

## **Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Status og forvaltning av brunbjørnen i Norge**

Jon E. Swenson  
Bjørn Dahle  
Jon M. Arnemo  
Sven Brunberg  
Håkon Hustad  
Eskil Nerheim  
Finn Sandegren  
Knut Håkon Solberg  
Arne Söderberg

Forvaltningsområde: Viltøkologi  
*Management area: Wildlife ecology*

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

## Referat

Swenson, J.E, Dahle, B., Arnemo, J. M., Brunberg, S., Hustad, H., Nerheim, E., Sandegren, F., Solberg, K. H. & Söderberg, A. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Status og forvaltning av brunbjørn i Norge. NINA Fagrapport 060: 1-xx.

Siden forrige den siste rovviltmeldingen er den politiske målsettingen om å ha yngling av brunbjørn (*Ursus arctos*) i alle de fem administrative kjerneområdene for bjørn oppnådd. Ingen godkjente observasjoner av yngling er funnet utenfor disse kjerneområdene. Dagens politiske målsetting er "mindre enn" 8-10 voksne binner i hvert kjerneområde. Vårt estimat for hele Norge er i denne størrelsesorden minimum ca. 6-12 voksne binner i hele landet.

I forhold til de andre store rovdyrartene er bjørn en betydelig skadevolder på frittgående sau og en mindre viktig skadevolder på tamrein. Bjørneindivider tar i gjennomsnitt minimum ca. 50 sau pr. beitesesong i Norge, et nivå som er nesten 500 ganger høyere enn i Sverige, hvor sauene stort sett beiter på innmark og er beskyttet av strømgjerder i rovdryrområder. Forekomsten av bjørn betyr altså ikke nødvendigvis store skadeproblemer for sauene, men våre resultater understreker at dagens driftsformer i områder med bjørn medfører store tap. Der de finnes, utgjør frittgående sau en viktig energikilde for bjørn. Bær er den viktigste energikilden i områder uten frittgående sau. Størrelsen på bjørnebestanden i grensetrakter i Sverige var korrelert med tapstallene for søyer i Hedmark i perioden 1991-2001 og i Nord-Trøndelag i perioden 1982-2001, men ikke i delperioden 1992-2001. Dette kan tyde på at forebyggende tiltak utført i Nord-Trøndelag hadde en merkbart positiv effekt i 1992-2001, men at ingen slik effekt var merkbar før 1992 i Nord-Trøndelag eller i Hedmark. Vi fant ingen forebyggende effekt av å felle antatte skadebjørner på tap av søyer året etter felling i Hedmark og Nord-Trøndelag i perioden 1994-2001, hvilket var det samme resultatet som ble funnet i de samme områdene i perioden 1981-93. Vi kunne imidlertid ikke si noe om hvorvidt tapsnivået over lang tid ville ha vært høyere uten felling av bjørn.

En analyse av hvordan fylkesmenn håndterte søknader om fellingstillatelser, viste at de handlet i henhold til gjeldende politikk og retningslinjer. Vi har også sammenlignet deres håndtering med håndteringen til en lokal myndighet i et kjerneområde for bjørn (Lierne kommune). Kommunen behandlet søknader om fellingstillatelser raskere enn fylkesmennene, innvilget søknader ved lavere skadenivå og tillot jakt for lengre jakttid av gangen. Vi fant også at en fellingstillatelse bør innvilges så fort som mulig etter skadetilfellet for at man skal ha en rimelig mulighet til å felle den rette bjørnen.

Dødsraten for bjørn forårsaket av mennesker er omtrent den samme i Norge, hvor arten er fredet, som i Sverige, hvor den er en jaktbar art. Omtrent halvparten av kjent dødelighet hos bjørn i Norge er en følge av fellingstillatelser. Likevel er den beregnede dødeligheten hos voksne binner i Norge (2-7% årlig) lav nok til å tillate bestandsvekst. Dessuten er det politisk aksept for en økning av bjørnebestandene i Sverige og Finland, hvilket vil føre til fortsatt innvandring til Norge.

Emneord: Brunbjørn, *Ursus arctos*, forvaltning, status, antall, skadevolder

Jon E. Swenson, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås og Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Bjørn Dahle, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås.

Jon M. Arnemo, Institutt for arktisk veterinærmedisin, Norges veterinærhøgskole, 9292 Tromsø.

Sven Brunberg, Det skandinaviska björnprojektet, Noppikoski 158, SE-794 90 Orsa, Sverige.

Håkon Hustad, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås. (Nåværende adresse: Biologisk institutt, Norges tekniske og naturvitenskapelige universitet, 7491 Trondheim.)

Eskil Nerheim, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås.

Finn Sandegren, Sundtorp, SE-640 43 Ärla, Sverige.

Knut Håkon Solberg, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Postboks 5014, 1432 Ås.

Arne Söderberg, Viltavdelningen, Sveriges Veterinärmedicinska Anstalt, SE-751 89 Uppsala, Sverige.

## **Abstract**

Swenson, J.E, Dahle, B., Arnemo, J., Brunberg, S., Hustad, H., Nerheim, E., Sandegren, F., Solberg, K. H. & Söderberg, A. 2003. Reports for the new large predator policy: Status and management of brown bears in Norway. NINA Fagrapport 060: 1-xx.

Since the last Large Carnivore Policy was decided in Norway in 1997, the political goal of having reproducing brown bears (*Ursus arctos*) in all 5 administrative core areas for bears in the country has been reached. No accepted observations of female bears with cubs of the year were made outside these core areas, however. The present political goal is "less than" 8-10 adult females within each administrative core area. Our estimate for entire Norway is in this order of magnitude, a minimum of about 6-12 adult females in the country.

In relation to the other large carnivores, the brown bear is an important depredator on free-ranging unguarded sheep and a less important depredator on semidomestic reindeer. Each individual bear kills a minimum of about 50 sheep per grazing season in Norway, a level that is almost 500 times greater than in Sweden, where sheep graze mostly on pastures with electric fences in areas with large carnivores. The presence of bears does not therefore necessarily mean that there will be large losses of sheep, but our results stress that the present Norwegian sheep husbandry system will result in high losses where bears are present. Where present, free-ranging unguarded sheep provide an important source of nutrition for bears; if not present, berries are the most important source of energy on an annual basis. Loss rates of ewes were correlated with the number of bears in adjacent areas of Sweden in Hedmark in the period 1991-2001 and in Nord-Trøndelag

in the period 1982-2001, but not in subperiod 1992-2001. This suggests that some protective measures may have been especially successful in Nord-Trøndelag recently, but that this was not the case earlier in Nord-Trøndelag or earlier in Hedmark. We found no preventative effect of shooting a suspected depredating bear on sheep losses during the following year in the period 1992-2001 in Hedmark and Nord-Trøndelag, thus supporting the results of a similar study in the same areas during 1981-93. We could not evaluate the degree to which the long-term level of losses might have been higher without killing bears, however.

An analysis of how county managers handled applications for lethal control permits for bears showed that they followed the present policy and guidelines. We also compared how the county managers and local, municipal authorities (Lierne Municipality) handled these applications. The municipal authorities handled the applications for lethal control permits more quickly and, when they issued them, it was at a lower level of damage and they were valid for a longer period than the county managers. We also found that a lethal control permit should be issued as quickly as possible after the damage in order to have a reasonable chance to kill the responsible bear.

The mortality rate due to human activities was about the same in Norway, where the bear is protected, and Sweden, where it is a hunted species. About half of the known deaths of bears in Norway was due to lethal kill permits. Nevertheless, the calculated annual mortality rate of adult females in Norway (0.02-0.07) was low enough to allow continued increase in numbers. In addition, there is political acceptance for increases in the number of bears in neighboring Sweden and Finland, which will result in continued immigration to Norway.

Key words: Brown bear, *Ursus arctos*, management, status, numbers, depredation

Jon E. Swenson, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Box 5014, NO-1432 Ås, Norway, and Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway.

Bjørn Dahle, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Box 5014, NO-1432 Ås, Norway.

Jon M. Arnemo, Department of Arctic Veterinary Medicine, The Norwegian School of Veterinary Science, NO-9292 Tromsø, Norway.

Sven Brunberg, The Scandinavian Brown Bear Research Project, Noppikoski 158, SE-794 90 Orsa, Sweden.

Håkon Hustad, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Box 5014, NO-1432 Ås, Norway. (Present address: Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway.)

Eskil Nerheim, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Box 5014, NO-1432 Ås, Norway.

Finn Sandegren, Sundtorp, SE-640 43 Ärla, Sweden.

Knut Håkon Solberg, Department of Biology and Nature Conservation, Agricultural University of Norway, Box 5014, NO-1432 Ås, Norway.

Arne Söderberg, Wildlife Division, National Veterinary Institute, SE-751 89 Uppsala, Sweden.

## **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.

## **Innhold**

### **1 Innledning**

Denne rapporten tar for seg bjørnens status og utvikling i Norge, og ny kunnskap som er kommet siden den siste rovviltmeldingen, samt evalueringer av dagens forvaltning, spesielt med hensyn til tildeling av fellingstillatelser og fellinger av bjørn. Bjørn som skadevolder, blir sammenlignet med de andre rovviltartene, og tapsutvikling blir vurdert i forhold til endringer i bjørnebestanden i tilgrensende områder i Sverige. Ellers blir bjørnedødeligheten og bjørnens skade på sau og rein i Norge og Sverige sammenlignet for å sette de norske resultatene i et større perspektiv.

### **2 Bjørnens status i Norge**

#### **2.1 Historisk utvikling**

##### **2.1.1 Bakgrunn**

For en fornuftig forvaltning av en bjørnebestand er det av avgjørende betydning å ha pålitelige data om bestandens størrelse, utbredelse og demografi. Vi mener at et historisk perspektiv er viktig for bedre å forstå dagens situasjon. Swenson et al. (1994) utga en forskningsrapport om bjørnens historiske og nåværende status og forvaltning i Skandinavia, og lesere henvises til dette arbeidet for ytterligere beskrivelse, spesielt av metodikk. Ettersom dagens reetablering av bjørn i Norge er avhengig av innvandring av bjørner fra Sverige, må situasjonen i Skandinavia betraktes som en helhet.

##### **2.1.2 Metoder**

Ut ifra skuddpremiestatistikken og data på hvor hard avskyting en bjørnebestand tåler, beregnet Swenson et al. (1995) størrelsen på bjørnebestanden rundt 1850 og dens utvikling mot vår tid. I Norge ble statlige skuddpremier betalt fram til 1930, mens lokale skuddpremier var tillatt fram til 1972. I Sverige ble statlige skuddpremier betalt fram til 1893. Det er viktig å merke seg at skuddpremiene var høye, og skuddpremiestatistikken er derfor et godt mål på antall bjørner som ble skutt.

