilt drepte jakthunder også skal omfattes av offentlige erstatningsordninger på lik linje med andre husdyr. Dette ble svært positivt mottatt både av NJFF og jakthundeiere generelt. Det er viktig å ha gode ordninger på plass slik at man i alle fall kan minimalisere de økonomiske konsekvensene når uhellet først er ute. Stortingets vedtak om erstatningsordningene burde da også legge til rette for å utvide nødvergeretten i viltlovens § 11 til også å omfatte direkte angrep på jakthunder.

Viltforvaltning og predasjon på jaktbare viltarter

Dette er blant de aspektene som hele tiden har blitt tillagt en viss vekt i forhold til forskning og konkret oppfølging innenfor rovviltforvaltningen. NJFF har sett meget positivt på den forskningsinnsatsen som har vært nedlagt, og støttet aktivt opp om denne. Det er viktig at vi har mest mulig og best mulig tilgjengelig kunnskap om disse forholdene til enhver tid, og at denne kunnskapen tilflyter både forvaltningen, rettighetshavere og brukere fortløpende. Ved at tilgjengelig kunnskap om predasjonseffekt kan legges til grunn for den løpende forvaltningen og driftsplanarbeidet i forhold til hjorteviltartene, vil man kunne ta nødvendig høyde for dette i den løpende forvaltningen og utviklingen av viltbestandene.

NJFF tok tidlig tak i disse forholdene. I 1998 ble det nedsatt tre interne utvalg som så på ulike utfordringer knyttet til jakt- og jegerinteressene innenfor rovviltforvaltningen, herunder de store rovdyrenes predasjon på jaktbare viltarter. Selv om det har skjedd mye siden disse rapportene ble utarbeidet, vedlegges de til orientering. Rapportene avspeiler på mange måter den innfallsvinkel som NJFF har valgt i forhold til de utfordringer jegere og NJFF møter i forhold til målsettingen om at de store rovdyrene er en del av norsk natur. NJFF har valgt å rendyrke organisasjonens engasjement innenfor rovviltforvaltningen til å omfatte jakt-, jeger- og viltinteressene, og de vedlagte rapportene fanger opp hovedutfordringene sett fra vårt ståsted. Det vil være sentralt at en ny rovviltmelding fanger opp disse forholdene og tar dette inn som en del av premissgrunnlaget for en framtidig rovviltforvaltning. Vedlagt følger en kopi av NJFFs foreløpige innspill til MD vedr. meldingsarbeidet. Dette vil bli fulgt opp.

Hvalstad, 29.08.02

SP

Appendix 3.3. Innspill fra Norges Jeger og Fiskeforbund

Til Scott Brainerd, NINA

406.3

13.12.02

NJFF og fellingsregimer for store rovdyr

Innledning

NJFF viser til henvendelse fra Scott Brainerd med innspill i forhold til noen konkrete forhold knyttet til forvaltning av de store rovdyrene.

Nedenfor har NJFF forsøk

t å besvare denne henvendelsen på best mulig måte. Vi har forsøkt å gjøre det kortest mulig, noe som i seg selv er en utfordring for såpass omfattende og mangfoldige temaer. Skulle det være behov for utdyping på enkelte områder, bidrar vi gjerne med det.

1) Konfliktdemping

NJFF har hatt et betydelig engasjement i forhold til rammene for framtidig rovviltforvaltning over tid. Allminneliggjøring av de store rovdyrene er kanskje et av de punktene som NJFF har lagt mest vekt på. NJFF har i noen sammenhenger brukt begrepet "slipp rovdyrene inn i norsk villforvaltning". Gaupe har dels vært gjennom denne prosessen allerede, med det resultat at gaupe langt på vei er akseptert blant folk flest som et naturlig element i norsk fauna. I dag står ulv, jerv og bjørn i en særstilling i forhold til våre øvrige viltarter. Selvsagt kan dette begrunnes ut fra bestandsstatus og at hvert individ trenger et særlig vern, samt at en ikke kan tiltro mer lokalbasert forvaltning av de få individene vi har i vår natur. NJFF mener dette langt på vei er en feilslått strategi som kun bidrar til å opprettholde og dels skjerpe konfliktnivået i norsk rovviltforvaltning.

