

Hvordan påvirkes jaktverdien av bjørnens predasjon på elg?
Et eksempel fra Midt-Sverige

How does the predation on moose by brown bear affect the
hunting value?
An example from central Sweden

Kent Ove Moren

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2007



Forord

Denne masteroppgava teller 30 studiepoeng og avslutter to års studier ved masterprogrammet i Skogfag ved Institutt for naturforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap. Arbeidet med masteroppgava har vært en lærerik prosess og jeg føler at det har gitt meg ny kunnskap og erfaring.

Jeg synes samarbeidet med mine to veiledere, Ole Hofstad og Jon E. Swenson, begge professorer ved Institutt for naturforvaltning, har fungert veldig bra og jeg vil rette de en kjempetakk for god veiledning underveis som veien frem til ferdig produkt har blitt til.

Takk til Sven Brunberg ved Det Skandinaviske Bjørneprosjektet for nødvendig informasjon.

Takk til Monica Eriksson og Lars Plahn ved Jägareförbundet i Dalarna og Gävleborg for avskytingsstatistikk for elg.

Jeg vil også takke familie og venner for å støtte opp om og vise interesse for mitt arbeid.

Ås, 11. mai 2007.

Kent Ove Moren

Sammendrag

Fravær av de store rovdyrene kan være en av grunnene til at elgbestandene i Fennoskandinavia har hatt en så sterk vekst de siste hundre årene og i dag er en viktig inntektskilde for mange grunneiere. Reetableringen av ulv og bjørn i deler av Fennoskandinavia har medført en del konflikter omkring jakt og jaktuttak, både blant jegere og grunneiere. Formålet med dette studiet er å belyse hvilke verdier bjørnens tilstedeværelse utgjør i forhold til jaktverdier for jegere og grunneiere. Det er brukt data fra et område i Midt-Sverige, der det er en sterk og sunn elgbestand og stor tetthet av bjørn, som beskattes ved jakt.

Beregningen er gjort ved å bruke en enkel klassem modell der elgbestanden deles i klassene kalv, ku og okse. Det er lagt inn forutsetninger om kjønnsfordeling blant fødte kalver, tetthetsavhengig (elg pr bjørn) predasjonsrate, sommerdødelighet for kalver, vinterdødelighet for alle elger, reproduksjon og en kompensasjonseffekt av tidlig dødelighet blant kalver (sommerdødelighet og predasjon) ved at kyr som mister kalvene får flere kalver påfølgende år. Det forutsettes at predasjonen skjer på kalver og er additiv i forhold til den andre sommerdødeligheten. Det er lagt inn forutsetning om at elgbestanden holdes stabil når det gjelder antall, kalv pr ku og okse pr ku i vinterbestanden fra år til år.

Av en elgbestand på 920 elger pr 1 000 km² med en fordeling på 0,5 kalv pr ku og 0,67 okse pr ku i vinterbestanden, ble det beregnet et årlig jaktuttak på 151 kalver, 64 kyr og 106 okser uten predasjon fra bjørn. Med tettheter av 10 og 30 bjørner pr 1 000 km², ble jaktuttaket redusert med henholdsvis 25 og 81 kalver. Samtidig ble det forutsatt at 13 % av bjørnebestanden kunne høstes, altså 1,3 og 3,9 bjørner årlig. Med de prisene pr felt dyr som grunneiere i området oppgir for elg- og bjørnejakt, medfører bjørnens tilstedeværelse lavere jaktinntekter for grunneierne på ca 10 og 35 SEK pr km² årlig for henholdsvis 10 og 30 bjørner til stede. Dette betyr at ved et prisforhold der bjørner er verdt om lag 20 ganger så mye som en kalv i jaktuttaket, vil det være likegyldig i forhold til inntektene om det er bjørn til stede eller ikke, men dette prisforholdet varierer med ulike relative tettheter av elg og bjørn. Variablene dødelighet, reproduksjon og bestandens sammensetning påvirket reduksjonen av antall kalver i jaktuttaket på grunn av predasjon, og en bestand med høy andel kalver og okser i vinterbestanden ga lavest reduksjon. Variablene påvirket også det totale jaktuttaket slik at den proporsjonale reduksjonen, av både antall og verdi, ble lite påvirket av endringer i forutsetningene.

Det ble også sett på et alternativ der antall elger i bestanden økes ved tilstedeværelse av bjørn slik at jaktinntektene blir de samme med bjørn som uten. Med 10 og 30 bjørner i området måtte elgbestanden økes med henholdsvis 12 og 45 elger fra en vinterbestand på 920 elger. Dette medfører økte kostnader for grunneierne på 3-6 000 og 11-23 000 SEK pr 1 000 km² som følge av økte elgbeiteskader på skog. En elgbestand med høy andel kalv og okse pr ku gir de laveste økningene og dermed lavest økning i elgbeitekostnader for grunneierne. Prisene som legges til grunn er viktig for resultatene og ved et prisforhold mellom en felt kalv og en felt bjørn på 1:20, vil det bli mer lønnsomt med bjørn og elgbestanden kan reduseres og likevel ha de samme jaktinntektene.

Modellen viste at prinsippet med høy kalv- og okseavskyting ga flest elger i jaktuttaket, og at dette ikke påvirkes av bjørnens tilstedeværelse, men andelen av kalver som skytes må reduseres med høyere tetthet av bjørn. Med de prisene som er oppgitt er det derimot mest lønnsomt for grunneierne at det skytes mange voksne elger og ingen kalver, og ved høyere tetthet av bjørn må avskytingen av kyr reduseres. Modellen mangler imidlertid en del sammenhenger mellom struktur i elgbestanden, dødelighet, reproduksjon og priser som fører til at løsningene om optimalt jaktuttak trolig ikke er helt fullstendige.

Jegernes utgifter i dag med å felle en bjørn er langt større enn for å felle en elg. Dette indikerer at jegerne verdsetter det å kunne jakte bjørn høyt, og det er mulig det er rom for at prisene på bjørnejakt kan økes noe, slik at bjørnens tilstedeværelse og bjørnejakt også kan bli økonomisk positivt for grunneierne. Det trengs trolig bedre undersøkelser omkring jegernes betalingsvillighet for elg- og bjørnejakt for å fastslå dette.

Rammene for forvaltning av bjørn og elg i Sverige styres av offentlige myndigheter. I dag er bjørnebestanden i Sverige over dobbel så stor som bestandsmålet, og dersom det er slik at grunneierne taper inntekter på dette, slik denne studien indikerer, bør bjørnebestanden reduseres eller grunneierne få andre former for kompensasjon. Ved forvaltning av arter bør man imidlertid ha et videre syn enn bare grunneiernes økonomiske interesser.

Summary

The absence of large carnivores might be one explanation for the strong growth of the moose population in Fennoscandia during the last century which has made the income from moose hunting more important for many landowners. The recovery of the wolf and brown bear in regions of Fennoscandia has led to some conflicts about hunting and the harvest, both among hunters and landowners. The aim of this study is to find what economic impact the bear's presence has for the economic value of hunting for hunters and landowners. I used data from an area in central Sweden, which has a strong and healthy moose population and a dense bear population, both of which are harvested by hunting.

The calculations were made using a simple class model where the moose population consists of calves, cows and bulls. Reasonable assumptions were based on empirical data on sex ratio among born calves, density-dependent (moose per bear) predation rate, summer mortality among calves, winter mortality among all classes, reproduction and a compensatory effect of early mortality among calves (summer and predation mortality) predicting that cows that loose their calves will bear more calves the following year. Only calves were assumed to be killed by bears, and this predation was additive to other summer mortality. The moose population was assumed to be held stable in total number, calves per cow and bulls per cow in the winter population from year to year.

Of a moose winter population of 920 moose per 1 000 km² containing 0.5 calves and 0.67 bulls per cow, I calculated a hunting harvest of 151 calves, 64 cows and 106 bulls without predation from bears. With densities of 10 and 30 bears per 1 000 km², the harvest was reduced by 25 and 81 calves, respectively. When also modeling a harvest rate of the bear population of 13 %, 1.3 and 3.9 bears could be shot yearly at densities of 10 and 30 bears per 1 000 km², respectively. By using the landowners' prices per shot animal, the presence of bears will reduce the yearly hunting profit for landowners by SEK 10 000 and 35 000 per 1 000 km² with 10 and 30 bears, respectively. This means that a harvested bear must be worth about 20 times more than a calf, for the values to balance, but this proportion varies with different relative densities of moose and bears. The variables of mortality, reproduction and the population's composition affect the reduction of calves in the hunting harvest due to predation, with a winter population with a high proportion of calves and bulls giving the

lowest loss. Changing the variables also affected the total harvest in such a way that the proportional reductions, both in number and value, were poorly affected.

An alternative approximation was to change the moose population size in such a way that the income from moose and bear hunting was unaffected. With 10 and 30 bears in the area, the winter moose population had to be increased by 12 and 45 moose, respectively, from an initial population of 920 moose. This causes costs for the landowners, because of increased browsing damage of forest of SEK 3-6 000 and 11-23 000, respectively. The variables included in the model affected the changing of moose population. A population with a high proportion of calves and bulls per cow gave the lowest increase in the moose population and the lowest increased browsing costs. The price level affects the results strongly, and with a price ratio between calf and bear of around 1:20, it would be more profitable to have bears and the moose population can be decreased.

The model showed that a high proportion of calves and bulls in the harvest gave the highest numbers of moose shot, and that this was not affected by the presence of bears. However, the proportion of calves that could be shot had to be reduced with a higher density of bears. The hunting fees used in this study gave a highest profit of the moose hunt for landowners when the harvest consisted of many adult moose and no calves. With a higher numbers of bears in the area, the harvest of cows had to be reduced. The model is missing some connections between the population's structure, mortality, reproduction and prices which probably lead to incomplete solutions of optimal hunting outtake.

The hunters' cost of shooting a bear was far higher than shooting a moose. This indicates that the hunters value the bear hunting highly, and it might be possible to increase the prices of bear hunting in such a way that bear hunting can give extra profit to the landowners. However, further investigations are necessary to investigate this possibility.

The framework of moose and bear management in Sweden is governed by national authorities. The bear population in Sweden is now more than twice the national goal, and if the results showing that the presence of bears is negative for the landowners' income are correct, the bear population should be reduced or the landowners should be compensated for their loss. However, a broader view than just the landowners' economic income is necessary while managing species.

Innhold

1	Innledning	1
2	Materiale og metoder	3
2.1	Modellgrunnlag	3
2.2	Demografiske data.....	5
2.2.1	Elg	6
2.2.2	Bjørn.....	6
2.3	Bruk av modellen	7
2.3.1	Redusert jaktuttak.....	8
2.3.2	Økt elgbestand.....	9
2.3.3	Optimalt jaktuttak.....	10
2.4	Verdier.....	10
2.4.1	Jaktas verdi	10
2.4.2	Elgbeiteskader	13
3	Resultater	14
3.1	Modellen kontra virkeligheten	14
3.2	Redusert jaktuttak.....	15
3.3	Økt elgbestand.....	19
3.4	Optimalt jaktuttak.....	22
3.5	Jaktas verdi for jegere	23
4	Diskusjon	24
4.1	Drøfting av materiale og metoder	24
4.2	Drøfting av resultater	28
4.2.1	Modellen kontra virkeligheten	28
4.2.2	Verdien av bjørn for grunneiere	29
4.2.3	Optimalt jaktuttak.....	32
4.2.4	Jaktas verdi	34
4.3	Forvaltning	35
5	Konklusjon	37
6	Referanser	38

1 Innledning

Jaktinntekter er betydelige for mange skogeiere, og i Skandinavia er elgen (*Alces alces*) den klart økonomisk viktigste viltarten. Elgbestandene i Skandinavia har gjennomgått store endringer de siste hundre årene. I begynnelsen av 1900-tallet ble det felt i underkant av 10 000 elger i Finland, Sverige og Norge til sammen, mens avskytingen de siste årene har vært over 200 000 elger årlig (Lavsund m. fl. 2003). Endret skogbrukspraksis og innføring av rettet avskyting samtidig som elgens viktigste predatorer, ulv (*Canis lupus*) og bjørn (*Ursus arctos*), nesten har vært fraværende i tidsperioden oppfattes som viktige grunner til at elgbestanden har hatt denne økningen og i dag er verdens hardest beskattede (Lavsund m. fl. 2003). I Fennoskandinavia har man i dag elgbestander med stor andel kyr i vinterbestandene som gir stor produktivitet og jakttrykket er størst på kalver og ungdyr (Lavsund m. fl. 2003). En slik strategi gir mange elger i jaktuttaket ved at man høster en stor andel av bestanden om høsten og vinterbestandene blir likevel relativt små. Økningen av antallet elger har også hatt negative effekter som til dels betydelige beiteskader på skog og innmark samt økning i kollisjoner mellom elg og trafikk (bil og tog). Det er også påvist endringer i elgbestandenenes kroppsvekst og reproduksjon i kjølvannet av store tettheter og kunstige alders- og kjønnsstrukturer (Sand m. fl. 1996; Sæther 1997; Mysterud m. fl. 2002; Solberg m. fl. 2002).

Ulv og bjørn har de siste tiårene reetablert seg i deler av Skandinavia (Swenson m. fl. 1995a; Wabakken m. fl. 2001), noe som har medført en del konflikter, blant annet omkring jakt og jaktuttak (Zimmermann m. fl. 2001). Slike konflikter er ofte et produkt av sosioøkonomi og politikk, og generelt kan man si at konfliktene blir mer omstridt når ressursene det går ut over har økonomisk verdi og predatoren er fredet (Graham m. fl. 2005).