##### **2.1.3 Resultat og diskusjon**

Opprinnelig var bjørnen utbredt over hele Skandinavia. Den ble imidlertid raskt utryddet rundt større befolkningskonsentrasjoner, og var utryddet i Sør-Sverige allerede på 1700-tallet. Rundt 1850 var bestanden av bjørn i Skandinavia 4000-5000 dyr, med rundt 65% av bestanden i Norge. Bestandstettheten varierte geografisk, med høyest tetthet i Sogn og Fjordane/Møre og Romsdal og Telemark/Aust-Agder (Swenson et al. 1995). I perioden 1856-1893, hvor det foreligger skuddpremiestatistikk for begge landene, ble det skutt henholdsvis 5164 og 2606 bjørner i Norge og Sverige. Nedgangen i antall skutte bjørner var raskere i Sverige enn i Norge, noe som støtter konklusjonen om at bestanden var større i Norge enn i Sverige rundt 1850. Den store avskytingen hadde en dramatisk

effekt på bestandsstørrelsen, og rundt 1910-1920 var bestanden fortrent til Nord-Sveriges fjellverden og til noen små isolerte restbestander lenger sør i begge landene. I Norge var bjørnen funksjonelt utryddet (funksjonell utryddelse er det siste året da bjørn ble skutt tre år på rad i fylket) i alle norske fylker før 1920, med unntak av Buskerud, hvor en liten bestand overlevde til midten av 1980-årene (Swenson et al. 1995). Skuddpremieordningen var derfor et effektivt politisk virkemiddel for å oppnå målsettingen om utryddelse av bjørnen i begge landene. I Sverige ble politikken i så henseende gradvis endret ved at skuddpremiene ble fjernet i 1894, og ved at bjørnen ble fredet på statens grunn i 1913. Rundt 1930, da bestanden var på sitt minste, var det bare 100-150 bjørner i de bestandene som overlevde (Swenson et al. 1995). Den nye forvaltningen som ble innført i Sverige, reddet bjørnen i Skandinavia fra total utryddelse, og bjørnebestanden i Sverige økte i perioden 1942-1991 selv om jakt på bjørn ble gjeninnført i 1943 (Swenson et al. 1994).

I dag har bjørnen i Sverige omtrent den samme utbredelsen som den hadde rundt 1850, men binnene finnes fremdeles hovedsakelig i tre geografisk atskilte områder som gjenspeiler hvor bestanden ikke ble utryddet. Ettersom bjørnen ble funksjonelt utryddet i Norge, har reetablering av bjørn i Norge gått meget sakte og vært avhengig av utvandring fra de økende bestandene i Sverige, Russland og Finland. Fra en situasjon der ca. 65% av en skandinavisk bestand på 4000-5000 bjørner befant seg i Norge rundt 1850, har vi i dag under 5% av den skandinaviske bestanden i Norge. Siden det historisk sett var flere bjørner og høyere tetthet av bjørn i Norge enn i Sverige, ligger de naturgitte forholdene godt til rette for en økning av antall bjørn i Norge.

## **2.2 Tidligere bestandsestimater**

### **2.2.1 Bakgrunn**

Pålitelige bestandsestimater for bjørn er vanskelig å oppnå, samtidig som dette er en forutsetning for en forsvarlig forvaltning av bestanden. Metodene som anvendes for å beregne en bestands størrelse, kan ha stor påvirkning på bestandsestimatene. Ettersom nye metoder frambringer ny kunnskap om bjørnen, har dette gitt oss muligheten til å forsyne forvaltningsapparatet med et bedre grunnlag for forvaltningsbeslutninger.

### **2.2.2 Resultat og diskusjon**

Bestandsestimatene fram til 1991 var basert på bjørneobservasjoner fra publikum, og estimatene har variert sterkt siden Myrbergets (1969) estimat på 14-41 bjørner sør for Finnmark i 1965. I perioden 1975-1976 forekom et stort antall observasjoner (Heggberget & Myrberget 1978, Elgmork 1979). Deretter økte estimatet i dette området voldsomt til 131 (absolutt minimum)-194 (sannsynlig minimum) i 1978-82 som følge av en innsamling av observasjoner gjort i Rovviltprosjektets regi (Kolstad et al. 1986). En strengere vurdering av observasjoner ga et minimumsestimat på 96-123 bjørner i 1983-86 (Sørensen et al. 1990). I den første rovviltmeldingen (Miljøverndepartementet 1992) ble den norske bjørnebestanden anslått til ca. 100 dyr, men det var knyttet stor usikkerhet til estimatet fordi man manglet dokumentasjon på reproduksjon i Norge. Alle disse estimatene gjaldt antall dyr uten hensyn til om de hadde en del av leveområdet utenfor

Norge. I regi av det skandinaviske bjørneprosjektet ble antall bjørn i Norge i 1996 beregnet til 26-55, fordelt på 9-13 på Østlandet, 8-12 i Midt-Norge, 1-9 i Troms, og 8-21 i Finnmark. De rette tallene ble anslått til å ligge nærmere det lave estimatet i hvert område, med unntak av Finnmark. Disse tallene var langt lavere enn de tidligere estimatene. Dette var ikke et utslag av en reduksjon i bestanden, som trolig har økt i hele denne perioden som følge av innvandring av bjørn fra de økende bestandene i nabolandene. Årsaken til at bestandsestimatet i 1996 var lavere enn tidligere estimat, var at antallet bjørner i 1996 ble estimert med metoder som benyttet seg av radiomerking av et større antall bjørn, noe som ga et sikrere estimat enn dem som baserte seg på observasjoner fra publikum.

## **2.3 Estimat av antall voksne binner i Norge, 1998-2002**

### **2.3.1 Bakgrunn**

Stortingets mål for antall bjørn i kjerneområdene er angitt i antall voksne binner, og er mindre enn 8-10 binner pr. kjerneområde (Energi- og miljøkomiteen 1997). Det er svært vanskelig å estimere antall bjørn i et område, blant annet fordi bjørnen ligger i hi under sporingssensongen på vinteren. Voksne binner som går med unger, er den letteste kategorien å estimere. Dessuten utgjør de en mindre del av bestanden; de har de minste hjemmeområdene, og har langt kortere utvandringsdistanser enn hannbjørner. Dessuten er Norge i randen av utbredelsesområdene for økende bjørnebestander. Dette betyr at bjørnene i Norge ikke har en normal kjønns- og aldersfordeling, noe som gjør det vanskelig å beregne totalbestand. Derfor har vi valgt å angi estimatet over antall bjørner i Norge i 1998-2002 i antall voksne binner.

### **2.3.2 Metoder**

Vårt utgangspunkt var observasjoner av binner med årsunger som var godkjent av fylkesmennenes miljøvernavdelinger. Disse observasjonene ble steds- og tidsfestet, og vi kunne sammenligne avstand og tid mellom observasjonene i et gitt år med en "nøkkel" over avstandene binner med årsunger beveger seg over tid. Denne nøkkelen er en kurve som med 95% sikkerhet angir om observasjonene stammer fra den samme bjørnefamilien eller ikke. Kurven er basert på intensive studier av bevegelsene til binner med årsunger i Dalarna i Sverige (Zakrisson 2000, Kristoffersen 2002). En rapport som beskriver denne metoden i detalj, er under utarbeidelse. Resultatene gir nødvendigvis et minimumsestimat, ettersom ikke alle binner med årsunger blir observert og rapportert. Dessuten kan to binner med årsunger ha overlappende hjemmeområder, og nøkkelen angir bare sannsynligheten for at observasjonene stammer fra den samme familien. Dataene fra Troms var noe problematiske, ettersom det var usikkert om observasjonene handlet om årsunger eller ettåringer. Vi har derfor valgt å bruke to tall, dvs. alle observasjoner av binner med årsunger samt halvparten av dette tallet.

Fra antallet binner observert med årsunger i perioden regnet vi ut et gjennomsnittstall på hvor mange binner som gikk med årsunger pr. år i perioden. Dette tallet ble ganget med 1,6 og 2,6 år, som er henholdsvis det korteste og lengste gjennomsnittlige intervallet

mellom framgangsrike kull i Skandinavia (Swenson et al. 2001). Det gir et lavt og et høyt estimat over gjennomsnittlig antall voksne binner i hvert område i perioden. Det var ikke ventet at resultatene skulle være hele tall, og det ville heller ikke være biologisk riktig, ettersom vi vet at mange binner i norske kjerneområder har en del av hjemmeområdet i tilgrensende naboland.

### 2.3.3 Resultat og diskusjon

Resultatene viser at binner med årsunger ble observert i alle de fem kjerneområdene i perioden 1998-2002. Resultatene varierer fra observasjoner i hele perioden i Pasvik til kun ett år i Hedmark (tabell 1). Ingen godkjente observasjoner ble rapportert utenfor kjerneområdene. Yngling er først blitt registrert i kjerneområdet i Hedmark siden den siste rovviltmeldingen ble utgitt i 1997 (tabell 2). En rangering av kjerneområdene når det gjelder antall voksne binner er, fra mest til færrest, Pasvik > Troms > Nord-Trøndelag/Nordland > Anarjohka > Hedmark (tabell 2). Det estimerte antallet voksne binner er det samme i Troms og Pasvik om vi godtar at alle observasjonene i Troms var av binner med årsunger. Vi tror ikke dette er tilfellet, fordi binner med unger ble observert i kun tre år i Troms. Til sammenligning var det observasjoner av binner med årsunger i alle fem år i Pasvik (tabell 1). Det var en signifikant forskjell i antall binner med årsunger observert i perioden mellom kjerneområdene (ANOVA,  $F = 6,04$ ,  $df = 4$ ,  $P = 0,002$ ). En posthoc-test viste at bare Pasvik skilte seg statistisk ut, med et høyere antall binner med årsunger, fra de andre kjerneområdene (Turkey's honestly significant difference test,  $P < 0,05$ ). Alle kjerneområdene har langt under 8-10 binner, men totalestimatet for landet ligger i denne størrelsesordenen, dvs. 5,8-11,5 (tabell 2). Det er viktig å poengtere at disse er minimumsestimater. Vi hadde mulighet til å sammenligne vårt estimat med estimatet over antall binner sett med unger i alle aldre i Pasvik, hvor bjørnene er overvåket mest intensivt i landet. I perioden 1998-2001 mente Wikan & Günther (2002) at det fantes 2-4 binner med unger i alle aldre pr. år, eller gjennomsnittlig 3 pr. år. Dette tallet ville være noe mindre enn antall voksne binner, ettersom binner kan gå uten unger i enkelte år. Wikan & Günthers (2002) estimat er også et minimumsestimat. Vårt estimat, 2,6-4,2, stemmer bra med Wikan & Günthers (2002) estimat.