Økt grad av lokal medvirkning er en forutsetning for å skape en viss forståelse/aksept for de store rovdyrene. Selv om dette innebærer uttak av et og annet rovdyr enten gjennom lisens- og kvotejakt eller skadeuttak i regi av det offentlige, så er det langt bedre enn en mur av mistro og mistillit og tendenser til selvtækt. La det være sagt; NJFF tar klar avstand fra enhver form for ulovlig felling av store rovdyr i likhet med ulovlig felling av andre viltarter. Selvtækt vil på ingen måte bidra til å løse konflikter og utfordringer, snarere tvert imot.

Det å åpne for uttak av store rovdyr gjennom lisens- og kvotejakt vil kunne ha en betydelig konfliktdependende effekt. Terskelen for å delta i lisensjakten bør ikke være strengere enn for å kunne delta i annen tilsvarende jakt. Det handler ikke om å ta ut flest mulig individer, det handler om å kunne delta i en prosess. I tillegg til at man lokalt føler seg mer delaktig i forvaltningen gjennom å ha mulighet til å delta i denne jakten, vil en slik jakt kunne bidra til økt grad av skyhet hos de store rovdyrene. Det siste er ikke minst viktig i forhold til utfordringene med nærgående ulv.

Dagens forvaltning av de store rovdyrene oppleves regionalt og lokalt som svært sentralstyrt. Et element i en slik lokal involvering som har vist seg vellykket, er aktiv deltakelse i bestandsregistreringene av de store rovdyrene gjennom sporsnøregistreringer med massemobilisering av jeger og andre. Det har skapt en arena for kontakt og dialog mellom de ulike aktørene, noe som i seg selv er positivt.

2) Adgangen til jakt

NJFF er opptatt av at de jegere som ønsker det og som fyller allminnelige krav til tilsvarende jaktformer for ordinært jaktbart vilt, skal kunne delta i kvote- og lisensjakt på de store rovdyrene.

Når det gjelder kvotejaktordningen for gaupe fungerer denne i dag slik. Utfordringen her ligger først og fremst i at det er områder med dårlig/manglende grunneierorganisering som vanskeliggjør tilgjengeligheten til gaupejakta. Dette har blitt benyttet som et argument fra noen for å frata grunneier jaktretten for kvotejakt på gaupe. I slike spørsmål har NJFF vist til at NJFF anerkjenner jaktretten som en del av grunneierretten. Vi ønsker å ha gaupe som en ordinært jaktbar viltart (fastsettelse av jakttid i henhold til villtlovens § 9), og må derfor akseptere at jaktretten for gaupe er tillagt grunneier. Utfordringer med dårlig tilrettelagte jaktfelt mm, må da løses gjennom kontakt og samarbeid med rettighetshaversiden som for all annen jakt. NJFF har samtidig rettet en oppfordring til rettighetshaverorganisasjonene om å ta tak i denne utfordringen. Det bør også være i grunneieres interesse å få til en bedre organisering i jaktområder, ikke minst også med tanke på utnyttelse av annen jakt.

NJFF ser det som viktig at lisensjakt på ulv, jerv og bjørn fortsatt skal være unntatt grunneierretten. Dette er arter som ikke er ordinært jaktbare og der åpning for lisensjakt kun vil være i forhold til forskriften om forvaltning av de fire store rovdyrene og for å forebygge/reducere skadeomfang. Disse artene lever over store områder på tvers av eiendomsgrenser

Dagens jervejaktordning

I grove trekk synes selve ordningen med jervejakt å fungere bra. Det er helt klart forbedringspunkter her, både i forhold til jakttid (mer samkjørt med annen jakt, spesielt villreinjakt i Sør-Norge har vært et krav) og i forhold til å åpne for bruk av båser.

En av de store utfordringene for NJFF er imidlertid å kunne klare å skape økt interesse rundt jervejakta som jaktform. Erfaringer fra gaupejakta viser at dette ofte tar noe tid, men at når man først klarer dette, så virker ordningen positivt på mange måter.

NJFF har derfor vært en pådriver for å få arrangert kurs i jakt på jerv og gaupe. Gaupejaktkursene har dels vært svært populære, og vi ser nå en økende interesse omkring jervejaktkursene.

Lisensjakt og forholdet til grunneierretten

Det vises til merknader ovenfor.