Brunbjørn er en generalist som kan predatere ulike byttedyrarter avhengige av hvilke byttedyr som er tilgjengelig (Zager & Beecham 2006). For skogeiere i Skandinavia er bjørnens predasjon på elg av økonomisk interesse ved at den tar en del av det høstbare overskuddet som kunne gitt jaktinntekter. I Sverige er det jakt på bjørn som også kan gi grunneierne inntekter. I en studie av elgbestanden i deler av Sverige viste det seg at kalveoverlevelsen om sommeren frem til jaktas start var klart lavere i områder der bjørnen var til stede i forhold til områder uten bjørn (Cederlund & Wallin 1998; Swenson m. fl. 1999). Etter jaktas slutt var det imidlertid ingen sammenheng mellom andel kalv som hadde overlevd og om det var bjørn i området eller ei. På bakgrunn av dette kan man derfor tenke seg at jegerne i et område med

bjørn må skyte færre elgkalver enn i et område uten bjørn for at den totale kalvedødeligheten etter jaktas slutt skal være den samme.

Jegere verdsetter også jakta og man kan generelt dele jegernes verdi av jakta i kjøttverdi og verdien av selve jaktopplevelsen, rekreasjonsverdien (Sødal 1987). I en spørreundersøkelse blant svenske elgjegere fant Mattson (1990a) at rekreasjonsverdien var 60 % av den totale verdien av elgjakta for jegere, men varierte mellom ulike regioner i landet.

Både grunneiernes og jegernes verdsetting av elgjakta kan påvirkes av rovdyrers tilstedeværelse. Basert på en spørreundersøkelse blant grunneiere i Hedmark, Akershus og Østfold fant Aanesland & Holm (2003) at tapet for de spurte grunneierne var 5,4 – 6,7 millioner kroner for et areal på til sammen 234 214 hektar (ha) som gir et tap på 23-29 kroner pr ha grunnet store rovdyrers tilstedeværelse.

Mattson (1990a) fant at verdien av jakta jegere i Sverige økte ved økende tetthet, men at denne verdiøkningen avtok etter hvert som elgtettheten økte. En del jegere ser ut til å være villig til å redusere tid brukt på elgjakt til fordel for jakt på andre viltarter i tillegg (Mattson 1990b). Sett fra jegernes synspunkt, kan man derfor tenke seg at de ser negativt på at det blir færre tilgjengelige elger å jakte på som følge av bjørnepredasjon, samtidig som det er positivt at de får en viltart til å jakte på.

I denne studien ønsker jeg ved bruk av en enkel klassemodell å beregne jaktuttaket fra en elgbestand under forutsetning om at bestanden holdes stabil i antall og struktur og med ulike predasjonstrykk fra bjørn. I tillegg ønsker jeg å anslå 1) antall elger som reduseres i jaktuttaket med predasjon og 2) antall elger som en elgbestand må økes med for at grunneierne skal ha de samme inntektene med predasjon som uten, ved ulike sammensetninger av elgbestanden, ulik dødelighet og reproduktivitet og ulikt predasjonstrykk. Med bakgrunn i resultatene fra dette ønsker jeg å vurdere de økonomiske konsekvensene av bjørnens predasjon på elg for grunneiere og hvordan jegere på sin side kan vurdere dette. Med bakgrunn i dette ønsker jeg å kunne komme med tiltak som kan gi grunneierne bedre utbytte av elgjakt og bjørnejakt.

2 Materiale og metoder

2.1 Modellgrunnlag

En elgbestand består av en rekke individer i ulike alder og kjønn, som kan deles inn i klasser:

$$N_{\text{elg}} = n_{\text{kalver}} + n_{\text{kyr}} + n_{\text{okser}}$$

Der elgbestanden (N_{elg}) består av kalver av begge kjønn med alder < 1 år (n_{kalver}), hunndyr ≥ 1 år (n_{kyr}) og hanndyr ≥ 1 år (n_{okser}). Det forutsettes at avgang og rekruttering innen hver klasse er lik i løpet av ett år:

$$M = m_{\text{kalver}} + m_{\text{kyr}} + m_{\text{okser}} = I = i_{\text{kalver}} + i_{\text{kyr}} + i_{\text{okser}}$$

Når den totale dødeligheten (M) er summen av dødeligheten for kalver (m_{kalver}), kyr (m_{kyr}) og okser (m_{okser}) og rekruttering i bestanden (I) er summen av rekrutteringen av hver elgklasse (i_x). Dødeligheten i elgbestanden kan ha mange årsaker som predasjon, sjukdom, ulykker, jakt, bil- og togpåkjørslar. I denne modellen er dødeligheten delt i tre hoveddeler, og består av summen av antall elger som dør om sommeren i hver klasse ($d_{x, \text{sommer}}$), antall elger i jaktuttaket i hver klasse (h_x) og antall elger i hver klasse som dør vinterstid ($d_{x, \text{vinter}}$):

$$m_x = d_{x, \text{sommer}} + d_{x, \text{vinter}} + h_x \quad (x = \text{kalver, kyr, okser})$$

Sommeren er i dette tilfellet tidsrommet fra kalvingstidspunkt frem til jaktas start og vinteren er fra jaktas slutt til kalvingstidspunkt. Sommer- og vinterdødelighet beregnes etter en andel av bestanden ved et gitt tidspunkt i perioden.

$$d_{x, \text{sommer}} = n_x (\text{etterkalving}) * dr_{x, \text{sommer}}$$

og

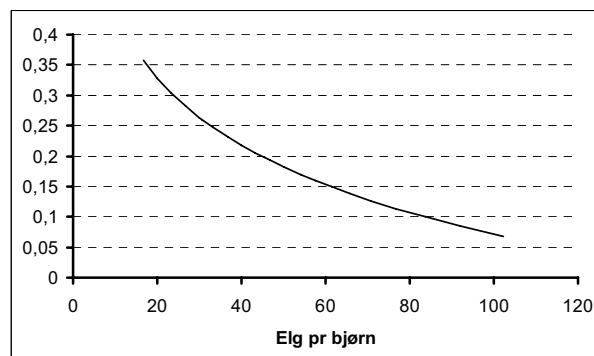
$$d_{x, \text{vinter}} = n_x (\text{etter jakt}) * dr_{x, \text{vinter}} \quad (x = \text{kalver, kyr, okser})$$

Der $dr_{x, \text{sommer/vinter}}$ er andelen som dør henholdsvis sommer og vinter. Det er satt som forutsetning at det ikke er noen dødelighet blant de voksne elgene om sommeren mens det

forekommer blant kalvene. Sommerdødeligheten for kalver ($d_{kalver,sommer}$) er sammensatt av dødelighet på grunn av bjørnepredasjon (pr) og annen dødelighet ($dr_{kalver,sommer,nat}$). Det forutsettes at dødeligheten grunnet predasjon ikke er kompensatorisk, men additiv i forhold til dødeligheten av andre grunner, slik resultatene til Swenson m. fl. (2007) tyder på.

I en studie av bjørnens predasjon på elgkalver i Orsa-området i midtre deler av Sverige fant Swenson m. fl. (2007) at ca 26 % av de fødte elgkalvene døde som følge av bjørnepredasjon. I dette området var det 920 elger i vinterbestanden og 30 bjørner pr 1 000 km² (30,7 elger pr bjørn). Ved å se på bjørnens predasjon på elgkalver i sju andre områder, med andre tettheter av elg og bjørn fant Swenson m. fl. (upubl.) at andelen av fødte elgkalver som drepes av bjørn, heretter benevnt som predasjonsrate, avhenger av den relative tettheten av elg og bjørn, etter et ln-lineært forhold, vist i reell skala i Figur 1. Jeg har valgt å bruke denne funksjonen (Swenson m. fl. upubl.) for predasjonsrate (pr) ved ulike relative tettheter av elg og bjørn i min studie:

$$pr = 0,26 + \left(\ln[30,667] - \ln \left[\frac{N_{elg}(\text{etter jakt})}{N_{bjørn}} \right] \right) * 0,1597$$



Figur 1: Andelen av de fødte elgkalver som blir drept av bjørn ved ulike tettheter av elg og bjørn.

Det må oppfylles en forutsetning om at kjønnsfordelingen blant døde elger og rekrutteringen er den samme. Dødeligheten blant kalvene er satt til å være uavhengige av kjønn, mens den kan variere for kyr og okser blant de voksne elgene, som gir:

$$\frac{m_{okser}}{m_{kyr}} = \frac{i_{okser}}{i_{kyr}} = \frac{a}{b}$$

Der a og b er andelen av henholdsvis oksekalver og kvigekalver blant de fødte kalvene. Når en elg blir ett år gammel går den inn i enten ku- eller oksedelen av elgbestanden, avhengig av kjønn og rekrutteringen til ku- og oksedelen blir derfor:

$$i_{okser} = i_{kalver,t-1} - m_{kalver} * a$$

og

$$i_{kyr} = i_{kalver,t-1} - m_{kalver} * b$$

Rekruttering til kalvedelen av elgbestanden skjer ved kalving og avhenger av antall kyr i bestanden og antall fødte kalver pr ku (f):

$$i_{kalver} = f * n_{kyr}$$

Swenson m. fl. (2007) fant at de kyr som mister kalvene sine i perioden fra kalvingstidspunkt og frem til jaktas start produserer 39 % flere kalver det påfølgende år, slik at:

$$f = \frac{d_{kalver,sommer,t-1}}{i_{kalver,t-1}} * 1,39 f + \left(1 - \left[\frac{d_{kalver,sommer,t-1}}{i_{kalver,t-1}} \right] \right) * f$$

Når f er antall fødte kalver pr ku dersom det var ingen sommerdødelighet blant kalver foregående år, altså uten kompensasjon for tidlig tapte kalver.

2.2 Demografiske data

I denne studien er det valgt å bruke populasjonsdata fra elg- og bjørnebestanden i Orsa-området i sentrale deler av Sverige som utgangspunkt for beregningene. Det finnes gode data på både elg- og bjørnebestanden i dette området fra studier som har gått samtidig og med samarbeid mellom studiene (Cederlund & Wallin 1998; Swenson m. fl. 1999; 2001; 2007).

2.2.1 Elg

Elgbestanden i Orsa hadde i 1998 en tetthet på rundt 900 elger pr 1000 km² i vinterbestanden (Cederlund & Wallin 1998) og Swenson m. fl. (2007) har brukt en elgbestand på 920 elg pr 1000 km² som utgangspunkt i sin studie, og derfor er det også i denne studien tatt utgangspunkt i tilsvarende tetthet. Cederlund & Wallin (1998) oppgir at det er 0,5 kalv pr ku i vinterbestanden og 40 % okser av voksne dyr, som gir 0,667 okse pr ku. Nettooverlevelsen for kalver var 55 % det første leveåret, hvorav ca 10 % av de fødte kalvene døde i tidsrommet mellom fødsel og jakt av andre grunner enn predasjon, og 26 % av de fødte kalvene ble drept av bjørn. Resten av dødeligheten skyldes hovedsakelig jakt og vinterdødeligheten betegnes som ubetydelig (Cederlund & Wallin 1998). Den årlige overlevelsen for kyr (>1 år) var 80 %, og 70 % av dødeligheten skyldtes jakt, mens det resterende skyldes bil, tog, predasjon og annet. Dette gir en årlig dødelighet av andre årsaker enn jakt på 6 % ($0,2 \cdot 0,3$), og 14 % dødelighet grunnet jakt ($0,2 \cdot 0,7$). For okser (>1 år) var den årlige overlevelsen 70 %, hvorav jakt stod for 90 % av dødeligheten. Jaktdødeligheten blir da 27 % ($0,3 \cdot 0,9$) og andre dødsårsaker 3 % ($0,3 \cdot 0,1$) (Cederlund & Wallin 1998). Reproduksjonen i Orsa-området ble også registrert og kyr med alder 2 år eller eldre fikk gjennomsnittlig 1,15 kalver pr år. Den reproduktive kuandelen utgjorde ca 78 % av kuandelen i bestanden og 1-2 år gamle, ikke-reproduktive kyr utgjorde 22 % (Cederlund & Wallin 1998). Dette gir en fødselssrate (fødte kalver pr ku) for alle kyr eldre enn 1 år på $0,897 (0,22 \cdot 0 + 0,78 \cdot 1,15)$.

Basert på fellingsstatistikk fra Jägarförbundet i Dalarna og Gävleborg, var kjønnsfordeling blant felte elgkalver i perioden 1997-2006 56,6 % oksekalver ($n = 338$) og 43,4 % kvigekalver ($n = 259$) i Orsa Jaktvårdsområde. I naboområdet, Mora Nord, var fordelingen den samme, mens det i hele Dalarna län var 53,9 % oksekalver ($n = 10\ 858$) og 46,1 % kvigekalver ($n = 9\ 280$) i samme tidsperiode. I Gävleborgs län var kjønnsfordelingen blant felte kalver 53,6 % oksekalver ($n = 8\ 000$) og 46,4 % kvigekalver ($n = 6\ 907$). Det forutsettes i modellen at kjønnsfordelingen blant fødte kalver er tilsvarende.