## 3 Bjørn som skadevolder

### 3.1 Bjørnens diett i områder med og uten sau

#### 3.1.1 Bakgrunn

Antall voksne binner i de etablerte kjerneområdene i Norge er betydelig mindre enn de politiske målene (se 2.3). Når man disse målene, vil det medføre en bestandsøkning fra dagens nivå. I denne sammenhengen er det viktig å forstå hvordan en økning i antall bjørner kan påvirke dagens sauedrift med frittgående sau i utmarka, men også hvordan denne driftsformen kan påvirke fødevalget hos bjørnen. Det sistnevnte aspektet ble undersøkt i et sammenhengende område fra østre deler av Nord-Trøndelag til nordvestre deler av Jämtland i Sverige. I Norge inkluderer dette Lierne kommune. Kommunen har

hatt en høy tapsprosent på sau, og bjørn er identifisert som den betydeligste dødsårsaken. Det som i hovedsak skiller det norske området fra det svenske, er at frittgående sau i utmarka i sommerhalvåret var utbredt på norsk side, mens dette var fraværende på svensk side.

### 3.1.2 Metoder

Studiet ble utført i 1987-88 og i 1993-1995, altså før skadeforebyggende tiltak som gjeting og inngjerding av sau ble iverksatt. Resultatene baserer seg på analyse av 266 innsamlede bjørneekskrementer. Nesten alle de 142 ekskrementene fra 1987-88 ble samlet langs takseringslinjer på svensk side som ble gått flere ganger begge år. De fleste ekskrementene fra 1993-95 ble funnet i Norge, mange av dem i forbindelse med tap av sau.

Bjørnens aktive periode ble delt i tre: vår (april-mai), sommer (juni-juli) og høst (august-oktober). Rester av næringsemner man finner i ekskrementer, kan gi et misvisende bilde av emnenes relative betydning, fordi forskjellig mat har ulik fordøyelighet og næringsverdi. Vi brukte derfor korreksjonsfaktorer og energifordøyelighetsestimater for å estimere relativ andel av energien som kom fra forskjellige næringsemner. Fra vår til høst gjennomgår bjørnen tre biokjemiske og fysiologiske stadier, fra lavt næringsinntak (hypophagia) om våren til høyt næringsinntak (hyperphagia) om høsten. Basert på variasjon i avføringsrate (antall ekskrementer pr. døgn) mellom måneder og sesongenes lengde ble de ulike næringsemnenes relative bidrag til totalt energioptak estimert. For en nærmere beskrivelse av metodikk se Dahle et al. (1998a).

### 3.1.3 Resultat og diskusjon

I Jämtland utgjorde gress og starr hovedmengden av ekskrementvolumet om våren, men energibidraget til kostholdet var lite. Energimessig dominerte rein og elg, fulgt av maur, bær og gress. Urter, og spesielt turt, som ble satt til livs i store mengder om sommeren og funnet i 98 % av ekskrementene, utgjorde 84% av ekskrementvolumet og bidro med ca. 37 % av energien. Til tross for lavt innhold av elg og rein i ekskrementene fikk bjørnen ca. 40 % av sin energi fra disse. Maur var også viktig om sommeren. Blåbær og krekling modner i begynnelsen av august, og dominerte dietten utover høsten. Turt og maur ble spist i august, men i mindre mengder utover høsten.

I Nord-Trøndelag, hvor bjørnen hadde tilgang til sau på utmarksbeite, påvirket dette dietten. Om våren var elg, rein, sau (tilgjengelig som kadavre fra året før) og til en viss grad maur viktig føde. Om sommeren utgjorde urter, spesielt turt, det meste av ekskrementvolumet, men energimessig var sau viktigst. Volum- og energimessig utgjorde maur lite, selv om halvparten av ekskrementene inneholdt maur. Også om høsten var sau viktigst, men dette skyldes delvis at de fleste ekskrementene ble innsamlet i august, da sau fremdeles er tilgjengelig. Dette kan også forklare det høye innholdet av urter i ekskrementene. Krekling, blåbær og villbringe bær bidro med til sammen 36 % av energien. Sopp ble funnet i 28 % av ekskrementene, men utgjorde bare 1 % av energien.

Proteinrik føde som klauvdyr og insekter utgjorde det meste av energioptaket både i Sverige og Norge, med henholdsvis 28 og 69% av totalt energioptak, mens bær, som er rike på karbohydrat, utgjorde henholdsvis 52 og 23% i de samme områdene (figur 1). På norsk side fikk ikke bjørn mer enn 7% av energien fra lavkvalitetsmat som gress og urter. På svensk side var det tilsvarende tallet 15 %. Dette studiet er nærmere beskrevet i Dahle et al. (1998a, 1998b).

Sau kan altså utgjøre en vesentlig del av bjørnens årlige energiinntak når denne er lett tilgjengelig på utmarksbeite. Sau gir proteiner og fett som vil bidra positivt til vekst hos unge bjørner og opplagring av fett før vinteren, og vil derfor velges framfor planteføde. Uansett er bjørnen i Sverige, som ikke har tilgang på sau og som derfor må få mesteparten av årets energi fra bær, meget produktiv. De to svenske bestandene som er studert av Det skandinaviske bjørneprosjektet, viser en langt høyere bestandsvekst enn nordamerikanske bestander (Sæther et al. 1998).

## **3.2 En sammenligning av bjørn med andre rovdyr**

### **3.2.1 Innledning og metoder**

For å sette bjørnens skader i sammenheng utførte Swenson og Andrén (i trykk) en sammenligning av antall sau og rein som ble erstattet av myndighetene pr. rovdyrindivid i fylker, med de aktuelle artene. Dyr som ble erstattet som drept av "ukjent fredet rovdyr", er ikke tatt med i denne sammenligningen. Leserne som vil vite mer om metodene og resultatene, er henvist til Swenson og Andrén (i trykk).

### **3.2.2 Resultat og diskusjon: sau**

Bjørnen er en relativt stor skadevolder på sau, og tar i gjennomsnitt 48,7 sau pr. beitesesong. Dette er 3,2 ganger mer enn det gaupa tar, 2,2 ganger mer enn jerv i Nord-Norge og 1,9 ganger mer enn ulv. Jerven i Sør-Norge er den alvorligste skadevolderen, med 137,2 sau erstattet pr. jerv (uten årsunger), dvs. 2,8 ganger mer enn bjørn (fig. 2). Andelen tilgjengelige sau tatt av disse rovdyrene varierte mellom 1,39% for jerv i Sør-Norge og 0,17% for gaupe. Bjørnene tok 0,20% av de tilgjengelige sauene (Swenson og Andrén i trykk). Målt i andel sau på beite tatt pr. rovdyrindivid, tok bjørnene 0,005% av de tilgjengelige sauene pr. individ. Til sammenligning tok jerv i Sør-Norge 0,033%, jerv i Nord-Norge 0,006% og gaupe 0,001%. De virkelige verdiene er høyere enn disse estimatene, fordi sau drept av "ukjent fredet rovdyr" ikke ble tatt med, og fordi tallene baserer seg på erstattede sau. Det er sannsynlig at det ikke betales erstatning for alle sau drept av rovdyr. Sifrene er derfor mest verdifulle som sammenligningsgrunnlag.

### **3.2.3 Resultat og diskusjon: tamrein**

En lignende sammenligning for tamrein viser at bjørnen er relativt mindre viktig som skadevolder på rein (Swenson og Andrén i trykk). De absolutte tallene er enda mer usikre enn hos sau, men relativt sett er jerv og gaupe ganske like, med 7,8 respektivt 7,4 ganger flere drepte rein pr. rovdyrindivid enn bjørn (fig. 3). Bjørnen er ikke tilstede om vinteren

ettersom den ligger i hi og den tar hovedsakelig reinkalv om våren. Men det er vanskeligere å finne kadaver fra kalv enn fra voksne rein.

### **3.3 Sammenligning av rovdyrproblemer i Norge og Sverige**

#### **3.3.1 Bakgrunn og metoder**

Swenson og André (i manus) har også sammenlignet omfanget av skader voldt på sau og rein av bjørn og andre rovdyr i Norge og Sverige. Sammenligningen for sau kan gi en indikasjon på tapsdifferansen mellom en ekstensiv form for sauehold som i Norge, og den mer intensive formen i Sverige, der sau hovedsakelig går på innmark og er inngjerdet med strømgjerder i områder med rovdyr. I Norge utbetales erstatning for sau dokumentert og sannsynlig drept av bjørn, mens det i Sverige utbetales erstatning for sau dokumentert drept av bjørn, dersom dokumentert effektive forebyggende tiltak er iverksatt.

#### **3.3.2 Resultat og diskusjon: sau**

I Norge slippes over 2 millioner sau på utmarksbeite hvert år, mens det i Sverige går ca. 450.000 sau på beite. Vi begrenset sammenligningen til de fylker/län hvor sau er rapportert drept av bjørn. I 1995 ble ca. 1 million sau sluppet på beite i fylker i Norge hvor sau ble rapportert drept av bjørn, mens det tilsvarende tallet for Sverige var ca. 85.000. Basert på antallet sau det er utbetalt erstatninger for i Norge og Sverige (i perioden 1993-95), og antallet bjørn i disse områdene (våren 1996), drepte hver bjørn i Norge 487 ganger flere sau enn bjørn i Sverige gjorde (49 sau per bjørn i Norge og 0,1 i Sverige) (tabell 3). Antallet tilgjengelige sau pr. bjørn er mye høyere i Norge enn i Sverige, så det kan være riktiger å beregne andelen sau tatt pr. bjørn. Andelen tilgjengelige sau drept pr. bjørn var 41 ganger høyere i Norge enn i Sverige (0,0488% i Norge og 0,00112% i Sverige). Disse tallene viser at bjørnen er en langt større skadevolder i Norge enn i Sverige, og at denne forskjellen har årsak både i omfanget av sauedrift og i forskjellen i driftsform mellom de to landene.

#### **3.3.3 Resultat og diskusjon: tamrein**

Tamreindrif er utbredt både i Norge og Sverige, men som tidligere nevnt er bjørn i hovedsak bare en predator på reinkalver en kort periode om våren. Basert på antallet rein erstattet i de to land og antallet bjørn til stede i de fylkene/länene med rapporterte bjørneskader, ble det erstattet 1 og 3 rein pr. bjørn i henholdsvis Norge og Sverige. Denne forskjellen kan skyldes ulike erstatningssystemer for rein i Norge og Sverige, og i mindre grad forskjeller i driftsform mellom de to landene. Ettersom antallet bjørn i fylker/län med tamreindrif er 27 ganger høyere i Sverige enn i Norge, er bjørnen av langt større betydning for reindriften i Sverige enn i Norge. I begge landene er den imidlertid en ubetydelig skadevolder sammenlignet med gaupe og jerv.

### **3.4 Tapsutvikling i forhold til bjørnebestandens størrelse i Sverige**

### 3.4.1 Bakgrunn

Ettersom bjørnen er en betydelig skadevolder på sau, og økningene i antall bjørn i Norge er et resultat av innvandring av bjørner fra Sverige, er det interessant å se på tapsutviklingen i forhold til bjørnebestandens størrelse i Sverige. Vi har sett på dette i to områder: Hedmark i perioden 1991-2001 og Nord-Trøndelag i perioden 1982-2001.