NJFF vil likevel presisere at lisensjakt på store rovdyr er en utfordrende jaktform som ofte vil føre jegerne over store avstander og på tvers av eiendomsgrenser og administrative grenser. Et vellykket utfall vil ofte være avhengig av at man faktisk kan følge på dyret når jakten er i gang. Bestandsregulering av ulv, jerv og bjørn er i utgangspunktet skademotivert, noe som tilsier at det er ønskelig å ta ut de fastsatte kvotene for å forebygge mulige skadesituasjoner. Dårlig grunneierorganisering og enkeltgrunneiere som ønsker å reservere seg mot uttak av disse viltartene, bør ikke være til hinder for en effektiv jakt.

Det siste er selvsagt argumenter som også kan brukes mot at grunneiere skal ha retten til jakt på gaupe. Likevel er dette en jaktform som har funnet sin form og som drives svært effektivt over store deler av landet. Utfordringene her er begrenset til noen geografiske områder, og bør kunne håndteres som nevnt ovenfor.

Uttak av ulv i Østerdalen vinteren 2001

NJFF var sterkt imot måten forvaltningen valgte å gjennomføre uttaket av ulv i Østerdalen vinteren 2001.

Uansett hva DN valgte å benytte som betegnelse for det som foregikk i Stor-Elvdal den vinteren, så ble dette blant folk flest oppfattet som jakt. Man la opp til et opplegg som inviterte all verden til å komme å bivåne en seanse som overhodet ikke kunne bli annet enn negativt for en hel verden. Her benyttet man metoder og hjelpemidler som overhode ikke er tillatt i henhold til viltloven med tilhørende bestemmelser selv om man betegnet det som "jakt". DN benyttet selv betegnelsen "jaktleder" om vedkommende fra SNO som ledet uttaket.

NJFF mener det som skjedde i Østerdalen var en alvorlig vekker i forhold til hvor lett det er å opparbeide en negativ fokus på jakt som aktivitet dersom man ikke velger strategier og virkemidler ut fra en helhetlig tilnærming. Dette er helt avgjørende for å kunne sikre grunnlaget for å videreføre våre jakttradisjoner i et langsiktig perspektiv.

Den bestandsregulering som skal finne sted med hensyn til ulv såvel som bjørn og jerv, bør primært skje gjennom lisensjakt. I den grad man ikke klarer å ta ut et tilstrekkelig antall dyr gjennom lisensjakten eller det oppstår akutte skadesituasjoner utenfor jakttid som tilsier behov for å ta ut enkeltindivider, så vil det være riktig å koble inn SNO og /eller kommunale jaktlag.

NJFF har lenge vært en pådriver for å få vedtatt en forskrift for lisensjakt på ulv der man legger opp til at de jegere som fyller vilkår for å drive tilsvarende jakt skal kunne få delta. At NJFF mener at en slik forskrift må på plass raskest mulig, betyr ikke at NJFF går inn for å utrydde ulven. NJFF aksepterer i dag at vi skal ha en viss bestand av ulv her i landet. Imidlertid ser vi at det er noen forutsetninger som må være tilstede for at samfunnet skal akseptere ulven, herunder kravet om en aktiv byrdefordeling. En allminneliggjøring av ulven mer i tråd med hvordan vi forvalter våre øvrige viltarter (jfr merknader ovenfor) vil også stå sentralt. I dag har man på mange måter løftet ulven spesielt, men også dels bjørn og jerv, ut av den øvrige viltforvaltningen. NJFF ser at dette kanskje kan begrunnes godt i en del rent biologiske og genetiske argumenter isolert sett. I en sammenheng der disse artene oppleves som kontroversielle og konfliktranden blir betydelig, mener NJFF likevel at dette blir en feilslått linje som kun bidrar til å opprettholde et høyt konfliktnivå, og muligens forsterke dette ytterligere.

Bruk av lisens- og kvotejakt til å regulere en viltbestand er et helt allminnelig virkemiddel innenfor norsk naturforvaltning, som også i prinsippet bør la seg anvende også for arter som er fåtallige. Det handler da mest om at det uttaket som skal finne sted skjer på en måte som involverer folk flest og som ikke blir forbeholdt en engere krets som påberoper seg større grad av ansvarlighet og kompetanse enn andre.