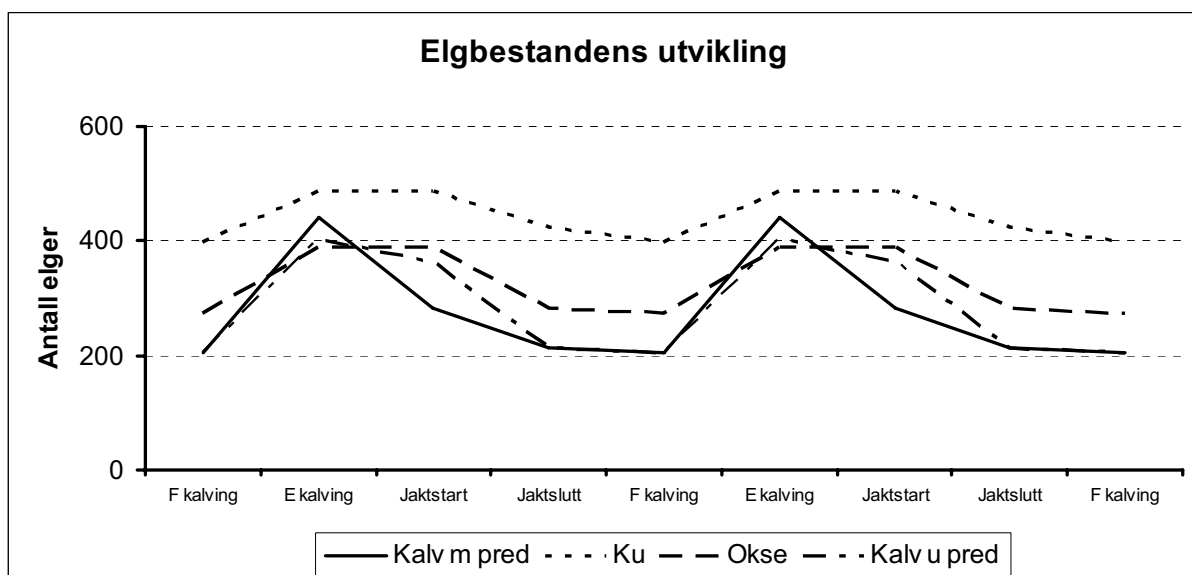
2.2.2 Bjørn

Solberg m. fl. (2006a) fant en tetthet på ca 30 bjørner pr 1000 km² i deler av Dalarna, deriblant i Orsa-området, mens Bellemain m. fl. (2005) estimerte en tetthet på 7,7-11,7 bjørner pr 1000 km² i 2001 og tilsvarende 5,6-8,8 i 2002 for hele Dalarna og Gävleborgs län. Den årlige vekstraten for den skandinaviske bjørnepopulasjonen var den høyeste registrerte

blant brunbjørn i verden med 13 % i nordlige deler av Sverige og opp mot 16 % i sentrale deler av Sør-Sverige, i 1985-1995, en periode med lite jakt (Sæther m. fl. 1998). I modellen er det forutsatt at bjørnebestanden holdes stabil med jaktuttak på 13 % og det er ikke laget noen bestandsmodell for bjørnebestanden som inngår i denne studien. Det er også forsøkt vist utslag som en lavere (0,1) og høyere (0,16) høstingsrate av bjørnebestanden gir.

2.3 Bruk av modellen

Forutsetningen for beregningene er at elgbestanden skal være identisk lik når det gjelder antall, kjønns- og alderssammensetning på samme tidspunkt hvert år, og sammen med de andre forutsetningene om dødelighet og fødsel vil elgbestanden ha en årlig fluktuasjon slik det skisseres i Figur 2.



Figur 2: Elgbestandens utvikling i 2 år etter modellen, med forutsetning om lik kjønns- og alderssammensetning ved samme tidspunkt i hver periode på ett år. Her er utgangsverdiene brukt.

Det er forsøkt å sette inn så realistiske verdier for elgbestanden i modellen som mulig med bakgrunn i elgpopulasjonen i Orsa. Det er ikke lagt inn noen stokastisitet i modellen og parametrene i modellen er vist i Tabell 1. I modellen er dødelighet som ikke er grunnet jakt, lagt inn som vinterdødelighet for kyr og okser. Vinterdødeligheten skjer etter jaktas slutt frem til kalvingstidspunktet på våren. For kalveandelen av elgbestanden er det lagt inn predasjon og annen dødelighet om sommeren, fra fødsel til jaktas start, i tillegg til vinterdødelighet. De ulike parametrene er endret en for en for å se hvilke utslag dette gir på resultatene (Tabell 1).

Tabell 1: Parametere som inngår i modellen og de verdiintervallene som er benyttet i denne studien, med utgangsverdiene fra Orsa i parentes.

Parameter	Symbol	Verdi intervall
Elg pr bjørn	$\frac{N_{elg}(etter\ jakt)}{N_{bjørn}}$	18-102 (30,7)
Kjønnsrate blant fødte kalver	$\frac{a}{b}$	0,85-1,27 (1,27)
Kalv pr ku i vinterbestand	$\frac{n_{kalver}(etter\ jakt)}{n_{kyr}(etter\ jakt)}$	0,3-0,7 (0,5)
Okse pr ku i vinterbestand	$\frac{n_{okser}(etter\ jakt)}{n_{kyr}(etter\ jakt)}$	0,3-0,9 (0,667)
Fødselsrate ¹	f	0,65-1,0 (0,8)
Kalvedødelighet sommer u/predasjon	$dr_{kalver,sommer,nat}$	0,5-0,15 (0,1)
Vinterdødelighet		
kalv	$dr_{kalver,vinter}$	0,01-0,07 (0,04)
ku	$dr_{kyr,vinter}$	0,015-0,105 (0,06)
okse	$dr_{okser,vinter}$	0,0075-0,0525 (0,03)

¹ Med fødselsrate menes her det forventete antall kalver født pr ku dersom det er ingen sommerdødelighet blant kalvene i bestanden, mens den reelle fødselsraten (f_r) ikke kan justeres fordi den avhenger av sommerdødeligheten blant kalvene som igjen avhenger av predasjonsraten.

2.3.1 Redusert jaktuttak

I dette scenariet er hensikten å finne reduksjonen i jaktuttaket fra elgbestanden som følge av bjørnepredasjonen. Ettersom bjørnepredasjonen bare påvirker kalvedødeligheten sommerstid i

denne modellen, vil ikke jaktuttaket av kyr og okser bli påvirket av bjørnepredasjonen. Derfor finnes reduksjonen i jaktuttaket som:

$$h_{kalver}|(pr = 0) - h_{kalver}|(pr > 0)$$

når

$$N_{elg}(etter\ jakt)|(pr = 0) = N_{elg}(etter\ jakt)|(pr > 0)$$

Verdien av bjørnens tilstedeværelse og predasjon regnes ut som summen av bjørnesjaktas verdi minus redusert elgjaktverdi, altså når h_x er antall dyr i jaktuttaket og v_x er verdien for hvert felte dyr, blir det:

$$(h_{bjørn} * v_{bjørn}) - [h_{kalver}|(pr = 0) - h_{kalver}|(pr > 0)] * v_{kalv}$$

2.3.2 Økt elgbestand

Verdien av jakta (V) kan uttrykkes som summen av antall felte dyr av kalver, kyr, okser og bjørner (h_x) og verdien av hvert felte dyr (v_x):

$$V = \sum (h_x * v_x) \quad (x = \text{kalver, kyr, okser, bjørner})$$

Dersom det settes som målsetting at jaktas verdi (V) skal være lik med bjørn ($pr > 0$) som uten bjørn ($pr = 0$) samtidig som prisene og bestandsstrukturen er uendret, må elgbestanden endres:

$$N_{elg}(etter\ jakt)|(pr = 0) - N_{elg}(etter\ jakt)|(pr > 0)$$

når

$$V|(pr = 0) = V|(pr > 0)$$

Antall elger som vinterbestanden må økes med trengs for å kunne kvantifisere hva dette innebærer i form av økte beiteskadekostnader for grunneierne. Dette ble funnet ved hjelp av problemløser-funksjonen i MS Excel. I problemløseren i Excel brukes den ikke-lineære optimaliseringskoden generalisert redusert gradient (GRG2), utviklet av Leon Lasdon. For

lineære problemer og heltallsproblemer brukes simpleksmetoden med begrensninger for variablene og ”branch-and-bound-metoden”, utviklet av John Watson og Dan Fylstra (<http://office.microsoft.com/nb-no/excel/HA011245961044.aspx?pid=CH010004571044>, sett 05.03.2007).

2.3.3 Optimalt jaktuttak

Ved hjelp av problemløser-funksjonen i MS Excel (se ovenfor) ønsket jeg å finne den bestandsstrukturen som gir mest inntekter for grunneierne og den bestandsstrukturen som gir det største antall dyr i jaktuttaket ved å endre kalv pr ku- og okse pr ku -forholdene i vinterbestanden både med og uten bjørnepredasjon. Det ble satt begrensninger om at antall elger i vinterbestanden ikke kan endres og at jaktuttaket for kyr og okser må være mellom 5 og 50 % av bestanden (innen klassen) før jaktstart (se Tabell 5). Det ble gjort løsningsforsøk med predasjon fra 0, 10 og 30 bjørner pr 1 000 km² og vinterbestanden av elg skulle bestå av 920 individer. Det ble også gjort et forsøk der antall bjørner kunne endres i tillegg til elgbestandens struktur for å finne det optimale antall bjørner når elgbestanden består av 920 dyr.

2.4 Verdier

2.4.1 Jaktas verdi

For å få et anslag på elg- og bjørnejaktas verdi i Dalarna og Gävleborg har jeg kontaktet lokale representanter for Sveaskog, Bergvik Skog AB (Stora Enso og Korsnäs) og en del besparingsskoger med forespørsel om jaktpriser. Samlet areal for de spurte grunneierne utgjorde om lag 1 000 000 ha, av et samlet skogsareal i Dalarna og Gävleborg på ca 4 000 000 ha.

Prissetting av jakt blant de spurte grunneiere viste stor variasjon. Det vanligste ser ut til å være at retten til å jakte betales ved en arealavgift pr ha. De fleste hadde en slik arealavgift i bunnen, men unntakene er Särna/Idre og Orsa Besparingsskoger der jegerne betaler en avgift pr jeger for retten til å jakte (Tabell 2). I tillegg til arealavgift hadde flere grunneiere en avgift pr felte dyr som avhenger om dyret er kalv, ungdyr, ku eller okse. Retten til å jakte bjørn var ofte inkludert i arealavgiften for elgjakta. Det ser ut som om det er et skille i prissetting

mellom de såkalte besparingsskogene og Sveaskog eller Bergvik Skog (Tabell 2).

Arealavgiftene til Bergvik Skog AB er basert på tidligere avskytingsstatistikk med mål om at arealavgiftene skulle avspeile en pris på 18 kr pr kg (målt i 1998-kroner, nå indeksjustert) for felte elger (Åke Granqvist, Bergvik Skog AB, pers. medd.). Derfor varierer arealavgiften i ulike områder avhengig av de elgtettheter og slaktevekter som har vært.

Tabell 2: Priser, i svenske kroner (SEK) ekskl. moms, på elg- og bjørnejakt i Dalarna og Gävleborg län.

Arealavgift SEK/ha	Avgift pr felt dyr					Kilde
	Kalv	Ungdyr	Okse	Ku	Bjørn	
0	960	3200	4400	3200	5000	Korsnäs, Dalarna/Gävleborg
2	0	0	0	0	0	Lima Besparingsskog
^a	300	720	960	960	0	Orsa Besparingsskog
3-5	0	2400	4801	3600	5455	Stora Enso, Gävleborg
3-5	873	3273	3273	3273	5455	Stora Enso, Norra Dalarna
10-12	0	2400	4800	3600	5500	Stora Enso, Sveg
3-5	500	^b	3500	3000	5455	Stora Enso, Södra Dalarna
3-5	500	2100	4300	3200	5455	Stora Enso, Enköping
20-25	0	0	0	0	0	Sveaskog
^c	0	2400	2400	2400	^d	Särna/Idre Besparingsskog
4	0	0	0	0	0	Transtrands Besparingsskog
0	0	0	0	0	0	Älvdalens Besparingsskog

^a 100-500 SEK pr jeger avhengig av eiendomsforhold for retten til å jakte.

^b Samme som okse og ku avhengig av kjønn.

^c 350 SEK for deleiere og 500 SEK for innenbygdsboende for retten til å jakte.

^d 160 SEK pr jeger for retten til å jakte.

I denne studien er det valgt å se bort fra arealavgiften, og på den måten forutsatt at arealavgiften er den samme pr arealenhet med bjørn som uten. Bak dette ligger det en vurdering om at lavere verdi for elgjakten pr arealenhet som følge av bjørnepredasjon veies opp av økt arealavgift på grunn av tilgangen til bjørnejakt. Endring i elg- og bjørnejaktas totale verdi blir derfor beregnet på bakgrunn av avgiftene pr felt dyr. På bakgrunn av dataene i Tabell 2 er verdiene pr felt dyr satt til 700 SEK, 3 300 SEK og 4 100 SEK for henholdsvis kalv, ku og okse, og 5 400 SEK pr felte bjørn.