### 3.4.2 Metoder

Data om sauetap fra Norge ble samlet inn fra fylkesmannen i Hedmark og Nord-Trøndelag, samt eldre materiale fra Jens Thomas Sagør (pers. medd.). I Hedmark ble data fra kommunene Grue, Åsnes, Våler, Elverum, Trysil, Åmot, Stor-Elvdal, Rendalen og Engerdal brukt. I Nord-Trøndelag ble data fra Lierne, Namskogan og Snåsa brukt. Det er ikke brukt flere kommuner i Nord-Trøndelag, da det kun er disse som har data for hele perioden 1981-2001. I Hedmark er hele kjerneområdet for bjørn tatt med.

Fra 1991 og fram til i dag er det i begge fylkene ikke skilt mellom søyer og lam på beite. Derfor er tallene regnet om for kun å få tall på søyer. Dette fordi bjørnen foretrekker å slå søyer i større grad enn lam (Aanes et al. 1996). I Nord-Trøndelag er omregningen gjort fra 1994 til 2001 for hver kommune ved å lage et forholdstall mellom søyer og lam basert på gjennomsnittet av tall fra 1992 og 1993, da det forelå tall både for "søyer" og "søyer og lam". I Hedmark ble en lignende omregning gjort. Der har en kun totaltallet for perioden 1991-2001. Men det forelå skilte tall når det gjaldt hvor mange dyr som var sluppet på beite av de bøndene som hadde rapportert inn tap til rovdyr. Disse tallene ble brukt til å lage samme type forholdstall som i Nord-Trøndelag, og omregningen ble gjort på samme måte.

Bjørnens bestandsutvikling ble estimert i Dalarna og Jämtlands län. Hedmark ligger vest for de bjørnerike området i Dalarna län hvor bestanden av bjørn økte med ca 17% pr. år i perioden 1991-1997, da avskytingen var restriktiv, og 3% pr. år i perioden 1998-2001, etter at bjørnejaktkvotene hadde økt (upubl. data, Det skandinaviske bjørneprosjektet). Vi har ikke så gode data på bestandsveksten i Jämtland, som er opphavet til bjørnene i Nord-Trøndelag, men antar en bestandsvekst på 10% i hele perioden.

### 3.4.3 Resultat og diskusjon

Tapsprosenten av søyer i Hedmark varierte fra år til år i perioden 1991-2001, men var høyere i de siste fem årene enn i de første fem årene ( $U = 1,0$ ,  $P = 0,01$ , fig. 4). I Dalarna ble bestanden av bjørn nesten tredoblet i perioden 1991-2001. Størrelsen på bjørnebestanden i Dalarna forklarte 54% av variasjonen i tapsprosent av søyer i Hedmark ( $r = 0,73$ ,  $F = 10,64$ ,  $P = 0,01$ ).

I Nord-Trøndelag har vi tapstall på søyer i perioden 1982-2001. Vi antar en årlig vekst på 10% i bestandstørrelsen av bjørn i Jämtland i denne perioden. Tapsprosenten på søyer i Nord-Trøndelag økte under perioden som en helhet, og bestandstørrelsen av bjørn i Jämtland forklarte 75% av variasjonen i tapsprosent av søyer ( $r = 0,87$ ,  $F = 53,9$ ,  $P <$

0.001). I delperioden 1992-2001 var tapsprosenten relativt stabil til tross for at bjørnebestanden i Jämtland ble mer enn fordoblet i samme periode, og det var ingen sammenheng mellom tapsprosenten av søyer i Nord-Trøndelag og bestanden av bjørn i Jämtland ( $r = 0,42$ ,  $F = 1,75$ ,  $P = 0,22$ , figur 5). En mulig forklaring på dette kan være at tapsforebyggende tiltak gjennomført i denne perioden har fungert bedre enn tiltak forsøkt tidligere eller tiltak forsøkt i Hedmark. En annen forklaring kan være at bestandsveksten av bjørn i Jämtland ikke var konstant i hele den senere perioden.

## 4 Forvaltning

### 4.1 Tildeling av skadefellingstillatelser på bjørn

#### 4.1.1 Bakgrunn

Etter at brunbjørnen ble fredet i Norge i 1973, har lovlig felling av bjørn i all hovedsak foregått gjennom tildeling av fellingstillatelser for å begrense skader på beitedyr. Det er ikke åpnet for jakt på bjørn gjennom lisens-, kvote- eller kvotefri jakt. I perioden 1989-2002 ble det i Norge felt 16 bjørner etter iverksetting av fellingstillatelser.

#### 4.1.2 Sentrale føringer

Fellingstillatelser gis med hjemmel i viltlovens §12 for å begrense skader på bufe og tamrein. Loven ble endret 30.06.2000, jf. Ot. prp. nr. 37 (1999-2000) og Innst. O. nr. 80 (1999-2000), blant annet for å gi et mer fleksibelt rettsgrunnlag for å kunne gjennomføre prinsippet om differensiert forvaltning, samt møte utfordringene knyttet til voksende rovviltbestander. Endringene i viltlovens § 12 innebærer at det nå kan iverksettes felling *for å forhindre skade* på bufe eller tamrein, uten at det er krav om at slik skade faktisk har skjedd. I forbindelse med endringene ble det fastsatt ny forvaltningsforskrift for store rovdyr, Forskrift 30. juni 2000 nr. 656 om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe.

Fellingstillatelse kan bare gis dersom dette ikke er til skade for rovviltbestandens overlevelse, og når det ikke finnes noen annen tilfredsstillende løsning. Fellingstillatelser er ikke til for å regulere rovviltbestander, men for å felle mest mulig bestemte individer knyttet til spesifikke situasjoner.

I henhold til prinsippet om differensiert forvaltning skal hensynet til vern av rovviltbestandene og hensynet til beitebruk vektlegges forskjellig i ulike områder og for de ulike rovviltartene. Innenfor kjerneområder eller særskilte forvaltningssoner skal hensynet til bestandens overlevelse være overordnet skadesituasjonen. Her vil terskelen for å tillate felling være høyere enn utenfor, og det skal i større grad benyttes alternative virkemidler til felling for å hindre skader.

#### 4.1.3 Tildeling av fellingstillatelser

Direktoratet for naturforvaltning (DN) fastsetter hvert år et begrenset antall individer av bjørn, jerv og ulv det kan gis fellingstillatelser på i forbindelse med skader på tamrein og bufe. Myndigheten til å iverksette felling når forutsetningene anses å være til stede, er

delegert til fylkesmennene i ulike deler av landet, samt til enkelte kommuner. Blant annet har Lierne kommune som en forsøksordning fra 1998 hatt myndigheten til å iverksette fellingstillatelser på bjørn. På denne måten disponerer fylkesmennene (og enkelte kommuner) hvert år såkalte "betingede fellingstillatelser". En fellingstillatelse skal gis for et begrenset område og tidsrom for å øke mulighetene for å ta ut bestemte individer. Tillatelsen er oppbrukt når rovdiret er skutt, men kan iverksettes flere ganger dersom jakter mislykkes og nye situasjoner oppstår.

I praksis forvaltes fellingstillatelsene ved at fylkesmennene, samt noen kommuner, enten innfrir eller avslår søknader om felling fra husdyrbrukere og andre. Utfallet er basert på en vurdering av hvorvidt situasjonene kvalifiserer for felling i tråd med viltloven og tilhørende reguleringer. I noen få saker behandler også DN søknader om felling, for eksempel i situasjoner der de betingede fellingstillatelsene er brukt opp, eller tidsrammen er utløpt.

#### **4.1.4 Erfaringer med bruk av fellingstillatelser**

I et hovedoppgavearbeid ved Norges Landbrukshøgskole (Hustad 2000) undersøkte vi tildelingen av skadefellingstillatelser på bjørn i Norge i perioden 1989-99. Vi tok for oss svarbrev fra fylkesmennenes miljøvernavdelinger (og fra Lierne kommune i 1998-99) i 179 saker der det var søkt om fellingstillatelse på bjørn etter tap av sau, og vi prøvde å finne ut hvilke forhold som medførte at slike tillatelser ble gitt. Vi så også nærmere på fellingssuksessen. Gjennom undersøkelsene var det mulig å vurdere hvordan forvaltningsprinsipper fastsatt av myndighetene, blant annet om differensiert forvaltning, ble ivaretatt i praksis.

Binær logistisk regresjon ble brukt for å teste hvordan ulike faktorer påvirket utfallet innvilget (1) eller avslått (0) søknad. Tilsvarende ble gjort i forhold til utfallet av jakter (skutt/ikke skutt). Multivariat logistisk regresjon ble brukt for å teste hvordan faktorer sammen bidro til avgjørelsen, og om det var noen faktorer som pekte seg ut som mer betydningsfulle enn andre.

##### **4.1.4.1 Hovedtrekk**

I årene 1989-99 ble det gitt betingede fellingstillatelser på 2 til 9 bjørner årlig, til sammen 52. Av 179 søknader om iverksetting av disse ble 87 fellingstillatelser utstedt og 10 bjørner skutt<sup>1</sup>. Altså ble omlag annenhver søknad innvilget, og én av ni fellingstillatelser endte i felt bjørn. Gjennomsnittelig behandlingstid for søknadene lå på mellom 2 og 3 døgn. Lierne kommune hadde den korteste behandlingstiden, i snitt 0,4 døgn, i forsøksperioden med lokalt delegert myndighet fra 1998.

Flesteparten (77 %) av alle fellingstillatelsene ble iverksatt i Nord-Trøndelag og Hedmark fylker, noe som bekrefter at disse fylkene er spesielt utsatt for bjørneangrep på sau. Innvilgningsprosenten for søknader i Hedmark (36 %) var signifikant lavere enn i

<sup>1</sup> I tillegg ble det i perioden 1989-99 skutt én bjørn på fellingstillatelse utstedt direkte av DN. Slike saker er ikke vurdert her.

Nord-Trøndelag (64 %). I Lierne ble 47 % av søknadene innvilget. Forskjellen i innvilgningsprosent mellom Lierne og andre forvaltningsmyndigheter var ikke signifikant.

#### 4.1.4.2 Skadebildet

De fleste søknadene som ble behandlet, dreide seg om skadesituasjoner der mellom 1 og 5 sau var drept av bjørn. Over to tredeler av disse søknadene ble avslått. Overgikk tapene 6-10 sau, ble flertallet av søknadene innvilget. Søknader ble innvilget ved et høyere antall sau drept pr. døgn sammenlignet med situasjoner der søknaden ble avslått. Tap av sau tidligere i beitesesongen bidro ikke statistisk til iverksettingen av fellingstillatelser. Lierne kommune innvilget søknader ved et lavere skadenivå enn fylkesmannen i Nord-Trøndelag (4,0 versus 9,5 sau).