Her i landet har vi vært helt ukjent med begrepet profesjonelle jegere inntil MD gjennom SNO til manges overraskelse i 2001 begynte å legge grunnlaget for å utvikle dette også her til lands. NJFF er opptatt av at en slik utvikling på sikt vil være med å undergrave fundamentet for våre jakttradisjoner, og tar klar avstand fra denne utviklingen. NJFF erkjenner at jakt på de store rovdyrene stiller store krav til kunnskap og kompetanse hos den enkelte jeger. Dette er imidlertid noe som gjelder også for flere andre viltarter, og som man kan løse gjennom informasjon og kunnskapsoppbygging blant annet gjennom kursvirksomhet. NJFF har tatt konsekvensen av dette og har utviklet og gjennomført kurs i både gaupe- og jervejakt, og gjør tilsvarende for både bjørn og ulv. Det kan også nevnes at NJFF har opplevd DN som svært lunkne og direkte negative til NJFFs arbeid på dette området.

Dersom man slipper fram slike særordninger for de store rovdyrene, vil dette lett føre til press for å løfte andre arter ut av den ordinære viltforvaltningen og derved svekke våre jakttradisjoner og ta bort hele grunnlaget for dagens viltforvaltning. Dette er en utvikling vi på det sterkeste må kjempe imot.

Det å åpne for lisensjakt på ulv, kan også bidra til at man i tillegg kan se ulven som en ressurs, og ikke slik mange gjør i dag, kun som et uønsket element i norsk natur som forårsaker skade og konflikter.

Vennlig hilsen
NORGES JEGER- OG FISKERFORBUND

Siri Parmann
Fagleder

Appendix 3.4. Innspill fra Norges Fjellstyresamband

NINA/NIKU
Tungasletta 2
7485 TRONDHEIM

Oslo, 15. november 2002

Innspel til ny rovviltmelding vedk. jaktrelaterte problemstillinger – Problem og utfordringer sett frå rettighetshavarsida

Problem for jaktrettshavarar som følge av auka rovviltstammar, konsekvensar ved auka rovviltstammar for jaktutøving og jaktnæring

NFS og fjellstyra opplever først og fremst ein problematikk kring forholdet storleik på hjorteviltstamar i forhold til predasjon frå ulv, gaupe og bjørn. Ved aukande førekomstar av desse rovviltartane registrerar fjellstyra at hjorteviltbestandane blir redusert noko som har konsekvensar for moglege jaktuttak og sal av kort. Økonomisk betyr dette reduserte inntekter ved sal av kort.

I forhold til ulv, fryktar fjellstyre i område i nærleiken av etablerte ulvepopulasjonar at desse skal utøve "massaker" i villreinstammar i samband med kalving. Ulv er moglegevis den rovviltarten som har størst konsekvensar for populasjonsveksten i hjorteviltstammene. Ulven er også problematisk i forhold til predasjon på elg, og då særleg elgkalvar.

Gaupe har i enkelte område store konsekvensar for rådyrbestandar. Desse har i nokre tilfeller ført til samanbrot i lokal rådyrbestand. I samband med spesielle snøforhold fryktar fjellstyra også for konsekvensar av store gaupebestandar i forhold til villrein.

Bjørn blir oppfatta å vere problematisk i forhold til elg, der kalv er utsett for predasjon. Bjørn har dermed også innverknad på populasjonsveksten i elgstammar.

I tillegg har ein problematikk i forhold til bruk av laushund på elgjakt, der ein på kort sikt misser jegerar som er redde for ulveåtak på hund. Dette forholdet kan i ein viss grad kompenseras med å gå over til bruk av bandhund. Dette har nok eit lengre perspektiv, særleg sett i forhold til dei lange tradisjonane med bruk av laushund. Bruk av laushund er ofte eit nødvendig verkemiddel i samband med ettersøk av påskutt og skada vilt. Harejakta blir også råka ved etablering av ulv. Harejegerane søker nye jaktområde utan ulv.