Det er vanlig å anta at verdien av jakta er minst så stor som summen av alle utgiftene jegerne har i forbindelse med jakta (Sødal 1987). Man benytter gjerne to ulike måter for å måle jegeres verdsetting av jakt (Boman m. fl. 2000; Henriksen & Storaas 1999), hvorav den ene,

konsumentoverskuddsmetoden, tar for seg alle kostnader som jegere har ved å jakte og den høyeste prisen jegere kan tenke seg å betale for å jakte, betalingsvilligheten, som gjerne finnes gjennom spørreundersøkelser og intervjuer. Betalingsvilligheten fratrukket kostnadene er konsumentoverskuddet. Byttets verdi kan deles inn i kjøtt-, pels- og troféverdi. Kostnadene består av arealavgift og fellingsavgift til grunneieren inkludert moms og en statlig fellingsavgift, statlig jaktkort (tilsvarer norsk jegeravgift), utstyr og transport. Jeg ønsker å kunne sammenligne kostnadene som jegere i Sverige har med elg- og bjørnejakt, og på den måte si noe om hvordan de verdsetter jakta på de to artene. Det forutsettes at kostnadene til arealavgift, statlig jaktkort, utstyr og transport er likt for elg- og bjørnejakt, slik at dette kan utelukkes. Kjøttverdien for elg- og bjørnekjøtt er forsøkt funnet ved å kontakte viltoppkjøpere som kjøper viltkjøtt for videreforedling. Elgslakt og bjørneslakt har priser på henholdsvis ca 33 og 60 SEK pr kg. På bakgrunn av oppgitte slaktevekter fra Jägareförbundet i Dalarna (Hans Johansson, pers. medd.) har jeg vektet slaktevekter for kalv til 76 kg, ku til 163 kg og okser 182 kg. Gjennomsnittlig vekt blant felte bjørner er 126 kg (Sandegren & Swenson 1997), som omregnet til slaktevekt blir ca 80 kg, etter funksjonen til Swenson m. fl. (1995b). Både omsetning og verdi av elgskinn er trolig begrenset og det forutsettes at pelsverdien for elgskinn kan ignoreres. Når det gjelder bjørneskinn blir trolig de aller fleste skinnene beredt og konservert som trofé. Utstopping av en bjørn koster 12 - 75 000 SEK. Beredning (garving) av bjørneskinn koster 1 - 3 000 SEK, mens en fullstendig preparering av et bjørneskinn (med utstoppet hode) koster 7 - 10 000 SEK. Salg av bjørneskinn som råvare var ikke så veldig vanlig, men et par preparanter anslo at prisen på et slikt skinn ville være 5 - 15 000 SEK avhengig av størrelse og kvalitet. Det er først og fremst eldre elgokser som har særlig troféverdi for de fleste jegere, ettersom gevirutviklingen avhenger med alderen (Solberg m. fl. 2006b). Utstopping av et elghode koster 8-12 000 SEK, mens preparering av gevir med kranie, som trolig er mest vanlig, koster 1 100-1 500 SEK. Det forutsettes at 20 % av oksene er troféokser som påkostes 2 000 SEK. Det forutsettes også at de jegerne som feller en bjørn, påtar seg en utgift til beredning av skinn/trofé på 15 000 SEK. Utgiften til beredning av trofé tas med som en kostnad, og på den måten inkluderes troféverdien i rekreasjonsverdien for å felle en troféokse eller en bjørn.

2.4.2 Elgbeiteskader

Skogeiere kan ha kostnader av at det er vilt i skogen ved at viltartene beiter og skader økonomisk viktige planter (Aanesland & Moberg 2005). Elgens vinterbeite på f. eks furu (*Pinus sylvestris*) kan i enkelte områder være betydelig, men det er få studier som lykkes i å kvantifisere det reelle økonomiske tapet grunnet elgbeite ettersom beiteskadene skjer på unge trær som skulle gi skogeieren inntekter flere tiår fram i tid (Reimoser m.fl. 1999).

Beiteskadenes omfang, og dermed kostnadene, avhenger blant annet av elgbestandens tetthet. Beiteskadene kan også fordele seg ujevnt på skogeiere i forhold til inntektene ved at elgen har sesongavhengig trekk og oppholder seg i ulike områder når skadene skjer og når det høstes av elgbestanden (Skonhoft 2005; Skonhoft & Olaussen 2005; Aanesland & Moberg 2005). Det er gjort mange beregninger på beiteskadenes kostnader med bruk av ulike metoder (Solbraa 1998a). Solbraa (1998b) oppgir et årlig nåverditap på 20-40 millioner kroner i Norge som følge av elgbeiteskader på skogen, som fordelt på 80 000 elger i vinterbestanden gir en kostnad pr elg i vinterbestanden på 250-500 kr. Jeg har valgt å bruke dette kostnadsintervallet pr ekstra elg i vinterbestanden i det videre.

3 Resultater

3.1 Modellen kontra virkeligheten

Cederlund & Wallin (1998) oppgir at 10 % av de fødte kalvene skytes i jakta, mens modellen foreslår et uttak på 16 % av de fødte kalvene. Når det gjelder kyr og okser, foreslår modellen et jaktuttak som tilsvarer det Cederlund & Wallin (1998) oppgir (Tabell 3). Fordelingen mellom kalver, kyr og okser i jaktuttaket avviker lite mellom de to länen mens det i Orsa er en lavere andel kalver i jaktuttaket. Den prosentvise fordelingen mellom kalver, kyr og okser viser at modellens forslag ikke avviker i stor grad fra de observerte avskytingstall i Orsa, Dalarna og Gävleborg (Tabell 3), bortsett fra at modellen foreslår noe høyere andel okser og noe lavere andel kyr i jaktuttaket enn det som har skjedd i praksis.

Tabell 3: Modellens forslag til jaktuttak sammenlignet med rapportert jaktdødelighet og avskytingstall fra Dalarna og Gävleborg i tidsperioden 1997-2006 med 95 % konfidensintervall i parentes.

	Kalver	Kyr	Okser	Kilde
Jaktdødelighet	10 % ²	14 %	27 %	Cederlund & Wallin (1998)
	16 % ²	13 % ³	27 % ³	Modell ¹
	31 % ²	14 % ³	26 % ³	Modell ²
Jaktuttak ¹	29 % (1,5)	32 % (1,6)	39 % (2,0)	Orsa (1997-2006)
	37 % (1,9)	28 % (1,5)	35 % (1,7)	Mora N (1997-2006)
	29 %	27 %	44 %	Modell ⁴
	39 % (1,4)	27 % (1,4)	34 % (0,6)	Dalarna (1997-2006)
	43 % (0,7)	26 % (0,4)	31 % (0,8)	Gävleborg (1997-2006)
	43 %	23 %	36 %	Modell ⁵

¹ Andel blant elger i jaktuttaket.

² Andel av fødte kalver.

³ Andel av bestanden før jaktstart.

⁴ $N_{\text{elg}} = 920$; $N_{\text{bjørn}} = 30$; kjønnsrate fødte kalver (a/b) = 1,27.

⁵ $N_{\text{elg}} = 920$; $N_{\text{bjørn}} = 10$; kjønnsrate fødte kalver (a/b) = 1,17.

Avskytingstallene fra Orsa bør kunne sammenlignes med modellen når bjørnebestanden er satt til 30 individer, mens Dalarna og Gävleborg bør sammenlignes med modellens forslag når bjørnebestanden er 10 dyr. Når det gjelder nettooverlevelsen for kalvene i løpet av deres

første leveår, angir modellen en årlig overlevelse på 46 % med 30 bjørner pr 1 000 km² og 920 elger i vinterbestanden pr 1 000 km² og 51 % uten predasjon. Cederlund & Wallin (1998) fant i sin studie en årlig overlevelse på 55 % blant kalvene. Ericsson m. fl. (2001) fant en kalveoverlevelse på 48 % i en studie fra et tilnærmet rovdyrfritt område i Västerbotten län.

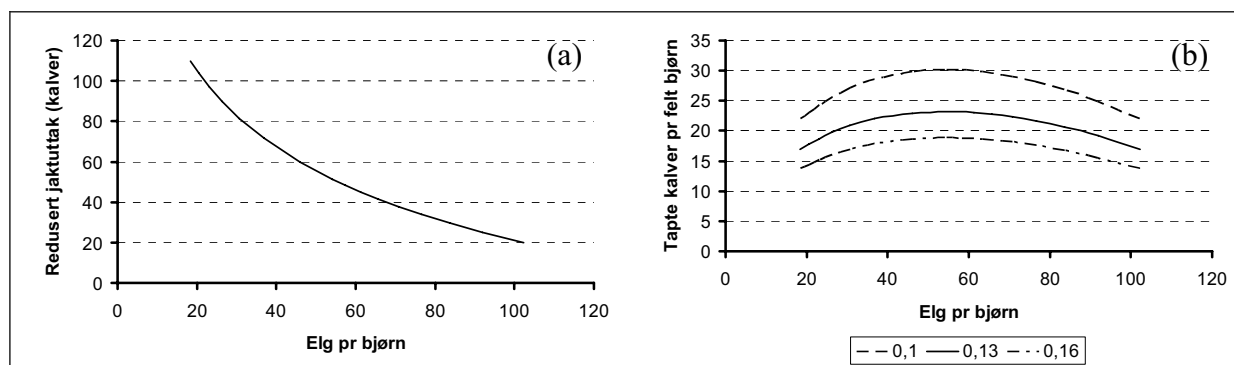
3.2 Redusert jaktuttak

Med utgangsverdiene fra Orsa med en tetthet av 920 elger og 30 bjørner og de observerte demografiske verdiene, ga modellen et jaktuttak på 70 kalver, 64 kyr og 106 okser. Dersom det ikke fantes predasjon fra bjørn ville jaktuttaket vært 151 kalver, 64 kyr og 106, som gir et redusert jaktuttak med 81 kalver pr 1 000 km² grunnet bjørnepredasjonen. Et årlig jaktuttak på 13 % av bjørnene vil gi et årlig jaktuttak på 3,9 bjørner i gjennomsnitt. Med dette resultatet må grunneiers verdi av en felt bjørn være 20,8 ganger verdien av en elgkalv, eller 14 560 SEK dersom en elgkalv er verdt 700 SEK. Med 10 % og 16 % jaktuttak av bjørnebestanden må bjørnen være verdt henholdsvis 27,0 og 16,9 ganger verdien av en elgkalv, tilsvarende 18 900 og 11 830 SEK. Slik som prisene er i dag der en felt bjørn gir grunneier en inntekt på 5 400 SEK og 700 SEK pr kalv, blir det et årlig tap på 35 640 SEK ($3,9 \cdot 5\,400 - 81 \cdot 700$) på 1 000 km² (36 SEK pr km²) på grunn av bjørnens tilstedeværelse.

Med tilsvarende elgbestand som i Orsa, men en bjørnetetthet tilsvarende som for Dalarna og Gävleborg med 10 bjørner pr 1 000 km² gir modellen et jaktuttak på 126 kalver, 64 kyr og 106 okser. Dette er en reduksjon i jaktuttak på 25 kalver pr 1 000 km². Med 13 % jaktuttak av bjørn kan det skytes 1,3 bjørner årlig pr 1 000 km², som betyr at en bjørn i jaktuttaket må ha en verdi 19,2 ganger verdien av en elgkalv i jaktuttaket. Kalvene er verdt 17 500 SEK og bjørnene verdt 7 000 SEK for grunneiere i jaktuttak. Grunneiernes årlige tap med disse forutsetninger blir da drøyt 10 000 SEK pr 1 000 km² (10 SEK pr km²).

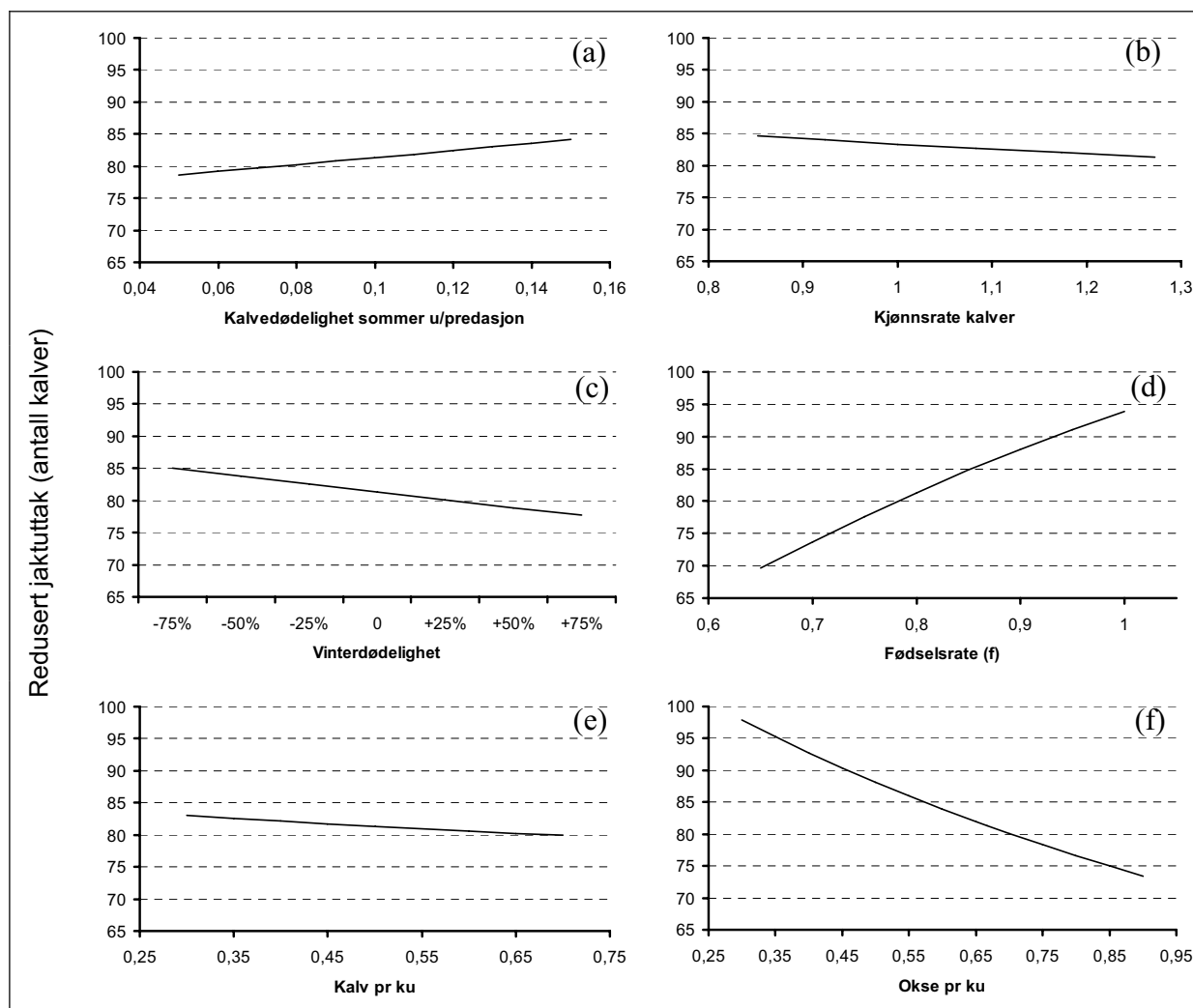
Antall kalver redusert i jaktuttaket øker med lavere antall elger pr bjørn (Figur 3a).