Den faktoren som mer enn noe annet påvirket om søknader ble innvilget eller ikke, var *antall døgn siden siste bjørneangrep*. Så lenge 2 eller færre døgn var gått siden siste bjørneangrep, var det en klar overvekt av innvilgede søknader, men gikk det mer enn 3 døgn, ble søknader oftest avslått. Ingen søknader ble innvilget hvis mer enn 9 døgn var gått siden siste angrep.

#### 4.1.4.3 Differensiert forvaltning

Siden kjerneområdeforvaltningen for bjørn trådte i kraft i 1993, har 66 % av alle søknader om fellingstillatelse på bjørn dukket opp i kjerneområdene. Mens 6 av 10 søknader ble innvilget utenfor kjerneområdene, ble bare 3 av 10 innvilget innenfor kjerneområdene. Innenfor kjerneområdene hadde variasjon i skadetall mindre å si for om søknader ble innvilget eller ikke, sammenlignet med hva som var tilfellet utenfor kjerneområdene. Når søknader ble avslått innenfor kjerneområdene, var det langt vanligere å vise til at andre forebyggende tiltak ville bli iverksatt enn hva som var tilfellet utenfor.

#### 4.1.4.4 Utfallet av iverksatte fellingstillatelser

På de 87 fellingstillatelsene som ble iverksatt av fylkesmennene i perioden 1989-99 (og Lierne kommune 1998-99), ble 10 bjørner skutt. Den eneste faktoren i materialet som ble funnet å påvirke utfallet av jakter, var tiden som gikk mellom siste bjørneangrep og iverksettingen av fellingstillatelsen. Denne sammenhengen var til gjengjeld sterk. Mesteparten av de vellykkede jaktene fant sted når fellingstillatelse ble gitt den samme dagen som eller dagen etter siste bjørneangrep.

Tidsrammen som ble satt for iverksatte fellingstillatelser, var betydelig lengre i Lierne kommune (52 dager) enn på fylkesnivå i Nord-Trøndelag (11 dager), Hedmark (4 dager) og Sør-Trøndelag (11 dager). Forskjellen i tillatt jakttid var også signifikant mellom Hedmark og Nord-Trøndelag.

#### 4.1.5 Konklusjoner

Resultatene fra vår studie av tildelingen av fellingstillatelser på bjørn i 1989-99, viser at forvalterne *tok* hensyn til viktige forvaltningsprinsipper når de vurderte om fellingstillatelser skulle iverksettes eller ikke:

- Tiden mellom siste bjørneangrep og forvaltningsvedtaket var den faktoren som aller mest påvirket om søknader ble innvilget eller avslått, med økt sjanse for å tildele en fellingstillatelse jo kortere tid siden siste angrep. Denne faktoren viste seg også å ha vesentlig betydning for utfallet av iverksatte jakter, og dermed for anvendeligheten av fellingstillatelser som forvaltningsverktøy.
- Ved å legge vekt på kort tid mellom skadesituasjon og jakt ble sannsynligvis faren for å skyte feil bjørn redusert. Bjørner beveger seg over store avstander på kort tid (Wabakken & Martmann 1994), og skal man ha håp om å felle mest mulig bestemte individer, slik viltloven foreskriver, kan det ikke gå for lang tid mellom skadesituasjon og jakt. Det bestemte individet kan bevege seg ut av området, og et nytt individ kan komme inn. Et eksempel på det siste var en bjørn som ble skutt 7. juli 1993 i Lierne. Bjørnen var radiomerket og kunne påvises ikke å være rett skadegjører (Kvam et al. 1993). Den var skutt tre dager etter siste skadetilfelle.
- Skadenivået hadde, naturlig nok, innvirkning på avgjørelsen. Dessuten var søknader oftere innvilget når skadene var mer konsentrerte i tid. Dette var i tråd med retningslinjene nedtegnet i tildelingsbrevene for betingede fellingstillatelser fra DN: Skadene måtte være betydelige og med akutt forløp for at fellingstillatelse skulle kunne gis.
- Det ble ført en betydelig mer restriktiv praksis med fellingstillatelser innenfor kjerneområder. Innvilgningsprosenten var lavere, skader hadde mindre innflytelse på utfallet innvilget/avslått og det ble fokusert mer på iverksetting av andre forebyggende tiltak innenfor kjerneområder.

At overvekten av søknader om fellingstillatelse dukket opp innenfor kjerneområdene, forteller oss at sauebønder her opplever store tap av sau til bjørn, og at de krever problemene løst gjennom skadefelling av bjørn, til tross for beliggenheten innenfor kjerneområder

Forskjellene vi fant mellom fylkesmyndighetene og den lokalt delegerte myndigheten i Lierne kommune i 1998 og -99, *kan* tyde på mer effektiv og mindre restriktiv effektivering av fellingstillatelser på lokalt nivå. Lierne kommune håndterte søknader signifikant raskere (0,4 versus 3,3 døgn), iverksatte dem på et signifikant lavere skadenivå (4,0 versus 9,5 sau) og tillot jakt for en signifikant lengre periode (52 versus 11 dager) sammenlignet med fylkesmyndigheten i Nord-Trøndelag. Lierne kommune ligger innenfor et av de vedtatte kjerneområdene for bjørn.

Resultatene våre sier ingen ting om hvor vellykket felling av bjørn var når det gjaldt å redusere tap av sau til bjørn. Andre studier i Norge har vist at det å felle bjørn ett år ikke nødvendigvis har noen tapsregulerende effekt året etter (Sagør 1997, denne rapporten).

En forklaring kan være at den årlige innvandringen av bjørner fra Sverige er høyere enn antallet bjørner som blir felt i Norge. I og med at de svenske og finske målsetningene innebærer et høyere antall bjørner i våre naboland (Working Group for Large Terrestrial Carnivores 1996, Regeringen 2000), må vi regne med fortsatt innsig av bjørn til Norge. Slik opinionen står i dag, og i forhold til nasjonalt lovverk og internasjonale forpliktelser vil det være vanskelig å få aksept for å skyte enhver bjørn som kommer inn i Norge. Dette innebærer blant annet at man ikke utelukkende kan basere seg på bruk av fellingstillatelser for å redusere tap av sau til rovdyr.

## **4.2 Felling som forebyggende tiltak**

### **4.2.1 Bakgrunn**

Sagør et al. (1997) analyserte data om bjørnefelling og tap av søyer i kommuner i Nord-Trøndelag og Hedmark som hadde dokumentert tap av sau til bjørn i perioden 1981-93. De fant ingen statistisk sammenheng mellom antallet antatt skadebjørn felt i fylket og endring i tap året etterpå, og konkluderte at skadefelling, i omfanget som fant sted i 1981-93, ikke hadde en kortvarig forebyggende effekt. Denne konklusjon var meget kontroversiell, og landbruksorganisasjoner sa seg uenig.

Vi har sett på dette igjen, men har brukt data fra perioden 1993-2001. Dette gir en analyse som er uavhengig fra analysen til Sagør et al. (1997,) og den blir dermed en test av deres hypotese. Felling av skadebjørn var ganske lik i de to periodene i Nord-Trøndelag (0,91 pr. år i 1981-93 og 1,00 pr. år i 1994-2001), men var høyere i den andre perioden i Hedmark (0,38 respektivt 0,88 pr. år).

### **4.2.2 Metoder**

Data om sauetap fra Norge ble samlet inn fra fylkesmannen i Hedmark og Nord-Trøndelag. I Hedmark ble data fra kommunene Grue, Åsnes, Våler, Elverum, Trysil, Åmot, Stor-Elvdal, Rendalen og Engerdal brukt. I Nord-Trøndelag ble data fra Lierne, Namskogan og Snåsa brukt. Det er ikke brukt flere kommuner i Nord-Trøndelag, da det kun er disse som har data for hele perioden 1981-2001. I Hedmark er hele kjerneområdet for bjørn tatt med.

Fra 1991 og fram til i dag er det i begge fylkene ikke skilt mellom søyer og lam på beite. Derfor er tallene regnet om for kun å få søyetall. Dette fordi bjørn foretrekker å slå søyer i større grad enn lam (Aanes et al. 1996). I Nord-Trøndelag er omregningen gjort fra 1994 til 2001 for hver kommune ved å lage et forholdstall mellom søyer og lam basert på gjennomsnittet av tall fra 1992 og 1993, da det forelå tall både for "søyer" og "søyer og lam". I Hedmark ble en lignende omregning gjort. Der har en kun totaltallet for perioden 1991-2001. Men det forelå skilte tall når det gjaldt hvor mange dyr som var sluppet på beite av de bøndene som hadde rapportert inn tap til rovdyr. Disse tallene ble brukt til å lage samme type forholdstall som i Nord-Trøndelag, og omregningen ble gjort på samme måte.

Data over antall skutte bjørner i Nord-Trøndelag og Hedmark kom fra Direktoratet for Naturforvaltning, mens data over antall skutte bjørner i Jämtland (med unntak de fra Härjedalen kommune, som er en del av en annen delbestand av bjørn) og Dalarna kom fra Naturvårdsverket.

### 4.2.3 Resultat og diskusjon

Resultatene viste ingen kortvarig effekt av felling av bjørn, som Sagør et al. (1997) også fant. Endring i tap fra år  $t$  til år  $t+1$  ( $\ln(\text{tap}_{\text{år } t+1} / \text{tap}_{\text{år } t})$ ) var ikke korrelert med antall felte bjørn i fylket i år  $t$  verken i Nord-Trøndelag ( $r = 0,355$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0,39$ ) eller i Hedmark ( $r = 0,394$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0,34$ ). Det finnes mye mer bjørn på den svenske siden av grensen i begge områdene. Men endring i tap av søyer var heller ikke korrelert med felling av det totale antallet bjørn i fylket og nabolänet verken for Nord-Trøndelag ( $r = 0,444$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0,25$ ) eller Hedmark ( $r = 0,141$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0,74$ ).

Vi så også på endringene i tap i forhold til antall bjørn felt. Heller ikke i denne testen hadde bjørnefelling noen effekt på endring i tap av søyer neste år, verken i Nord-Trøndelag ( $t = 0,93$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0,39$ ) eller i Hedmark ( $t = 0,41$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0,69$ ). Våre resultater er helt på linje med hypotesen til Sagør et al. (1997). Dermed konkluderer vi med at det ikke kan dokumenteres at felling av antatte skadebjørn, i det omfanget som har vært i 1981-2001, har noen forebyggende effekt på tap av søyer året etter fellingene. Selv om det ikke var noen kortvarig effekt av bjørnefellingene, kan det ha vært langvarige effekter. Tapsprosenten kan for eksempel ha vært høyere over tid uten fellingene enn med dem. Det er imidlertid ikke mulig å teste dette, for vi hadde ikke lange perioder uten felling av bjørn.