Forslag til konfliktdempande tiltak

NFS meiner det viktigaste konfliktdempande tiltaket er at det blir gjeve rom for å jakte på veksande populasjon for å halde desse under kontroll. Det er viktig å prøve å finne ein balanse mellom populasjonsstorleik på rovvilt i forhold til populasjonsstorleik på hjorteviltet. Sett i forhold til moglege inntekter frå jakt og høve for å kunne drive jakt, registrerar vi at det lokalt blir sett på som problematisk når rovviltbestandar forårsakar samanbrot i lokale hjorteviltbestandar. Dette forholdet går ut over lokal interesse for jakt og med sviktande inntekter.

NFS er for at det blir opna for lisensjakt på ulv. I tillegg må eksisterande jaktregime for gaupe, jerv og bjørn oppretthaldast.

NFS meiner også at informasjon er eit konfliktdempande tiltak. Dette gjeld særleg i forhold til å få aksept for bestandstall lokalt. Det er viktig at lokalmiljø og aktørar blir involvert i bestandsregistreringsarbeid. Vi trur det er lite heldig at forskingsinstitusjonar og statlege organ går inn lokalt og gjennomfører bestandsregistreringar utan at lokalmiljøa blir **informert og involvert**.

Informasjonstiltak:

Generelt trengs det informasjon lokalt om bestandsnivå og område med etablering av rovviltpopulasjonar. Dette trur vi er særleg viktig i forhold til friluftslivutøvinga. I jaktsamanheng har truleg rovvilttelefonen hatt positiv verknad i forhold til å informere om kvar det er fare for å treffe ulv.

I forhold til fjellstyra meiner NFS det er viktig å bruke den lokale kompetansen og kontakten fjelloppsynet har. Fjellstyra opplever det som problematisk når forskingsaktørar og andre går inn i område for å drive kartlegging utan at fjellstyra blir informert. Dette forholdet er problematisk bl.a. i forhold til bruk av motoriserte kjøretøy. Konsekvensen med manglande involvering av fjelloppsynet på statsallmenning er bl.a. unødvendig mykje kjøring. I tillegg går aktørane glipp av verdifull lokalkunnskap om bestandar og tilhaldsplassar.

Manglande involvering av lokalnivået er også problematisk i forhold til akseptering av framlagde bestandstall. NFS meiner forskinga og SNO vil få problem med å få aksept for framlagde tall, når det ikkje er aktørar lokalt som kan gå god for desse. Vi meiner fjell-oppsynet her har ei brbyggjarrolle som burde ha vorte betre utnytta for å redusere avstanden mellom sentral forvaltning/forsking og lokal forvaltning.

Informasjon er alltid viktig og utfordrande og alle aktørar kan blir betre på dette. Samtidig er det viktig at informasjon som blir gjeve er korrekt og ballansert. NFS trur at informasjon bør vere eit satsingsområde også i forhold til den nye rovviltmeldinga.

Med helsing
Norges Fjellstyresamband

Jan Borgnes (s)
Dagleg leiar

Perly Berge
Prosjektleiar

Appendix 3.5 Innspill fra Statskog



Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7485 Trondheim

NINA-NIKU	
Jnr.:	1235
05. DES. 2002	
Ark.:	642.31
Presj.:	Beh.: EJS

RAm

Våre saksbehandlere:
Frode K. Midtlund, tlf. 62 43 51 20
Carl Erik Kilander, tlf. 38 12 37 06

Vår ref.:

Deres ref.:
Brev datert 06.09.2002

Dato:
03.12.2002

INNSPILL TIL NINA'S UTREDNINGSARBEID KNYTTET TIL NY ROVVILTMELDING – JAKTRELATERTE PROBLEMSTILLINGER

Vi viser til Deres brev av 06.09.02 og vil innledningsvis beklage at vårt innspill kommer i seneste laget. Våre kommentarer er som følger:

1. Generelt

Statskog registrerer at det synes å ha skjedd store forandringer i bestandutviklingen for de fire store rovdyrartene siden den forrige stortingsmeldingen kom for 5 år siden. Vi oppfatter det slik at bestandmålene for ulv, jerv og gaupe i stor grad er nådd og at bjørnestammen er i sterk utvikling.

2. Felles forvaltning med Sverige

Rovdyrpolitikken i Sverige synes å ha blitt mer avklart, noe som har medført økt press fra rovdyr som trekker inn i Norge, og da spesielt i grensestrøkene.