Høstingsuttaket fra bjørnebestanden avgjør videre hvor mange kalver som tapes pr felte bjørn i det samme området (Figur 3b).



Figur 3: Antall kalver redusert i jaktuttaket med predasjon i forhold til uten (a), og antall kalver som tapes i jaktuttaket på grunn av bjørnepredasjon pr skutt bjørn der 10, 13 og 16 % av bjørnebestanden skytes (b) med ulike relative tettheter av elg pr bjørn.

Blant de biologiske faktorene, er det elgbestandens reproduksjon som påvirker antall reduserte kalver i jaktuttaket mest, og med økt fødselsrate øker også antall kalver redusert i jaktuttaket som følge av bjørnepredasjon (Figur 4d). Sommerdødeligheten blant kalvene av andre årsaker enn bjørnepredasjon, kjønnsraten blant de fødte kalvene og vinterdødeligheten i bestanden har også betydning for hvor stor reduksjonen i jaktuttaket blir grunnet bjørnepredasjonen, selv om disse faktorene har en mindre innvirkning. En økning i kalvenes sommerdødelighet, lavere vinterdødelighet og større andel hunnkjønn blant de fødte kalvene gir større reduksjon av antall kalver i jaktuttaket (Figur 4a, b & c). Blant de forvaltningsmessige forholdene, er det forholdet mellom okse og kyr som gir størst utslag i antall reduserte kalver i jaktuttaket, der en større andel okser i vinterbestanden i forhold til kyr vil gi lavere reduksjon (Figur 4f). Andel kalv pr ku i vinterbestanden har en liten effekt på hvor mange kalver som reduseres i jaktuttaket som følge av bjørnepredasjonen (Figur 4e).



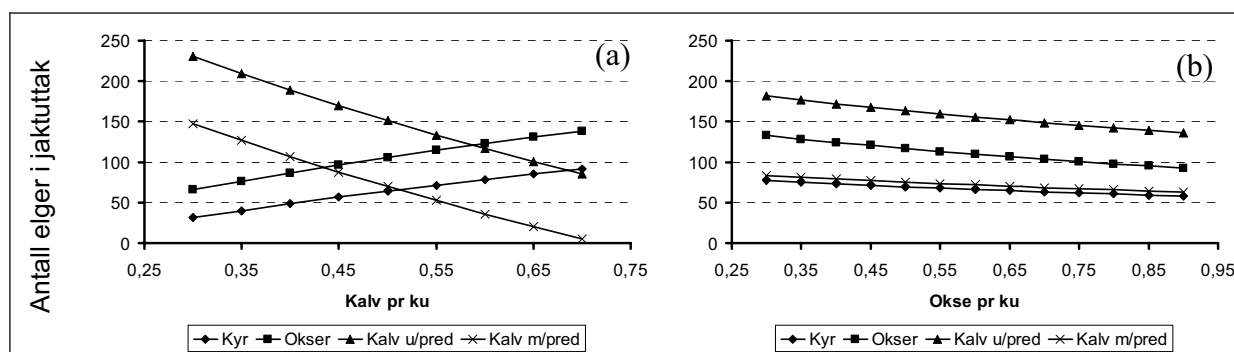
Figur 4: Reduksjon av antall elgkalver i jaktuttaket i forhold til endring av sommerdødeligheten for kalver u/predasjon (a), kjønnsraten blant de fødte kalvene (b), vinterdødeligheten i elgbestanden (c), kalvingsraten dersom det forutsettes ingen dødelighet sommerstid (d), kalv pr ku i vinterbestanden (e) og kjønnsraten i den voksne delen av vinterbestanden (f).

Gjennom rettet avskyting av elgbestanden kan man endre bestandsstrukturen, og ved å kombinere de verdier for kalv pr ku og okse pr ku i vinterbestanden som ga lavest og høyest tap av kalver i jaktuttaket i resultatene, får vi to mulige løsninger i tillegg til eksempelet med elgbestanden i Orsa som utgangspunkt. Det forutsettes at de andre variablene ikke påvirkes av å endre bestandsstrukturen. Tapte elgkalver i jaktuttaket varierte fra 72 til 102 (Tabell 4). Løsningen som ga færrest tapte elgkalver i jaktutbyttet gir også laveste antall elger totalt i jaktuttaket med 212 mot 307 elger (med predasjon). Jaktas verdi for grunneierne påvirkes også minst som følge av predasjon i alternativet når kalv pr ku og okse pr ku er høyest (Tabell 4).

Tabell 4: Antall elger i jaktuttaket fordelt på kalver, kyr og okser med og uten predasjon ($N_{\text{elg}} = 920$; $N_{\text{bjørn}} = 0/30$), verdien av jakta for grunneiere ($v_{\text{kalv}} = 700$; $v_{\text{ku}} = 3\,300$; $v_{\text{okse}} = 4\,100$; $v_{\text{bjørn}} = 5\,400$ SEK). Tallene i parentes er høstingsraten som jaktuttaket tilsvare i forhold til bestanden før jaktas start.

Kalv pr ku	0,5	0,7	0,3			
Okse pr ku	0,667	0,9	0,3			
	Uten predasjon	Med predasjon	Uten predasjon	Med predasjon	Uten predasjon	Med predasjon
Jaktuttak (antall)						
kalv	151 (0,42)	70 (0,25)	77 (0,24)	5 (0,02)	283 (0,62)	181 (0,51)
ku	64 (0,13)	64 (0,13)	83 (0,19)	83 (0,19)	38 (0,06)	38 (0,06)
okse	106 (0,27)	106 (0,27)	124 (0,28)	124 (0,28)	88 (0,34)	88 (0,34)
totalt, elger	321 (0,26)	240 (0,21)	284 (0,24)	212 (0,19)	409 (0,31)	307 (0,25)
bjørn	-	3,9 (0,13)	-	3,9 (0,13)	-	3,9 (0,13)
Verdi (1000 SEK)	752	716	836	807	684	634

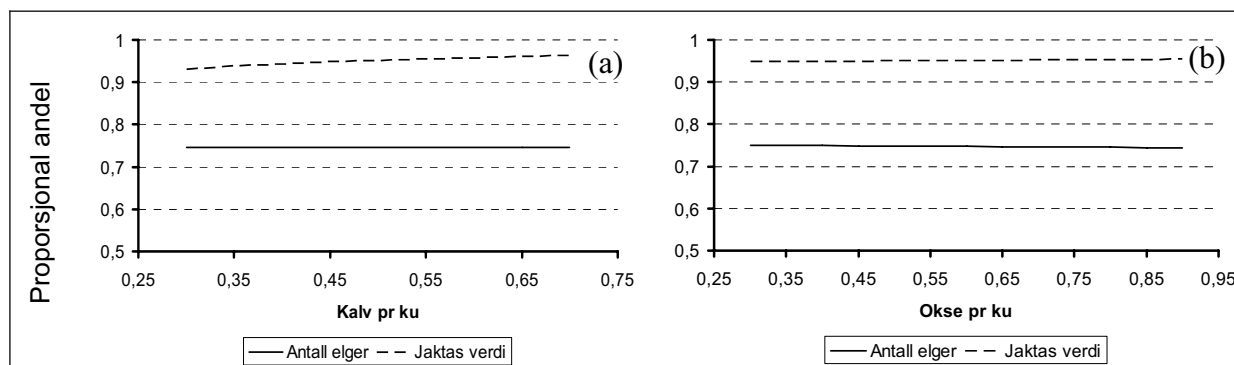
Ved å endre bestandsparemetrene endres også det totale antall elger som kan skytes i jakta og fordelingen av disse mellom kalver, kyr og okser (Figur 5). Når kravet til andelen kalv i vinterbestanden økes, reduseres antall kalver i jaktuttaket mens antall kyr og okser øker (Figur 5a). Totalt sett reduseres antall elger i jaktuttaket når kalv pr ku forholdet i vinterbestanden økes. Med ønske om høyere andel okser i vinterbestanden, må antall elger i jaktuttaket reduseres for alle klassene (Figur 5b).



Figur 5: Modellens jaktuttak av en elgbestand på 920 elger fordelt på antall kyr, okser, kalver når det er ingen predasjon og kalver når det er predasjon fra 30 bjørner ved ulike målsettinger for kalv pr ku-forholdet (a) og okse pr ku-forholdet (b) i bestanden etter jaktas slutt.

Den proporsjonale nedgangen i antall skutte elger og verdien av jakta, med predasjon i forhold til uten, er lite følsom for endringer i kalv pr ku- og okse pr ku-forholdene (Figur 6).

Den proporsjonale verdireduksjonen av jakta blir noe lavere med høyere andel av kalv og okse pr ku i vinterbestanden (Figur 6).



Figur 6: Den proporsjonale verdien av jakta (elg- og bjørnejakt) for grunneier (stiplet linje) og antall elger i jaktuttaket (heltrukket linje) i forhold til uten predasjon av 30 bjørner for en elgbestand på 920 elger i forhold til uten predasjon (y-akseverdi = 1) ved ulike målsettinger for kalv pr ku-forholdet (a) og okse pr ku-forholdet (b) i bestanden etter jaktas slutt.

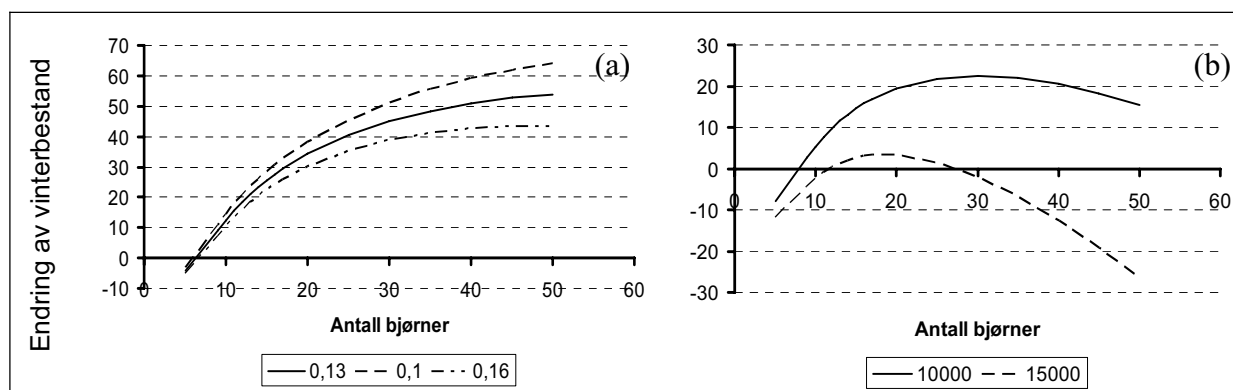
3.3 Økt elgbestand

For at grunneierne skal ha de samme inntekter fra jakt (elg- og bjørnejakt) med bjørn som uten bjørn og en vinterbestand på 920 elger pr 1 000 km² med 0,5 kalv pr ku og 0,667 okse pr ku, må elgbestanden endres i antall. Verdien av jakta (fallavgiftene) er ca 750 000 SEK pr 1 000 km² med det jaktuttaket som modellen foreslår (151 kalver, 64 kyr og 106 okser) og de benyttede prisene. I følge modellen kan elgbestanden reduseres med 4 elger når man har 5 bjørner, mens ved en bjørnetetthet tilsvarende Orsa-området med ca 30 bjørner pr 1 000 km², må elgbestanden økes med 45 elger vinterstid når høstingsraten fra bjørnebestanden er 13 % årlig (Figur 7a). Denne økningen i vinterbestanden koster grunneierne 11 250 – 22 500 SEK årlig i økte beiteskader pr 1 000 km² (11-23 SEK pr km²). For å oppveie denne kostnaden må bjørnens jaktverdi være ca 8 300 kr (11 250/3,9 + 5 400) til 11 200 SEK (22 500/3,9 + 5 400). En lavere høstingsrate av bjørnebestanden fører til at elgbestanden må økes mer for å kompensere for tapet (Figur 7a). Med 30 bjørner pr 1 000 km², må elgbestanden økes med 51 dyr i vinterbestanden når høstingsraten fra bjørnebestanden er 10 % og tilsvarende 39 dyr når høstingsraten er 16 %.