## 4.4 Bjørnedødelighet forårsaket av mennesker i Norge og Sverige

### 4.4.1 Bakgrunn

For å kunne evaluere bjørnens status og effektene av forvaltningen i Norge er det viktig å ha kunnskap om dødelighet forårsaket av mennesker, spesielt dødelighet som er et resultat av forvaltningen. Det er relevant å sammenligne Sverige med Norge fordi vi vet at bjørnebestanden er økende i Sverige (Sæther et al. 1998, Swenson et al. i trykk), og fordi bjørnen er en jaktbar art i Sverige, men fredet i Norge. Kun skadevoldere kan felles lovlig i Norge.

### 4.4.2 Metoder

Vi har sammenlignet dødsrater forårsaket av mennesker basert på radiotelemetri i fire områder: Norrbotten i Nord-Sverige, Nord-Trøndelag (bare bjørner som var i Norge >50% av tiden), Dalarna-Gävleborg i Midt-Sverige (bare bjørner som var i Sverige >50% av tiden) og Hedmark (bare bjørner som var i Norge >50% av tiden). Bjørnedataene i Nord-Trøndelag kom fra Bjørneprosjektet i Nord-Trøndelag, og resten kom fra Det skandinaviske bjørneprosjektet. Vi sammenlignet dødsratene fra de andre områdene med dem fra Midt-Sverige i perioden 1998-2001, fordi bjørnene der økte med ca. 3% årlig

under perioden (Swenson et al. i trykk). Dessuten sammenlignet vi dødsårsakene mellom land og områder. Bjørner som var vurdert som ulovlig drept, var de tilfellene der sikkert bevis forelå og de der mistanken var sterk. En tidligere evaluering av våre vurderinger når det gjelder mistenkt ulovlig jakt, viste at vi er konservative i våre vurderinger (Swenson & Sandegren 1999). Vi har også vurdert kjent antall bjørner drept i Norge i perioden 1998-2002, fra NINAs arkiver, opp mot bestandsestimatet.

#### 4.4.3 Resultat og diskusjon

Rater for dødelighet forårsaket av mennesker for radiomerkede bjørner  $\geq 1$  år gamle i de tre områdene var ikke statistisk forskjellig fra rater i Midt-Sverige, men forskjellen var nesten statistisk signifikant mellom Midt-Sverige og Hedmark når trafikkdrepte bjørner ble tatt med (tabell 4). Swenson og Andrén (i trykk) sammenlignet antall skutte bjørner i Norge og Sverige med bestandsestimatene, og har også vurdert avskytingen til å være ganske lik i begge land, selv om bjørn er en jaktbar art i Sverige og fredet i Norge. At disse ratene er ganske like, tyder på at økningen i antall bjørner også er ganske lik i begge landene.

Selv om dødelighetsratene er ganske like i de forskjellige områdene, fant vi at andelen døde radiobjørner som var drept som problembjørner, var mye høyere i Norge (54%) enn i Sverige (4%,  $\chi^2_c = 25,91$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,000$ ). Denne andelen kan være noe for høy i Norge, ettersom man kan anvende telemetri for å felle skadevoldende radiobjørner. Andelen døde bjørner som var vurdert som ulovlig drept, var derimot ikke statistisk ulikt i landene (23% i Norge, 39% i Sverige,  $\chi^2_c = 0,61$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,44$ ). I Sverige var andelen ulovlig drepte bjørner blant døde bjørner høyere i det nordlige studieområdet (60%) enn i det sørlige studieområdet (17%,  $\chi^2_c = 17,59$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0,000$ ).

I 1998-2002 er det kjent at 19 bjørner ble drept i Norge, deriblant 2 årsunger som var forlatt av moren. Av de resterende 17 bjørnene, var 3 binner. Disse var 3, 4 og 9 år gamle. Ettersom noen 4 år gamle binner er kjønnsmodne, ble 1 eller 2 voksne binner felt i perioden, eller 0,2-0,4 voksne binner pr. år. Dette utgjør en årlig dødelighet forårsaket av mennesker på 2-7%. En årlig dødelighet på ca. 10% blant voksne binner i Dalarna i Sverige ble dokumentert i en periode da bestanden økte med ca. 3% årlig (upubliserte resultater, Det skandinaviske bjørneprosjektet). Dette tyder på at den kjente dødeligheten forårsaket av mennesker blant voksne binner i Norge var liten nok til å tillate bestandsvekst. Grunnen til den store overvekten av hannbjørner blant skutte bjørn er at Norge ligger på randen av mye større bjørnebestander i nabolandene (Swenson et al. 1998).

## 5 Bjørnens framtid i Norge med dagens forvaltning

Siden den siste rovviltmeldingen har bjørnebestanden økt generelt både i Norge og Sverige. Vi har dokumentert at den politiske målsettingen om å ha yngling i alle de fem administrative kjerneområdene for bjørn er oppnådd. Ingen godkjente observasjoner av yngling er funnet utenfor disse kjerneområdene. Dagens politiske målsetting er "mindre enn" 8-10 voksne binner i hvert kjerneområde. Vårt estimat for hele Norge er et

minimum på ca. 6-12 voksne binner i hele landet. Dødsraten forårsaket av mennesker er omtrent den samme i Norge, hvor bjørnen er fredet, som i Sverige, hvor bjørnen er en jaktbar art. Ca. halvparten av kjent dødelighet hos bjørn i Norge er en følge av en fellingstillatelse. Allikevel vurderer vi den kjente dødeligheten til å være lav nok til å tillate bestandsvekst. I tillegg øker bjørnebestandene i alle våre naboland, og det er politisk aksept for en økning av antall bjørn både i Sverige og Finland.

I forhold til de andre store rovdyrartene er bjørn en betydelig skadevolder på frittgående sau og en mindre viktig skadevolder på tamrein. At individuelle bjørner tar 500 ganger flere sau pr. beitesesong i Norge enn i Sverige, hvor sau stort sett går på innmark og er beskyttet av strømgjerde i områder med rovdyr, viser at forekomsten av bjørnen ikke nødvendigvis betyr store skadeproblemer for sauenæringen. Dette understreker imidlertid at det er svært vanskelig å fortsette med dagens sauedriftsformer uten store tap i områder med bjørn. Størrelsen på bjørnebestanden i grensetrakter i Sverige var korrelert med tapstallene for søyer i Hedmark i perioden 1991-2001 og i Nord-Trøndelag i perioden 1982-2001, men ikke i delperioden 1992-2001. Dette tyder på at forebyggende tiltak utført i Nord-Trøndelag kan ha hatt en merkbart positiv effekt i 1992-2001. Vi anbefaler at man vurderer forebyggende tiltak og andre faktorer som kan ha gitt denne effekten i Nord-Trøndelag i perioden 1992-2001, og som ikke ga lignende effekt tidligere i Nord-Trøndelag eller i Hedmark. En tidligere studie av en eventuell forebyggende effekt av å felle skadebjørn i perioden 1981-93 i Hedmark og Nord-Trøndelag viste ikke lavere tap året etter en felling (Sagør et al. 1997). Dette resultatet var kontroversielt, så vi gjentok analysen med data fra de samme områdene, men denne gangen i perioden 1994-2001. Vårt resultat var det samme. Forvaltere kan ikke forvente lavere tap av søyer til bjørn året etter én eller flere antatte skadebjørn er felt i området. Vi kan imidlertid ikke si noe om hvordan tapsnivået over lang tid ville ha vært med eller uten felling av bjørn. En fellingstillatelse bør innvilges så fort som mulig etter skadetilfellet slik at man har en rimelig mulighet til å felle den rette bjørnen.

En analyse av hvordan fylkesmenn håndterte søknader om fellingstillatelser, viste at de handlet i henhold til gjeldende politikk og retningslinjer. Vi har også sammenlignet deres håndtering med håndteringen til en lokal myndighet i et kjerneområde for bjørn (Lierne kommune). Kommunen innvilget behandlet søknader om fellingstillatelser raskere enn fylkesmennene, innvilget søknader ved lavere skadenivå og tillot jakt for lengre tid av gangen enn fylkesmennene. Dette kan bety at overføring av myndighet over iverksetting av fellingstillatelser til et mer lokalt nivå vil kunne føre til en økning i antall felte bjørner. Hvorvidt dette ville påvirke de politiske målsettingene, er avhengig av hvor mye dødeligheten til bjørnene eventuelt blir økt og i hvilken grad binner blir felt.

## 6 Litteratur

- Dahle, B., Sørensen, O. J., Wedul, E. H., Swenson, J. E. & Sandegren, F. 1998a. The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia: effect of access to free ranging domestic sheep *Ovis aries*. *Wildlife Biology* 4: 147-158.
- Dahle, B., Swenson, J. E., Sørensen, O. J. & Wedul, E. H. 1998b. Næringsvalg hos brunbjørn i Sør-Skandinavia. I: Kvam, T. & Jonsson, B. (red.). *Store rovdyrs økologi i Norge. Sluttrapport. NINA Temahefte* 8: 1-208.
- Elgmork, K. 1979. *Bjørn i naturen*. - Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Energi- og miljøkomiteen. 1997. Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om rovviltforvaltning. Innstilling til Stortinget nr. 301. Oslo.
- Heggberget, T.M. & Myrberget, S. 1978. Bjørn, jerv, ulv og gaupe i Norge i 1970-årene. - I Myrberget, S. (red.). *De store rovdyr i Norden*. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Viltrapport 9: 37-45.
- Hustad, H. 2000. The issuing of kill permits for brown bears in response to domestic sheep depredation in Norway, 1989-99. *Cand. agric.-oppgave, Norges landbrukshøgskole, Ås*.
- Kristoffersen, S. 2002. Restricting daily movements as a counterstrategy against sexually selected infanticide in brown bears (*Ursus arctos*). *Cand. scient.-oppgave, Universitetet i Oslo*.
- Kolstad, M., Myrberget, S., Sørensen, O. J. & Wikan, S. 1986. Status of the brown bear in Norway: distribution and population. *Biological Conservation* 38: 79-99.
- Kvam, T., Berntsen, F., Eggen, T., Knutsen, K., Overskaug, K. & Sørensen, O. J. 1994. *Rovdyrprosjektene i Nord-Trøndelag. Årsrapport 1993. NINA Oppdragsmelding* 267.
- Miljøverndepartementet. 1992. Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (Rovviltmeldingen). *Stortingsmelding No. 27 (1991-92)*. Oslo.
- Myrberget, S. 1969. Den norske bestand av bjørn, *Ursus arctos* L. - *Meddelelser fra statens viltundersøkelser* 2(29): 1-21.
- Regeringen. 2000. *Sammanhållen rovdjurspolitik. Regeringens proposition 2000/01:57*. Stockholm.
- Sagør, J. T., Swenson J. E. & Røskaft, E. 1997. Compatibility of brown bear *Ursus arctos* and free-ranging sheep in Norway. *Biological Conservation* 81: 91-95.
- Swenson, J. E. and H. Andrén. I trykk. A tale of two countries: large carnivore depredations and compensation schemes in Sweden and Norway. I: R. Woodroffe, S. Thirgood, and A. Rabinowitz, eds. *People and Wildlife: Conflict or Co-existence?* Cambridge University Press.
- Swenson, J. & Sandegren, F. 1999. Mistänkt illegal björnjakt i Sverige. Sider 201-206 i *Bilagor till Sammanhållen rovdjurspolitik; Slutbetänkande av Rovdjursutredningen*. - *Statens offentliga utredningar 1999:146*. Stockholm.
- Swenson, J. E., Dahle, B. & Sandegren, F. 2001. Intraspecific predation in Scandinavian brown bears older than cubs-of-the-year. - *Ursus* 12: 81-92.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzén, R. 1994. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. *Biological Conservation* 70: 9-17.