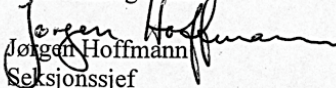
Norges rovviltstammer er i stor grad sammenhengende med Sveriges. Etter Statskogs mening er det derfor ønskelig at meldingen tar opp spørsmålet om ytterligere samarbeid og utvikling av felles målsettinger med Sverige.

3. Jaktutøvelse og jaktinntekter i områder med økende stammer av store rovdyr

I tilknytning til jakt synes det kun å være ulven som er problematisk. Den er en stor predator på elg, noe som lokalt kan medføre inntektstap og redusert jakt- og opplevelsesverdi. Ulven er i tillegg en reell trussel mot en del jakthundraser, særlig i tilknytning til småvilt- og rådyrjakt. Dette kan i enkelte områder føre til lokal jegerflukt med derav følgende inntektstap for rettighetshaverne. I tillegg øker jegertrykket erfaringsmessig på områder uten ulv.

For grunneiere i områder med en økende ulvestamme kan denne situasjonen som nevnt medføre tap av jaktinntekter. I de tilfeller hvor tapet er vesentlig bør staten etter vår mening vurdere å innføre en ordning med økonomisk kompensasjon for tapte jaktinntekter. Dette vil etter vår oppfatning virke konfliktdempende.

Med vennlig hilsen


Jørgen Hoffmann
Seksjonssjef

Statskog SF
Statskog Sør-Norge, Kristiansand
NO 966 056 258

Postadresse:
Postboks 433
4664 Kristiansand

Kontoradresse:
Skippergt. 4

Telefon:
+47 61 24 85 00

E-mail: carl.erik.kilander@statskog.no
Telefaks: +47 38 12 37 01
Bankkonto: 8200.06.58800

Appendix 4. RNB02 –Jaktleie – DN-rapport ulv-elg

Bakgrunn

I St. prp nr 1 (2000-2001) side 42, heter det at Miljøverndepartementet, i samarbeid med aktuelle organisasjoner, skal utrede mulighetene for å etablere en prøveordning der staten tilbyr å leie jaktrett innenfor reviområder for familiegrupper av ulv. Siktemålet med prøveordningen er å redusere konflikter i forhold til jaktrettshavere i forbindelse med forvaltning av ulv i Norge.

NORSKOG ble i oppstartsfasen gitt i oppdrag å gjennomføre en omfattende forundersøkelse. Forundersøkelsen tok sikte på å kartlegge hvor mange vald i disse områdene som kunne være interessert i å inngå avtale om bortleie av jaktrett. Dette var nødvendig for å kunne anslå hvor mye en fullskala jaktleie vil koste staten.

Forundersøkelsen ble innledet av en omfattende informasjonskampanje i nasjonale og regionale aviser. Annonseteksten oppfordret interesserte vald til å ta kontakt med NORSKOG innen en fastsatt frist. På bakgrunn av tilbakemeldinger er det grunn til å anta at en fullskala leie (leie av storvilt- og småviltjakt samt kompensasjon for tapte inntekter fra leie av hytte, guiding og lignende) vil kunne overstige 7 mill. kr. pr. år.

I revidert nasjonalbudsjett (Innst.S.nr 325(2000-2001)), ble det bevilget kr 500.000,-. Det skulle i første omgang iverksettes en prøveordning med statlig leie av elgjakt blant et utvalg av jaktrettshavere. Prøveordningen var tenkt videreført i 2-3 år med sikte på en grundig gjennomgang av erfaringer knyttet til ordningen i forbindelse med ny Stortingsmelding om rovviltpolitikken i løpet av 2003.

På denne bakgrunn ble det høsten 2001 bestemt at det for jaktåret 2001-2002 skulle iverksettes en prøveordning gjeldende for leveområdet for Koppangflokken. Jaktrettshaverne innenfor leveområdet for Koppangflokken ble kontaktet og oppfordret til å søke. Oppfordringen ble sendt til 8 jaktfelt/vald. Det kom inn 7 søknader fra jaktfelt/vald. Full kompensasjon til alle som meldte sin interesse ville beløpe seg til ca 1,7 mill kroner.