Med predasjon fra 10 bjørner, må vinterbestanden økes med 12 elger når høstingsraten er 0,13 av bjørnebestanden (Figur 7a). Dette gir økte beiteskadekostnader på 3 000-6 000 SEK årlig

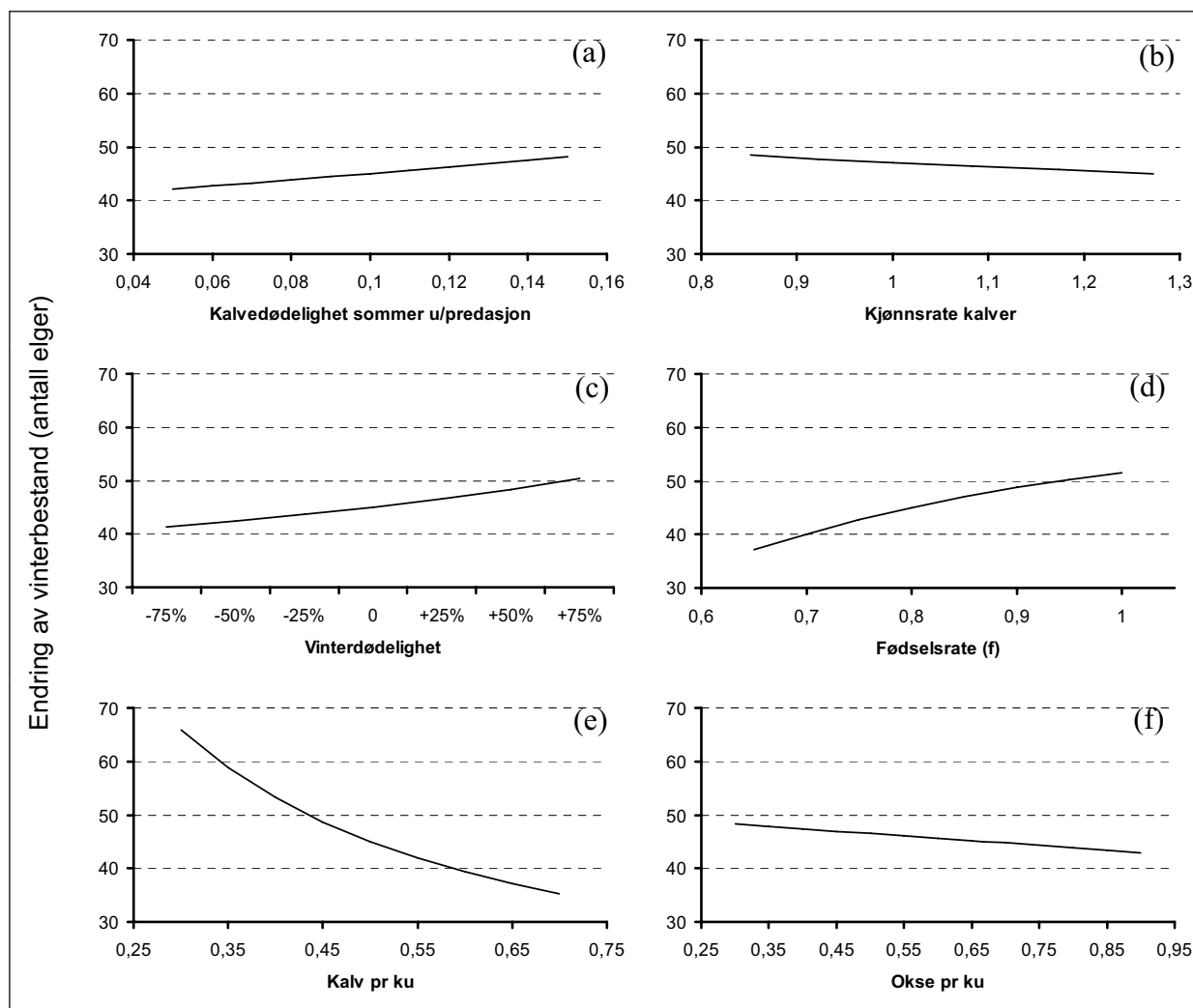
pr 1 000 km² (3-6 SEK pr km²). Bjørnens verdi i jaktuttaket må da være 7 700-10 000 SEK for å oppveie den økte beiteskadekostnaden for grunneierne.

Med endring av prisen pr felt bjørn til 10 000 SEK og 15 000 SEK, endres antallet elger som vinterbestanden må endres med for at grunneieren oppnår de samme jaktinntekter (Figur 7b).



Figur 7: Antall elger vinterbestanden må økes med for at man skal få samme verdi ut av elg- og bjørnejakta med ulike antall bjørner pr 1 000 km², med ulike høstingsrater (0,1; 0,13; 0,16) av bjørnebestanden som uten predasjon fra bjørn og $v_{bjørn} = 5\,400$ SEK (a) og når en felt bjørn er verdt 10 000 og 15 000 SEK og høstingsraten fra bjørnebestanden er 0,13 (b). $N_{elg} = 920$; Kalv pr ku = 0,5; Okse pr ku = 0,667.

Elgbestander med lav kalvedødelighet sommerstid utenom predasjon, lav vinterdødelighet og lave kalvingsrater trenger en lavere økning av dyr i vinterbestanden for at jakta (elg- og bjørnejakt) skal ha samme verdi som uten predasjon (Figur 8a; c & d). Kjønnsraten blant de fødte kalvene har liten innvirkning på antallet elger som vinterbestanden må økes med, men desto større andel av kalvene som er kvigekalver, jo flere elger må vinterbestanden økes med (Figur 8b). Når det gjelder bestandsstrukturen, har andel kalv pr ku i vinterbestanden en del betydning for antall elger som vinterbestanden må økes med, og desto større andel kalv pr ku man ønsker, jo færre elger må bestanden økes med (Figur 8e). Okse pr ku forholdet har til sammenligning mindre innvirkning, men flere okser pr ku gir et mindre behov for å øke vinterbestanden (Figur 8f).



Figur 8: Antall elger vinterbestanden må økes med fra 920 elger for at man skal få samme verdi ut av elg- og bjørnejakta med predasjon av 30 bjørner pr 1 000 km² som uten predasjon i forhold til endring av sommerdødeligheten for kalver u/predasjon (a), kjønnsraten blant de fødte kalvene (b), vinterdødeligheten i elgbestanden (c), kalvingsraten dersom det forutsettes ingen dødelighet sommerstid (d), kalv pr ku i vinterbestanden (e) og kjønnsraten i den voksne delen av vinterbestanden (f). $v_{kalv} = 700$; $v_{ku} = 3\,300$; $v_{okse} = 4\,100$; $v_{bjørn} = 5\,400$ SEK.

Ved å kombinere kalv pr ku-forhold på 0,7 og okse pr ku-forhold på 0,9 får jakta en verdi på 836 000 SEK uten predasjon (se Tabell 4). Med predasjon fra 30 bjørner og et jaktuttak på 13 % av bjørnene årlig, må elgbestanden økes til 954 elger i vinterbestanden, som medfører en kostnad for grunneierne som følge av beitekostnader på 8 500-17 000 SEK pr 1 000 km² (8,5-17 SEK pr km²). Med kalv pr ku- og okse pr ku-forhold på 0,3 og 0,3, må elgbestanden økes til 990 individer vinterstid som medfører økte årlige beiteskader til en verdi av 17 500-35 000 SEK pr 1 000 km² (17,5-35 SEK pr km²).

3.4 Optimalt jaktuttak

Med ønske om størst mulig jaktinntekter for grunneierne ved å endre kalv pr ku og okse pr ku i vinterbestanden, er det best å skyte ut flest mulig kyr og okser (Tabell 5).

Tabell 5: Optimale bestandsstrukturer for å maksimere grunneiernes jaktinntekter og antall dyr i jaktuttaket ved ulike predasjonstrykk, med jaktuttakets andel av bestanden før jaktstart i parentes.

Optimalisering			Resultat			
Mål	Endrings- variable	Løsning	Jaktinntekt (1000 SEK)	Jaktuttak		
				Kalver	Kyr ¹	Okser ¹
Maks inntekt ²	Kalv pr ku	1,02				
	Okse pr ku	0,52	1 219	0 (0)	134 (0,27)	190 (0,5)
Maks inntekt ³	Kalv pr ku	0,92				
	Okse prku	0,47	1 169	0 (0)	126 (0,25)	182 (0,5)
Maks inntekt ⁴	Kalv pr ku	0,72				
	Okse pr ku	0,37	1 095	0 (0)	107 (0,2)	162 (0,5)
Maks inntekt ⁵	Kalv pr ku	1,02				
	Okse pr ku	0,52				
	N _{bjørn}	5,9	1 224	0 (0)	134 (0,27)	190 (0,5)
Maks jaktuttak ²	Kalv pr ku	0,27				
	Okse pr ku	0,13	704	340 (0,66)	35 (0,05)	86 (0,5)
Maks jaktuttak ³	Kalv pr ku	0,27				
	Okse pr ku	0,13	687	304 (0,63)	35 (0,05)	86 (0,5)
Maks jaktuttak ⁴	Kalv pr ku	0,27				
	Okse pr ku	0,13	645	224 (0,56)	35 (0,05)	86 (0,5)
Maks jaktuttak ⁵	Kalv pr ku	0,27				
	Okse pr ku	0,13				
	N _{bjørn}	5,9	708	340 (0,66)	35 (0,05)	86 (0,5)

¹ Jaktuttaket er begrenset til å være mellom 0,05 og 0,5 av bestanden innen klassen før jaktstart.

² N_{elg} = 920; N_{bjørn} = 0.

³ N_{elg} = 920; N_{bjørn} = 10.

⁴ N_{elg} = 920; N_{bjørn} = 30.

⁵ N_{elg} = 920.

Prinsippet om at et høyt uttak av okser og kyr (og ingen kalver) gir størst jaktinntekter påvirkes ikke av predasjon fra bjørn, selv om jaktuttaket og andel av kyrne som skytes reduseres. Maksimering av antall elger i jaktuttaket ga en løsning med stort uttak av kalver og størst mulig (i forhold til de gitte begrensinger) uttak av okser og færrest mulig kyr. Dette gjelder med og uten bjørnepredasjon, men kalveavskytingen må reduseres med økende predasjon (Tabell 5).

3.5 Jaktas verdi for jegere

Det medfører en større utgift for jegerne å felle en bjørn enn å skyte elg med de satte forutsetningene (Tabell 6). Denne forskjellen i utgifter må veies opp av at opplevelsesverdien for bjørnejakt er høyere enn for elgjakta. Hvis alle jegerens utgifter inkluderes, vil trolig jakta føre til netto tap for alle elgkategorier også. Forutsetter vi at jegerne er rasjonelle, må opplevelsesverdien av jakta være minst like stor for å veie opp dette tapet. Med den forutsetningen ser vi at en felt bjørn har en langt større opplevelsesverdi enn elgene og blant elgene er det oksene som har størst opplevelsesverdi.

Tabell 6: Verdiene for jegere av felte elger i de ulike klassene og felt bjørn der kostnader til arealavgift, transport til/fra jakt, utstyr, jegeravgift, hunder o.l. ikke medregnes.

	Kalv	Ku	Okse	Bjørn
Kjøttverdi	2 500	5 400	6 000	4 800
- Fallavgift til grunneier ¹	875	4 125	5 125	6 750
- Offentlig fallavgift ²	0	350	350	0
- Trofékostnader	-	-	400 ³	15 000
Sum	1 625	925	125	- 16 950

¹ inkludert 25 % moms.

² varierer mellom län: er 300 SEK i Dalarna og 400 SEK i Gävleborg.

³ 2000*0,2.

4 Diskusjon

4.1 Drøfting av materiale og metoder

En modell er alltid en forenkling av virkeligheten, noe som i seg selv er en svakhet. Modellen som er benyttet i denne studien er deterministisk og forutsetter en stabil bestandssituasjon for elgbestanden. Variasjon i mortalitet og fekunditet innen en bestand kan komme av både miljømessig variasjon og tetthetsavhengige variable (Sæther 1997) og av regionale forskjeller (Sæther & Andersen 1996), og mange av parameterene som inngår i modellen vil imidlertid være påvirket av en rekke forhold som gir seg utslag i variasjon fra år til år. Antall kalver født pr ku kan påvirkes av beitegrunnet i området, okse pr ku forholdet, alder blant kyr og okser, og værforholdene (Solberg m. fl. 1999; Ericsson m. fl. 2001; Myrsetrud m. fl. 2002). I studien av elgbestanden i Orsa-området fant Cederlund & Wallin (1998) at antall fødte kalver varierte med 30 %, og denne variasjonen kan hovedsakelig tilskrives tilfeldigheter og værforhold ettersom bestandsstrukturen trolig var nokså stabil i studiens datainnsamling. Variasjonen vil trolig kunne være større med ulike bestandsstrukturer.

Bestandstettheter, i forhold til områdets bæreevne, kan også påvirke mortaliteten og fekunditeten og dermed bestandens produksjon (Sæther 1997). For elg er det først og fremst på fekunditeten man har funnet dette, også innen de tettheter som finnes i Skandinavia (Sand m. fl. 1996), men formen på denne tetthetsavhengigheten er usikker (Nilsen m. fl. manus). For flere arter er det funnet at overlevelsen blant unge dyr er korrelert med bestandstetthet (Sæther 1997). For elg er ikke dette sikkert påvist, men kan trolig inntreffe ved høyere tettheter enn de vi kjenner fra Skandinavia inntil nå.

Forutsetningen om at kyr som mister kalvene i løpet av sommeren ett år, får 39 % flere kalver det påfølgende år er basert på resultater funnet på elgkyr i Orsa-området. De elgkyr som inngikk i dette datamaterialet var imidlertid kyr med en alder som ansees å være blant den mest produktive, og derfor er det ikke sikkert at en slik kompensasjonseffekt er på 39 % for alle kyrne slik det er forutsatt her. Denne kompensasjonseffekten kan være både større og mindre i en sammensatt bestand, og vil kanskje avhenge av alderssammensetningen av kyrne i bestanden. Til sammenligning fant Testa (1998) at kyr som hadde kalv med seg en høst, produserte 44 % færre kalver det påfølgende år i forhold til kyr som ikke hadde kalv med seg

om høsten året før. På bakgrunn av dette kan en kompensasjonseffekt på grunn av tidlig dødelighet blant kalvene på rundt 40 % være rimelig.