- Swenson, J. E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R. & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. *Wildlife Biology* 1: 11-25.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology* 67: 819-826.
- Swenson, J.E., Bjørnes, E., Bjärvall, A., Brøseth, H., Brunberg, S., Franzén, R., Kindberg, J., Kvam, T., Nygård, T., Pedersen, P.H., Sandegren, F., Segerström, P. & Söderberg, A. I trykk. An evaluation of brown bear management in relation to political goals in Sweden and Norway. *Ursus*.
- 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.
- Sørensen, O.J., Overskaug, K., & Kvam, T. 1990. Status of the brown bear in Norway 1983-86. - Proceedings of the International Conference on Bear Research and Management 8: 17-23.
- Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørn-sau prosjektet i Hedmark 1990-93. NINA Forskningsrapport 58.
- Wikan, S. 1994. Bjørn I – 1925-1977. Resultater fra rovviltundersøkelser i Sør-Varanger. Svanhovd miljøsenter, Rapport nr. 1. Svanvik.
- Wikan, S. & Günther, M. 2002. Bjørnen i Sør-Varanger, statusrapport, meldinger og registreringer 1992-2001. Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernavdelingen, Rapport nr. 1 – 2002.
- Working Group for Large Terrestrial Carnivores. 1996. Management of bear, wolf, wolverine and lynx in Finland. MMM:n julkaisu 6a/1996, Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki, Finland.
- Zakrisson, C. 2000. Do brown bear (*Ursus arctos*) females with cubs alter their movement pattern in order to avoid infanticidal males? D-arbete, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Aanes, R., Swenson, J. E. & Linnell, J. D. C. 1996. Rovvilt og sauene i Norge. 1. Tap av sau til rovvilt: en presentasjon av tapets omfang basert på brukeropplysninger. NINA Oppdragsmelding 434.

Tabell 1. Antall binner med årsunger i kjerneområdene i perioden 1998-2002, basert på godkjente observasjoner av fylkesmannens miljøvernavdelinger og en nøkkel som bygger på avstand og tid mellom observasjoner. *The number of female brown bears with young of the year in the Bear Core Areas during the period 1998-2002, based on observations of females with young of the year that have been accepted by the Environmental Divisions of the County Governors and a key that considers the distance and time between observations.*

Kjerneområde. <i>Core area</i>	Antall binner med årsunger. <i>Number of females with cubs</i>					
	1998	1999	2000	2001	2002	Total
Finnmark -- Pasvik	2	1	2	2	1	8
Finnmark —Anarjohka	0	1	0	0	1	2
Troms <sup>a</sup>	0	2-4	1-2	1-2	0	4-8
Nord-Trøndelag/Nordland	1	0	0	1	1	3
Hedmark	0	0	0	1	0	1

<sup>a</sup>Observasjonene kan også omfatte binner med ettåringer. Derfor ble antall binner med årsunger angitt som både antall binner sett med unger og halvparten av dette antallet. *The observations can include females with yearling. The number of females with young of the year was therefore given as both the number of females seen with young and half of this number.*

Tabell 2. Estimater av antall binner med årsunger og totalt antall voksne binner, samt første observasjon siden ynglende bjørn kom tilbake, basert på observasjoner av binner med årsunger som er godkjent av fylkesmannens miljøvernmyndigheter i periode 1998-2002 oppdelt etter kjerneområder. Antall binner observert med årsunger kommer fra tabell 1. Dette ble ganget med 1,6 og 2,6 år, som er det korteste gjennomsnittlige intervallet mellom kull respektivt det lengste gjennomsnittlige intervallet mellom framgangsrike kull i Skandinavia (Swenson et al. 2001). *Estimates of the number of female brown bears with young of the year, the number of adult females, and the first year females with young of the year were observed after reproducing bears returned, based on observations of females with young of the year that have been accepted by the Environmental Divisions of the County Governors during the period 1998-2002, by core area. The number of females observed with young of the year is from Table 1. This number was multiplied by 1.6 and 2.6 years, which were the shortest average interval between litters and the longest average interval between productive litters, respectively, documented in Scandinavia (Swenson et al. 2001).*

Kjerneområde. <i>Core area</i>	Første observasjon av binner med årsunger. <i>First observation of females with cubs</i>	Gjennomsnittlig antall ynglende binner observert årlig. <i>Average annual number of reproducing females observed</i>	Beregnet antall voksne binner. <i>Calculated number of adult females</i>
Finnmark —Pasvik	1968 <sup>a</sup>	1,6	2,6--4,2
Finnmark -- Anarjohka	1963	0,4	0,6--1,0
Troms <sup>b</sup>	1991	0,8-1,6	1,3-2,6--2,1-4,2
Nord-Trøndelag/Nordland	1986	0,6	1,0--1,6
Hedmark	2001	0,2	0,3--0,5
Totalt	-	3,6-4,4	5,8-11,5

<sup>a</sup>From Wikan (1994: 53).

<sup>b</sup>Observasjonene kan også omfatte binner med ettåringer. Derfor ble antall binner med årsunger beregnet fra både antall binner sett med unger og halvparten av dette antallet. *The observations can include females with yearling. The number of females with young of the year was therefore calculated using both the number of females seen with young and half of this number.*

Tabell 3. Sammenligning av predasjonsrater av bjørn på sau i fylker/län som rapporterte bjørenepredasjon på sau i Norge og Sverige. Gjennomsnittsverdier for kompenserte tap i 1993-1995, estimert antall sau i 1995 og antall bjørn våren 1996. De kompenserte tapene inkluderer bare tap spesifisert som forårsaket av bjørn og ingen andel av tap i kategorien "ukjent rovdyr" (etter Swenson og Andren (i manus). *A comparison of predation rates by brown bears on sheep in counties reporting bear predation on sheep in Norway and Sweden. Average values for the number of sheep compensated by the authorities as killed by bears are from 1993-1995, the official number of sheep from 1995, and the official number of brown bears in spring 1996. The compensated losses include only losses specified as due to bears and did not include any losses from the category "unknown predator" (from Swenson and Andrén in manus.).*

	Norge <i>Norway</i>	Sverige <i>Sweden</i>	N:S
Antall sau. – <i>Number of sheep</i>	1010605	84908	11,90
Antall bjørn (midtpunkt av estimat). <i>Number of bears (midpoint of the range of estimates)</i>	41	1002	0,04
Sau erstattet av myndighetene som bjørnedrepte. <i>Sheep compensated by authorities as killed by bears</i>	1998	98	20,39
Antall sau drept pr. bjørn. <i>Number of sheep killed per bear</i>	48,7	0,1	487
Andel av sau drept av bjørn. <i>Proportion of available sheep killed by bears</i>	0,20%	0,12%	1,7
Andel av sau drept pr. bjørn. <i>Proportion of available sheep killed per bear</i>	0,0488%	0,0012%	40,7

Tabell 4. Årlige rater for dødelighet forårsaket av mennesker for radiomerkede brunbjørn  $\geq 1$  år gamle i fire områder i Norge og Sverige. De øvrige områdene ble sammenlignet med Midt-Sverige, der antall bjørner økte med ca. 3% årlig i perioden 1998-2001. *Annual mortality rates due to human causes for brown bears in 4 areas in Sweden and Norway, based on radio-marked bears  $\geq 1$  year old. The number of bears in south-central Sweden was estimated to be increasing at about 3% annually during 1998-2001.*

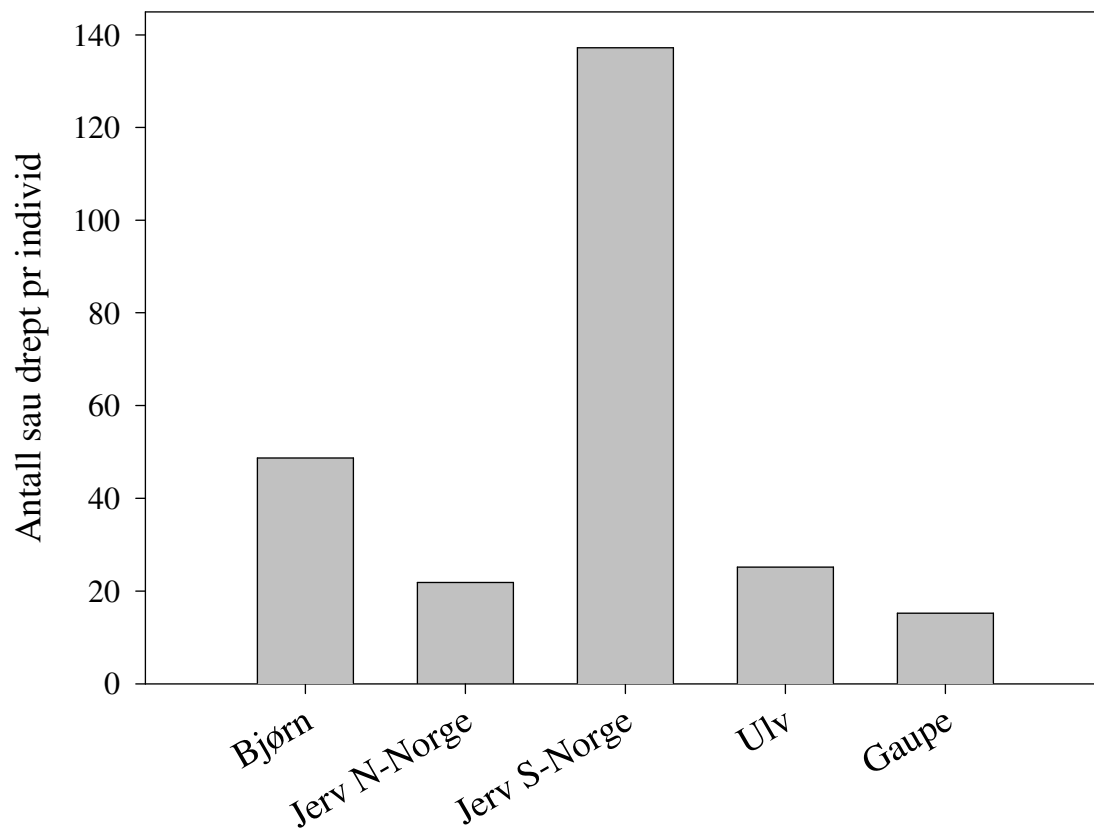
Område. –Area	Dødelighet $\pm$ SE Mortality $\pm$ SE	Bjørnear Bear-years	Forskjellig fra Midt-Sverige? Different from s-c Sweden?
Midt-Sverige, 1998-2001 <sup>a</sup> . South-central Sweden, 1998-2001 <sup>a</sup>	0.126 $\pm$ 0.024	201	-
Nord-Sverige, 1984-2001. Northern Sweden, 1984-2001	0.095 $\pm$ 0.015	403	$z = 1.11, P = 0.27$
Hedmark <sup>b</sup> , med trafikkdrepte bjørner. Southeastern Norway <sup>b</sup> , with traffic losses	0.290 $\pm$ 0.082	34	$z = 1.93, P = 0.054$
Hedmark <sup>b</sup> , uten trafikkdrepte bjørner. Southeastern Norway <sup>b</sup> , without traffic losses	0.195 $\pm$ 0.072	34	$z = 0.913, P = 0.36$
Nord-Trøndelag <sup>b</sup> . Central Norway <sup>b</sup>	0.127 $\pm$ 0.052	34	$z = 0.017, P = 0.98$