Det ble plukket ut 4 jaktfelt/vald som deltakere i forsøksprosjektet. Disse fire var:

Sameiet Nordstu-Koppang Bruk	Stor-Elvdal
Koppang utmarksområde B-grunneiere	Stor-Elvdal
Atneosen Utmarksområde	Stor-Elvdal
Hanested Utmarkslag	Rendalen

Disse grunneiere ble valgt fordi en ville forsøke å få med flest mulig jaktfelt/vald samtidig som det var spredning i arealstørrelse. Dette vil bidra til at en fikk størst mulig erfaringsmateriale.

Statens leie av elgjakt

Det ble tatt utgangspunkt i en elgstamme uten predasjon av ulv. Leie ble derfor beregnet med utgangspunkt i et snitt av felt elg i årene fra og med 1986 til og med 1995. Disse årene ble valgt fordi elgbestanden da var stabil, samtidig som den var relativt upåvirket av ulv.

Når det gjelder fordeling på kjønn og alder ble faktisk felling lagt til grunn. Interesserte grunneier/jaktrettshaver ble oppfordret til å opplyse om dette ved å fylle inn disse data i kontraktsformularet. Statistisk Sentralbyrås utregning av gjennomsnittsverker ble lagt til grunn for hver kategori dyr. Kiloprisen ble fastsatt til kr 70,- ekskl. moms, som ble forutsatt å være i samsvar med vanlig markedspris i det aktuelle området.

Leien ble beregnet ut fra følgende formel:

- Gjennomsnittlig kg felt vilt i årene fra og med 1986 til og med 1995 x kr 70,- pluss moms
- **Beregnet utbytte i kg av årets jakt (gjennomsnittsverker beregnet av SSB) x 70,- pluss moms**
- = Kompensasjonsutbetaling

Avtalen inngått med det enkelte jaktfelt/vald forutsatte at det for det enkelte år blir bevilget midler. Dersom det ikke bevilges midler ansees avtalen oppsagt uten ytterligere underretning til avtalepartene. Dersom bevillingene blir redusert tok vi forbehold om å kunne vurdere hvordan midlene skal fordeles mellom de vald/jaktlag som er med på forsøksordningen.

Da de tildelte midler skulle være en kompensasjon for redusert elgbestand som en følge av ulvepredasjon, ble det ikke stilt betingelser i forhold til bruk av de tildelte pengebeløp.

På alle tildelinger ble det gitt vanlig klagerett. En søker påklaget avslaget om kompensasjon. Klagen var begrunnet med at bevillingene burde vært så store at det kunne gis full kompensasjon til alle grunneiere innenfor leveområdet til Koppangflokken. Klagen ble behandlet av Miljøverndepartementet, men ikke gitt medhold.

Når det gjelder rapporteringsplikt står det følgende i kontrakten:

Når det gjelder rapporteringsplikten vil vi at rettighetshaver utarbeider en rapport hvor positive og negative sider ved prøveordningen belyses. Rapporten skal inneholde følgende momenter:

- Årets jaktkvote
- Årets felling fordelt på alder og kjønn
- Generell beskrivelse av elgbestanden (minkende/økende/bestandssammensetning og lignende)
- Jaktform (bandhund/løshund osv)
- Tidligere benyttede jaktformer
- Observasjoner eller andre sportegn etter ulv
- Eventuelle tiltak for å dempe virkningen av predasjon fra ulv
- Andre forhold enn ulv som kan tenkes å virke inn på elgbestanden
- Forhold ved forsøksordningen som kan forbedres

Det tas forbehold om at rapporteringsplikten kan utvides også til andre forhold. Rapporten må være sendt senest 4 uker etter jakttidens slutt.

Erfaringer fra forsøksperioden

Vi har fått rapport fra 3 av de 4 jaktfeltene/valdene. Rapportene viser ikke et entydig bilde av elgbestandens utvikling. Atneosen utmarksområde, som hadde fellingstillatelse på til sammen 7 dyr, kan rapportere om en økende bestand av elg. De fleste elgkuer med kalv, ofte både tvilling og en sjelden gang trillingkalver. Det var også relativt bra med store okser. Dyrene var i godt hold. Det samme bilde synes å tegne seg i Hanestad utmarkslag.