Det er ikke lagt inn noen sammenheng mellom endring av antall kalv eller okse pr ku (bestandsstrukturen) og endringer i bestandens demografi. Selektivt jaktuttak kan føre til endringer i bestandensstrukturen, oftest til sterk overvekt av hunndyr og få eldre hanndyr (Milner m. fl. 2007), som har vist seg å påvirke bestandens produksjon for en rekke arter (Ginsberg & Milner-Gulland 1994). Sterk overvekt av hunndyr i bestanden har som regel også sammenheng med overvekt av unge hanner i hanndyr-delen av bestanden (Ginsberg & Milner-Gulland 1994). Få okser i elgbestanden eller overvekt av unge okser kan føre til senere brunst, som igjen fører til senere og mindre synkronisert kalving og at færre unge kyr er reproduktive, altså lavere antall fødte kalver pr ku (Mysterud m. fl. 2002; Solberg m. fl. 2002). Forsinket kalving kan føre til høyere dødelighet, både sommer og vinter. På grunn av lav fødselsvekt kan kyr bruke lengre tid på å bli reproduktive, og bestanden får lavere reproduksjon. Usynkronisert kalving kan føre til økt predasjonsrate (Mysterud m. fl. 2002). Kjønnssraten (okse pr ku) må generelt sett være meget skjev før produktiviteten i mange hjorteviltbestander reduseres (Mysterud m. fl. 2002), men dette avhenger av alderen på de hannene som er til stede ettersom få hanndyr i sin beste alder kan bedekke flere hunndyr enn få unge hanner. Det er trolig slik at skandinaviske elgbestander er mer sårbar for skjev kjønnsfordeling enn andre hjorteviltarter (Solberg m. fl. 2002).

En modell med årsklasser for hvert kjønn innen elgbestanden ville trolig gi en mer nøyaktig modell med tanke på reproduksjon og dødelighet ettersom særlig reproduksjonen avhenger av aldersfordelingen i bestanden. Ettersom modellen i denne studien kun baserer seg på tre klasser, får vi ikke frem hvordan ulike avskytingsstrategier påvirker aldersfordelingen i bestanden.

Kjønnssraten blant de fødte kalvene kan også påvirkes også av bestandsstrukturen blant den reproduserende bestanden. Med bare unge okser som fedre, kan kjønnssraten blant de fødte kalvene bli dreid mot flere kvigekalver (Sæther m. fl. 2001; Sæther m. fl. 2004). Det ser også ut som om få okser i bestanden har noe av den samme effekten selv om alderen blant oksene er høyere (Sæther m. fl. 2001).

Det er også satt som forutsetning at dødeligheten blant kalvene er uavhengig av kjønn. Ericsson m. fl. (2001) fant ingen forskjell i sommerdødelighet mellom kalvenes kjønn, men fødselsvekt og mødrenes alder hadde innvirkning. Kjønnsfordelingen blant skutte kalver kan imidlertid påvirkes av jakttrykket, som kan være større for oksekalver på grunn av deres mer uforsiktede atferd. Dette vil i så fall påvirke rekrutteringen til okse- og kudelen av elgbestanden, og i tillegg vil det påvirke forutsetningen om at kjønnsfordelingen blant de skutte kalvene gjenspeiler kjønnsfordelingen blant de fødte.

Dødeligheten blant de voksne elgene i elgbestanden utenom den grunnet predasjon og jakt, er forutsatt at skjer om vinteren, dvs. etter jaktas slutt frem til kalvingstidspunkt. Denne dødeligheten er i hovedsak tog- eller bilulykker, sjukdom og andre ulykker. Det vil selvfølgelig være slik at noe dødelighet også vil kunne skje utenom vinteren, men for de fleste elgbestander i Skandinavia er vinteren trolig den hardeste årstiden. Dødeligheten blant voksne kyr i nordlige deler av Norge tenderer til å være høyere om vinteren enn om sommeren, men dødeligheten varierer mellom år (Stubsjøen m. fl. 2000). Dødeligheten blant kalver og kyr varierte også mellom studieområdene og mellom sommer og vinter i Stubsjøen m. fl. (2000) sin studie der det i to av de tre studieområdene var høyest dødelighet om sommeren i forhold til vinteren blant kalvene. Drepte elger som følge av trafikkulykker, skjer også hovedsakelig i vinterhalvåret. Denne dødeligheten har også en del variasjon fra år til, og det er snømengde og temperatur som gjerne påvirker denne dødeligheten samtidig som områdets topografi og vilttetthet har betydning (Gundersen m. fl. 1998; Gundersen 2003).

Det er forutsatt at predasjonen i denne studien kun skjer på kalver om sommeren. I tillegg vil det også kunne være noe predasjon på den voksne delen av bestanden. Swenson m. fl. (2001) rapporterte at 0,5-1,6 % av voksne kyr og okser årlig ble drept av bjørn, noe som tilsvarer ca 1/3 av andelen drept i trafikken. Det var overvekt av ungdyr blant de elgene ≥ 1 år som var drept av bjørn og overvekt av kyr i forhold til okser (Swenson m. fl. 2001). Denne predasjonen skjer helst om våren før eller under kalvingsperioden. I denne modellen er denne dødeligheten tenkt inkludert i vinterdødeligheten, men det er ikke beregnet noe tap for grunneiere på bakgrunn av dette.

Bjørnepredasjonen i denne studien er basert på en funksjon for predasjonsrate som avhenger av den relative tettheten mellom elger og bjørner. Funksjonen for predasjonsrate som ligger til grunn, er utviklet etter data fra ulike tettheter av elg og bjørn, men også i ulike områder. Ved

lave tettheter av bjørn i forhold til elg, ga funksjonen negativ predasjon, noe som selvfølgelig ikke er realistisk, og predasjonen ble satt til "0" når funksjonen foreslo negativ predasjon. Bakgrunnsdataene spenner seg fra tettheter 11 – 197 elger/bjørn og kommer i all hovedsak fra Alaska, bortsett fra én observasjon i Canada og én i Sverige (Swenson m. fl. upubl.). Denne funksjonens gyldighetsintervall for skandinaviske forhold er derfor noe usikkert, men det er likevel å anta at det ikke avviker særlig ettersom slike sammenhenger er vanlig å finne (Solberg m. fl. 2003).

Bestandsmodell for bjørnebestanden er ikke inkludert i modellen som er benyttet i denne studien. I stedet er det forutsatt at bjørnebestanden holdes stabil med et gitt jaktuttak, her på 13 % (10-16) (se Sæther m. fl. 1998). Alder og kjønn på bjørnene i jaktuttaket vil kunne påvirke hva som er et bærekraftig høstingsnivå for bjørnebestanden. Med hovedvekt av unge bjørner i uttaket vil trolig kunne gi en høyere bærekraftig høstingsrate ettersom dødeligheten utenom jakt blant unge bjørner er større enn voksne bjørner (Sandegren & Swenson 1997). Et høyt uttak av binner i reproduserende alder vil derfor ha større negativ effekt for bjørnebestanden. Det samme gjelder også for uttak av dominante hannbjørner, for selv om disse raskt erstattes av andre hannbjørner, øker ungedødeligheten de to første årene som følge av infanticid (Swenson m. fl. 1997). Det vil trolig være en del lokale variasjoner i hva som er en bærekraftig høstingsrate av bjørnebestanden, både med tanke på strukturen i bestanden, men også biologien. En bestandsmodell for bjørn ville i vår studie bare vært nyttig for å finne et bærekraftig høstingsnivå av bjørnebestanden, men ettersom en del demografiske parametere er usikre, ville det trolig gitt et usikkert resultat.

Det er også forutsatt at bjørnens tilgang på elg ikke påvirker bjørnebestandens egenskaper. Bjørnebestandens vekst og utvikling påvirkes neppe av elgbestandens størrelse og tilgangen på elg som bytte (Zager & Beecham 2006), slik tilfellet kan være for ulv og elg i predator/bytte-forhold (Post m. fl. 2002), selv om det i enkelte studier er funnet at tilgangen på reinsdyr og laks kan være en påvirkende faktor på bjørnebestandens produktivitet (Zager & Beecham 2006). Dette har trolig en sammenheng med at bjørn har et variert matsøk, med næringsressurser fra planter, insekter og pattedyr (Swenson m. fl. 2001; Persson m. fl. 2001). Resultater fra Sverige viser at elgkjøtt står for ca 20-25 % av det årlige næringsinntaket til bjørn. Bjørnene i Sverige henter til sammenligning nesten halvparten av næringen fra blåbær (Sandegren & Swenson 1997), mens det i områder med sau på utmarksbeite blir drept en del sau av bjørn og en større andel av næringen hentes fra pattedyr (Dahle m. fl. 1998).

4.2 Drøfting av resultater

4.2.1 Modellen kontra virkeligheten

Modellen finner en høyere jaktdødelighet enn det som Cederlund & Wallin (1998) fant i sin studie (Tabell 3). Dersom elgbestanden i Orsa hadde en økning i tidsperioden hvor studien til Cederlund & Wallin (1998) fant sted, og ettersom modellen tar utgangspunkt i en helt stabil situasjon i elgbestanden fra år til år, kan dette være en mulig forklaring. En annen mulighet er at elgbestandens produktivitet er overvurdert i modellen. Antall fødte kalver pr ku (f) i modellen blir 0,901 (når $f = 0,8$) samtidig som jeg ut fra rapporten til Cederlund & Wallin (1998) har beregnet 0,897 kalver født pr ku. Dersom disse beregningene stemmer, vil ikke dette gjøre noen vesentlige utslag.

Alle bestandsvariable og forutsetninger som er lagt til grunn i modellen vil kunne påvirke jaktuttaket og det er usikkert om hvor godt tallverdiene som er brukt i modellen passer med elgbestanden i Dalarna og Gävleborg. Resultatene fra noen flytellingene i området varierer nokså mye med kalv pr ku-forhold 0,59-0,71; okse pr ku-forhold 0,33-0,62 og elgtettheter i vinterbestanden på 550-1 130 elger pr 1 000 km² (www.halsingealg.nu se Flyginventeringar, sett 09.05.2007; www.bergvikskog.se/templates/Page.aspx?id=565, sett 09.05.2007). De tallverdiene som er brukt i modellen ligger således nokså midt i disse intervallene, men det er likevel vanskelig å si hvor godt dette stemmer for hele området. I tillegg vil det være vesentlig om elgbestanden er holdt stabil, økt eller redusert i antall eller om bestandsstrukturen er endret i løpet av den tidsperioden avskytingstallene stammer fra. Tilfeldige og miljømessige variasjoner vil kunne påvirke avskytingstallene, men ettersom disse er fra en tiårsperiode vil trolig de tilfeldige og miljømessige variasjonene være utjevnet. Konfidensintervallene er også nokså lave, noe som indikerer en nokså liten variasjon i løpet av perioden.

Kjønnsraten blant skutte kalver kan tenkes å avvike fra kjønnsraten blant fødte elger (se kap 4.1.). Dette vil i så fall påvirke fordelingen mellom okser og kyr, og dersom oksekalver er overrepresentert i jaktuttaket i forhold til kvigekalvene, kan dette forklare hvorfor modellen foreslår et høyere uttak av okser enn det som avskytingstallene viser. Det er forutsatt at kyr er mer utsatt for dødelighet om vinteren enn oksene, men dersom dette ikke er tilfellet for elgbestandene i Dalarna og Gävleborg vil dette også kunne forklare hvorfor modellen gir høyere okseuttak og lavere kuuttak enn avskytingstallene viser. At forskjellen mellom Mora N og Orsa er såpass stor er overraskende med tanke på at dette er naboområder og at det

derfor var å forvente at de hadde nokså like avskytingstall. Det kan tenkes at forskjellen kommer av forskjeller i bestandsstruktur og da trolig ved at man har et lavere kalv pr ku-forhold i Mora N området som fører til at man kan skyte flere kalver.

4.2.2 Verdien av bjørn for grunneiere

Beregningene der grunneiernes økonomiske konsekvenser av bjørn måles som redusert jaktuttak viste at med elg- og bjørnebestander tilsvarende som i Orsa vil grunneierne ha en kostnad som følge av bjørnens tilstedeværelse på ca 35 000 SEK pr 1 000 km². Jaktprisene som benyttes vil imidlertid ha stor innvirkning på hva grunneierne taper. Noen av grunneierne hadde ingen avgift for felte kalver (Tabell 2), og disse vil derfor ikke ha noe tap som følge av bjørnens predasjon. Dersom disse i tillegg har fellingsavgifter på bjørn, gir bjørnen et positivt utslag for jaktinntektene. Prisforholdene mellom elgkalver og bjørner i jaktuttaket er vesentlig for grunneiernes økonomiske resultat som følge av bjørnens tilstedeværelse. Dersom prisen for en bjørn er omkring 20 ganger så mye som en felt kalv, vil reduksjonen av kalveavskytingen bli lønnsomt til fordel for uttak av bjørn (Figur 3b).

Aanesland & Holm (2003) fant at grunneierne i Østfold, Akershus og Hedmark har tapte jaktinntekter som følge av rovdyr i størrelsesorden 20-30 kroner pr hektar, noe som er 60-85 ganger mer enn det jeg fant. Dette kan i imidlertid ikke direkte sammenlignes fordi Aanesland & Holms (2003) resultater gjelder all jakt, alle store rovdyrarter, i et annet land med andre prisnivåer og er fra en situasjon der rovviltet ikke har noen jaktverdi.

Tilnærmingen der elgbestanden økes for å opprettholde jaktinntektene førte til at en bjørnebestand på 30 dyr pr 1000 km² ga en kostnad på ca 15 000 SEK årlig for grunneierne. Dette er således den rimeligste måten å forholde seg til en bjørnebestand for grunneierne ved de prisene som er brukt i denne studien. Ettersom disse beregningene baserer seg på prisene pr felt dyr, vil resultatene være følsomme for endringer i prisene. Dette vises i Figur 7b der verdien av en felt bjørn er økt mens verdien av en felt kalv er uendret. Det prisforholdet mellom kalver og bjørner i jaktuttaket som gjør det likegyldig for jaktinntektene varierer med den relative tettheten av elg og bjørn, men ser ut til at bjørnens verdi bør være omkring 20 ganger verdien av en felt kalv, eller omkring 15 000 SEK når kalvene er verdt 700 SEK. Dette prisforholdet kan man også tolke ut fra Figur 3b.