<sup>a</sup>Bjørn som var  $\geq 50\%$  av tiden i Sverige. *Bears that spent  $\geq 50\%$  of their time in Sweden.*

<sup>b</sup>Bjørn som var  $\geq 50\%$  av tiden i Norge. *Bears that spent  $\geq 50\%$  of their time in Norway.*

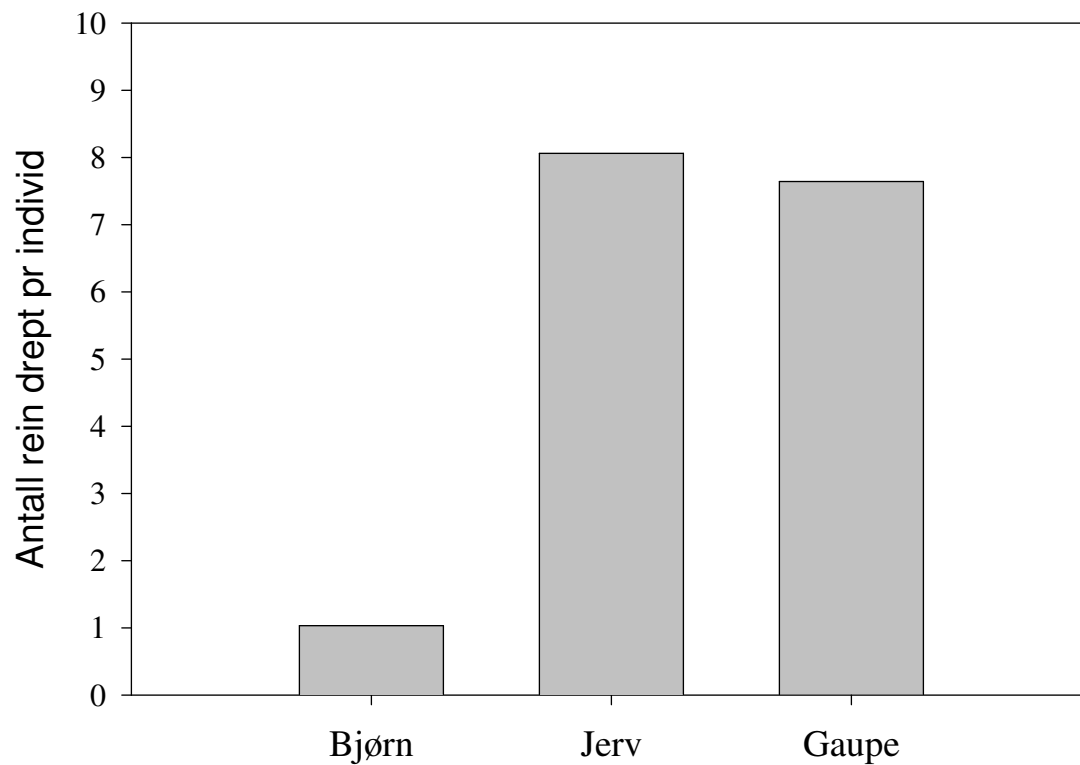
Figur 1 = **figur 4.3.2** i NINA Temahefte 8 (Store rovdyrs økologi I Norge Sluttrapport) side 194. Bruk den samme figuren og den samme teksten.

2D Graph 5

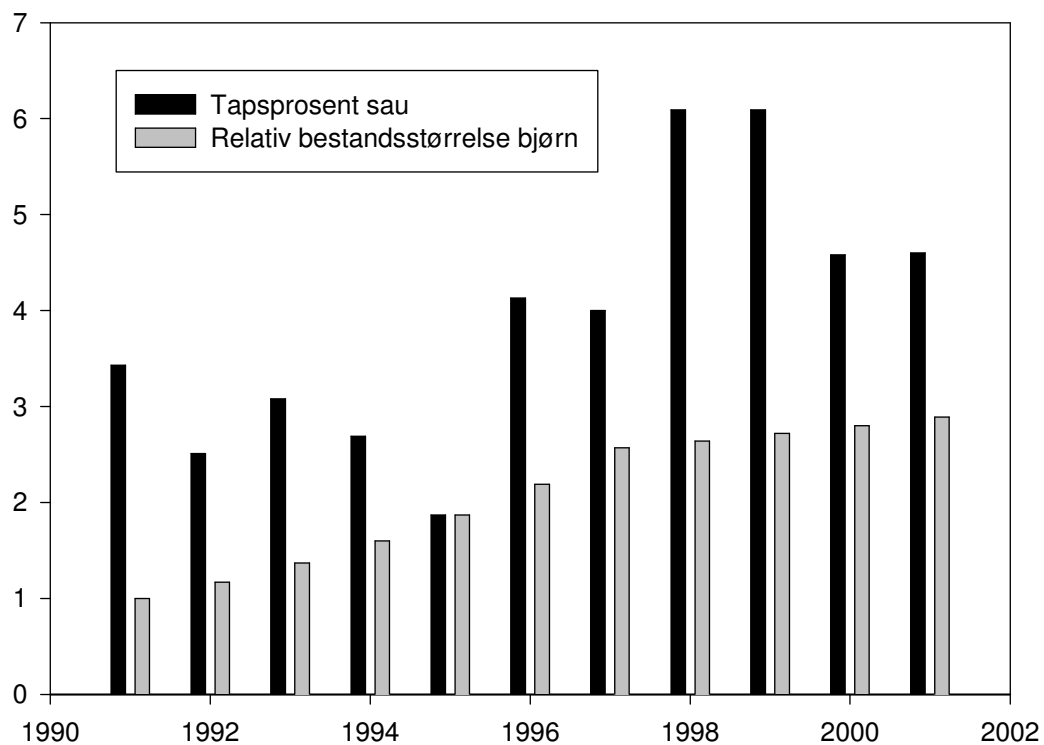


Figur 2. Antall sau erstattet av myndighetene som drept av rovdyr, omregnet pr. rovdyrindivid i Norge (fra Swenson & Andrén i trykk). *Number of sheep compensated by the authorities as killed by large carnivores in Norway, calculated as killed sheep per individual carnivore (from Swenson & Andrén in press).* (Bjørn = bear, jerv = wolverine, gaupe = lynx.)

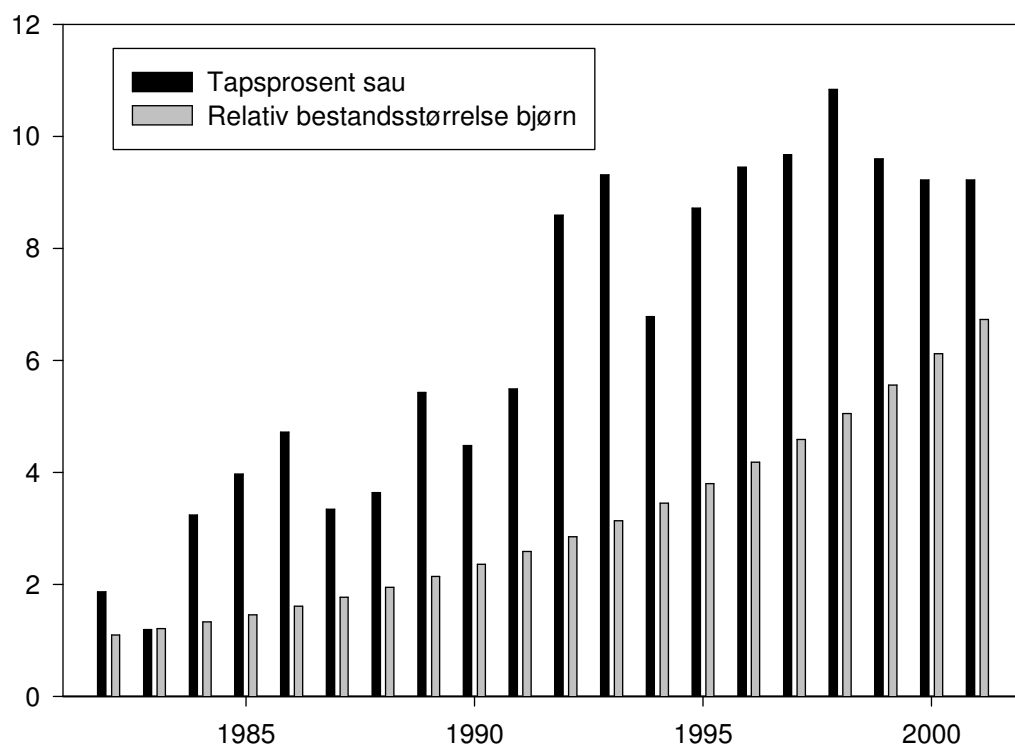
2D Graph 6



Figur 3. Antall rein erstattet av myndighetene som drept av rovdyr, omregnet pr. rovdyrindivid i Norge (fra Swenson & Andréén i trykk). *Number of reindeer compensated by the authorities as killed by large carnivores in Norway, calculated as killed reindeer per individual carnivore. (Bjørn = bear, jerv = wolverine, gaupe = lynx.)*



Figur 4. Tapsprosent av sau i Hedmark og relativ bestandsstørrelse av bjørn i Dalarna (Sverige) i perioden 1991-2001. Bestandsstørrelse av bjørn er gitt relativt til bestandsstørrelse i 1991 (relativ bestandsstørrelse = 1).



Figur 5. Tapsprosent av sau i Nord-Trøndelag og relativ bestandsstørrelse av bjørn i Jämtland (Sverige) i perioden 1982-2001. Bestandsstørrelse av bjørn er gitt relativt til bestandsstørrelse i 1991 (relativ bestandsstørrelse = 1).