Sameiet Nordstu-Koppang bruk, som hadde en kvote på 2 eldre dyr, kunne vise til en svak nedgang i bestanden. Dette har vært tendensen i alle fall siden 1997. Det observert *lite ungdyr i området. Alle som har rapportert har felt det antall dyr det er gitt fellings-tillatelse på.*

Når det gjelder ulvebestanden i området, er denne nå redusert til 2 dyr. Sannsynligvis en tisper med unge. Kjønnene til ungen er noe usikkert. Antallet kan stemme med de observasjoner som er gjort i felt av jegere. Det fremgår at sportegn er sjeldnere nå en tidligere og at det også synes som om ulvepredasjon på elg er redusert i forhold til tidligere år.

Når det gjelder muligheten for å forebygge at ulv tar elg, synes mulighetene begrenset.

Atneosen utmarkslag som er den søker som har fått mest i kompensasjon kjørte tidligere opp traseer slik at elg kunne forflytte seg lettere i terrenget. Dette har de sluttet med fordi ulven bruker de samme traseer. Det er samarbeidet med nabojaktfelt/vald med sikte på å fastsette kvoter som er tilpasset ulvens predasjonstrykk. Lagene som deltar i prøveordningen ser få andre muligheter til å redusere predasjonstrykket enn å redusere eller fjerne ulvebestanden.

Rapporten viser at det synes å være en positiv holdning til forsøksordningen. Det pekes imidlertid på at ordningen bør utvides til å gjelde flere områder og at kompensasjonsordningen bør ta opp i seg flere kriterier. Småviltjakt nevnes spesielt.

Det er lokalt liten forståelse for at et jaktvald/jaktfelt får kompensasjon, mens et annet tilgrensende jaktvald/jaktfelt ikke får den samme økonomiske støtten, til tross for at det foreligger et dokumenterbart økonomisk tap også hos dem. Dette kan lokalt sette et ellers godt naboskap på en hard prøve. Når dette likevel aksepteres er det fordi en har en forventning om likebehandling etter endt forsøksperiode.

DN mener at forsøksordningen fungerer godt som konfliktdependende tiltak. Hvorvidt ulven blir mer akseptert i lokalsamfunnet er vanskelig å finne grunnlag for å uttale seg om. Men det er grunn til å anta en kompensasjon vil ha en positiv virkning, i alle fall blant de som mottar midler gjennom ordningen.

Når det gjelder lagenes holdninger til alternativene ulv/ kompensasjon eller ingen ulv/ ingen kompensasjon, er det vanskelig å uttale seg sikkert: På bakgrunn av rapporteringene har vi imidlertid en viss følelse av at et ulvefritt område er et primærønske. Det er f.eks få jaktlag i området som tar sjansen på å jakte med løshund.

DN har imidlertid i dag de samme innvendinger mot forsøksordningen som vi hadde ved opprettelsen. Innvendingen går på at det prinsipielt er feil å betale kompensasjon for at en art utøver sine naturlige instinkter og som en følge av dette predatorer på andre villarter. Viltet er eiendomsløst og vi betaler således en form for erstatning som ingen har et juridiske krav på.

Vi er klar over tiltakets konfliktdependende virkning. Problemet er imidlertid at ordningen kan sette standard for en del andre områder og i alle fall på sikt gjøre oppfølging av rovdyns rettigheter i tråd med internasjonale konvensjoner til et økonomisk spørsmål i større grad enn det er i dag.

Det finnes i dag mennesker som blir skadelidende av vilt uten at det gis erstatning. Det kan i denne forbindelse nevnes gåseskader ved hekke og rasteplasser og beiteskade forårsaket av hjortevilt. Det er vanskelig å forsvare ordningen med kompensasjon for ulvepredasjon når det ikke betales kompensasjon for skade på næring. Argumentet bygger på at det er større likhetspunkter mellom gåseskade og tap av husdyr på beite enn ulvens predasjon på elg og andre erstatningsordninger i viltforvaltningen.

På den annen side har opprettelsen av forsøksordningen skapt en viss forventning om at ordningen skal vare de gjenstående 2 år av forsøksperioden på til sammen 3 år. Dette til tross for at alle deltakere i forsøket er gjort oppmerksom på at forsøket står og faller på de årlige bevillingene.

Konklusjon

Om ordningen skal videreføres vil vi sterkt anbefale at det bevilges tilstrekkelig midler til å gi kompensasjon til alle søkere innenfor koppingflokkenes leveområde. Vi understreker at 1,7 mill er et ca. tall.