Tettheten til elgene bør imidlertid alltid vurderes opp mot områdets bæreevne for at man skal opprettholde en sunn elgbestand med god produksjon (Hjeljord & Histøl 1999; Punsvik & Storaas 2002). Dersom det blir for stor tetthet av elger vil dette kunne føre til at næringsgrunnlaget forringes for lang tid, og elgbestanden må kanskje senkes vesentlig og over lang tid for at beitegrunnlaget skal bli bedre igjen (Jerstad m. fl. 2003). Derfor er det trolig at en økning av vinterbestanden ikke vil være et godt alternativ i alle tilfeller, fordi det kan føre til at elgbestanden blir for stor i forhold til beitegrunnlaget. I tillegg har det vist seg at elgbestanders demografi er tetthetsavhengig. Dette gjelder særlig produktiviteten og kroppsstørrelsesutviklingen (se kap 4.1.). På bakgrunn av dette vil en økning i elgbestanden endre på parametrene som er brukt i vår modell og på den måten vil det reelle resultatet bli annerledes.

Beregningen av beitekostnadene som følge av en økning av elgbestanden, forutsetter en konstant kostnad pr elg ekstra i vinterbestanden. Hörnberg (2001) fant ingen signifikant sammenheng mellom elgtetthet og beiteskadenivå, men denne studien analyserte beiteskader og elgtettheter på i nasjonalt nivå, og lokale forskjeller i klima, habitatmønstre, vekstperiode og beiteplantenes dekningsgrader kan føre til at det ikke ble funnet noen sammenheng mellom elgtetthet og beiteskadenivå. Lavsund (1987) oppgir at 1 elg pr km² betydde 10 % hardt skadet furu, mens 2 elg pr km² ga 25 % beiteskadet furu, og dermed en sammenheng mellom elgtetthet og beiteskader. For de fleste beitede arter er det et generelt mønster at beiteskadenivået holder seg på et lavt og relativt konstant nivå, frem til beiterens populasjonstørrelsen fører til et brytepunkt og beiteskadene øker raskt og dramatisk (Reimoser & Gossow 1996; Hörnberg 2001). Det er trolig ingen direkte lineær sammenheng mellom antall elger i populasjonen og de kostnadene som beiteskadene fører til. Kostnadene som beiteskadene medfører er vanskelig å kvantifisere og vil også trolig ha sammenheng med skogens sammensetning. I denne studien er det brukt en minstekostnad på 250 SEK og en maksimal kostnad på 500 SEK pr elg i vinterbestanden, mens Skonhøft & Olaussen (2005) forutsatte 1500 – 2 500 norske kroner i sin studie. Verdien man velger å bruke vil ha stor innvirkning på resultatet, og det er trolig stor forskjell fra område til område. I noen tilfeller kan beiteskadene være til nytte og sees på som en inntekt for grunneiere fordi det reduserer kostnadene til ungskogpleie (Solbraa m. fl. 1986; Hänninen 1994).

Marginalkostnaden med å øke elgbestanden med en ekstra elg vil også kunne avhenge av elgtettheten. Det kan kanskje tenkes at ved lave tettheter vil marginalkostnaden være lav

ettersom det er overflod av beite og skadene har en uvesentlig betydning og ved høyere elgtettheter vil beiteskadene av en ekstra elg påvirke bestandene av beiteplantene i større grad og marginalkostnaden er høy mens det ved særdeles høye tettheter av elg vil beiteplantenes fremtidige økonomiske verdi være så redusert at beiting fra en ekstra elg ikke vil ha noen særlig økonomisk betydning for beiteplantenes verdi. Det er likevel trolig at enkelte elgbestander har rom for en økning i tetthet inntil en viss grad uten at bestandsfunksjonene endres, at beitegrunnlaget forringes eller at beitekostnaden pr elg påvirkes.

Strukturen i elgbestanden vil også kunne påvirke elgbeiteskadene ettersom kalver, kyr og okser konsumerer ulike mengder fôr (Sæther m. fl. 1992). Større andel okser og færre kalver i bestanden vil på bakgrunn av dette gi større gjennomsnittlig fôrinntak pr elg i vinterbestanden. Dette er imidlertid ikke tatt hensyn til i beregningene i denne studien og det er ikke benyttet noen tetthetsavhengig funksjon for beiteskadenes verdi.

Andelen som jaktuttaket blir redusert med grunnet bjørn (Figur 6) blir lite påvirket av endringer i elgbestandens struktur. Dette henger trolig sammen med at antall elger som kan skytes henger sterkt sammen med antall elger som blir født og at antall elger som bjørnene dreper også beregnes ut fra antall kalver som fødes. Predasjon kan også oppgis som antall elger drept pr bjørn. Dette vil også avhenge også av den relative tettheten mellom elger og bjørner (Swenson m. fl. upubl.), men vil ikke bli påvirket av antall kalver som fødes. Hva som i realiteten skjer dersom antall elger og bjørner holdes på samme nivå, mens antall kalver som fødes i elgbestanden endres, er vanskelig å si. Det kan kanskje tenkes at bjørnen dreper flere kalver når flere kalver blir født, men at andelen av de fødte kalvene som blir drept ikke blir opprettholdt.

For å redusere grunneiers tap med bjørn sammenlignet med en situasjon uten predasjon, gitt de prisene som er benyttet i denne studien, er det best å ha en elgbestand med høyest mulig kalv pr ku- og okse pr ku-forhold (Figur 4; 6 & 8; Tabell 4). Dette vil redusere risikoen grunneierne løper i forhold til om bjørn skulle dukke opp i et område hvor det ikke finnes bjørn. Bjørnen er en art som sprer seg forholdsvis sakte og vil derfor etablere seg i et område gradvis (Støen m. fl. 2006). Derfor vil man gjennom avskyting kunne endre elgbestandens struktur mens bjørnen er i ferd med å etablere seg i et område.

I de tilfellene hvor grunneiernes jaktinntekter kommer fra både arealavgift og avgift pr felt dyr (se Tabell 2), kan det tenkes at arealavgiften økes ettersom man får økt bjørnejakt samtidig som elgjakta opprettholdes. Dette er imidlertid ignorert i denne studien og ville trolig utgjort en liten effekt.

4.2.3 Optimalt jaktuttak

Det optimale jaktuttak med tanke på grunneiernes inntekt var å skyte flest mulig okser og kyr, mens ved økende antall bjørner og dermed økt predasjon var det optimalt å skyte en lavere andel av kyrne og ha en større andel kyr i vinterbestanden (Tabell 5). Grunneiernes priser på felte dyr av kalv, kyr og okser vil imidlertid påvirke dette resultatet. Dersom kalvene gis en forholdsvis større verdi enn de voksne dyrene i jaktuttaket, vil det ved et visst prisforhold trolig bli mer lønnsomt å skyte en del kalver enn å spare dem til de oppnår voksen alder. Med målsettingen om størst antall elger i jaktuttaket, er det optimalt med høyt uttak av kalver og okser og få kyr (Tabell 5). Flere andre studier som har sett på høstingsstrategier for å få størst mulig antall elger i jaktuttaket har funnet tilsvarende resultater. I en studie av hvordan ulvepredasjon påvirker den optimale høstingsstrategien fant Nilsen m. fl. (2005) og Sylvé (1995) at prinsippet om at med ønske om flest antall elger i jaktuttaket, var det optimalt med en høy andel kalver i uttaket og en hunddyr-dominert bestand, både med og uten predasjon fra ulv. Også Cederlund & Sand (1991) fant at en bestand med overvekt av hunddyr hadde en høyere produksjon og vil kunne gi et høyere jaktuttak. Sylvé (1995 & 2003) oppgir to hovedstrategier for å nå målet om et optimalt antall skutte elger. Dette var kjønnsselektivt uttak slik at andelen kyr øker i bestanden og aldersselektivt uttak med høy andel av kalver i uttaket.

Dersom en liten andel av kubestanden tas ut årlig, kan gjennomsnittsalderen øke, og man får flere gamle kyr i bestanden som er mer utsatt for naturlig dødelighet. Dette vil påvirke resultatene. Det er heller ikke lagt inn noen kobling mellom antall okser pr ku, og som nevnt i kap 4.1 kan dette påvirke bestandens produksjon.

Dersom et høyt uttak av okser fører til at gjennomsnittsalderen blant oksene i bestanden senkes, kan dette føre til endringer i bestandens produksjon (se kap 4.1.). Det vil også føre til lavere gjennomsnittsvekter og færre store gevirer blant de felte oksene, ettersom vekt- og gevirutviklingen avhenger av oksenes alder og øker frem til ca 6 års alder (Solberg m. fl.

2006b). Dette vil trolig kunne påvirke prisen som grunneierne kan kreve for hver felte okse. Det er ikke forutsatt at prisen pr felte dyr påvirkes av jaktuttaket under optimaliseringen, men dette vil kunne påvirke resultatet. Dersom eldre okser med høy kroppsvekt og store gevirer (troféverdi) er sterkt ettertraktet av jegerne, vil disse kunne ha en høy pris og det vil i stedet kunne lønne seg for grunneierne at det skytes et lavere antall okser, men at de er større og mer verdifulle. Et nokså høyt uttak av kyr slik det foreslås for å få høyest mulig inntekt (Tabell 5), vil kunne føre til lavere gjennomsnittsalder også blant kyrne (Sylvén 1995). Ettersom kyrnes størrelse og produksjon henger sammen med alderen, kan dette medføre nedsatt produksjon (Sand m. fl. 1996; Ericsson m. fl. 2001). Et annet moment er at det ikke skal skytes noen kalver og kalv pr ku forholdet i vinterbestanden skal være høyt. I praktisk jakt er det ikke ønskelig å skyte kyr som har kalv, som da vil kunne føre til at jaktuttaket av kyrne vil være de unge og uproduktive kyrne som ikke har følge av kalv. Dette kan da føre til at stort sett unge kyr og noen av de eldste kyrne som også har lavere kalveproduksjon, vil bli skutt slik Solberg m. fl. (2000) har observert i en norsk elgbestand. I et ekstremt tilfelle kan rekrutteringen til den produktive kuandelen bli for lav på grunn av at de aller fleste unge kyrne skytes. Ettersom elgbestanden er delt i tre klasser, får vi ikke frem aldersstrukturen innen klassene, noe som gjør løsningen ufullstendig.

Når jaktinntekten maksimeres, foreslår modellen å beholde en bestand på 5,9 bjørner. Dette kommer av at predasjonsraten er lik 0 når den relative tettheten av elg og bjørn lik $920/5,9$ med den funksjonen for predasjonsrate som er benyttet. Dette tilsier at det ikke er noen kostnader ved å ha bjørn opptil et antall på 5,9 pr 1 000 km². Dette er nok ingen reell situasjon ettersom det alltid vil være noe predasjon når bjørn er til stede.

Ved et visst prisforhold mellom kalver og bjørner i jaktuttaket, vil det være mer lønnsomt å ha flere bjørner og redusere jaktuttaket av elger. Dette prisforholdet vil trolig avhenge av den relative tettheten av elg og bjørn og bestandsstrukturen i vinterbestanden (jfr. Figur 3 & 4).

For grunneiere kan det antas at det er den totale inntekten fra eiendommen som er interessant. I denne studien er det satt fokus på å maksimere jaktinntektene fra elg- og bjørnejakt ved å endre strukturen for elgbestanden og antall bjørner (Tabell 5), men for de totale inntektene er det viktig å ha rett antall elg i skogen i forhold til de beiteskadekostnadene de volder, slik Wam & Hofstad (2007) har studert.

4.2.4 Jaktas verdi

Resultatene fra denne studien viser at bjørnens tilstedeværelse innebærer en kostnad for grunneierne primært som følge av reduserte jaktinntekter. Alternativt kan man bøte på dette ved å øke antall elger i vinterbestanden, men da øker også kostnadene som følge av beiteskader. Resultatet vil imidlertid avhenge av jaktprisene som grunneierne bruker eller hva kostnaden som følge av en ekstra elg i vinterbestanden innebærer. De prisene på jakt som er lagt til grunn her er valgt på bakgrunn av prisene pr felte dyr blant noen større grunneiere i Dalarna og Gävleborg (Tabell 2). Det er noe ulik praksis for prissetting av jakta, men de fleste har en arealavgift pr hektar i tillegg til avgiften pr felte dyr. Åke Granqvist (pers. medd.) fortalte at for Bergvik Skog AB skulle denne arealavgiften representere 18 SEK pr kg elgkjøtt i inntekter for grunneieren, målt i 1998-kroner, basert på fellingsstatistikk og gjennomsnittsvekter for tidligere år. Derfor er jaktas verdi for grunneierne, totalt sett, større enn det vi har oppgitt her, men vi har forutsatt at arealavgiften er upåvirket av bjørnens tilstedeværelse, altså at verdien av bjørnejakta oppveier et lavere elgjaktuttak når det gjelder arealavgiften. Prisene pr felte dyr kan regnes om til kg-priser ved å bruke de gjennomsnittsvekter som er oppgitt og ved å forutsette at arealavgiftene gjenspeiler 20 SEK pr kg får vi at kalver er verdt 29 SEK pr kg ($700/76 + 20$) og kyr og okser er verdt henholdsvis 40 ($3\,300/163 + 20$) og 43 SEK ($4\,100/182 + 20$) pr kg for grunneierne.

Dersom prisen for elgjakta for jegerne tilsvarer beregningene ovenfor med 31, 40 og 42 SEK pr kg + moms for henholdsvis kalver, kyr og okser, betyr det at jegerne har større utgifter enn inntekter ved å delta på jakt når arealavgiften medregnes ettersom kjøttverdien er 33 SEK pr kg (se Tabell 6). I tillegg kommer kostnader til utstyr og transport/reise i forbindelse med jakta som ikke er medregnet her. Det er rimelig å anta at jegere flest legger jakta en opplevelsesverdi slik at de totalt sett aksepterer at jakta medfører et økonomisk tap. Det er tidligere beregnet at rekreasjonsverdien (inkl skinn og trofé) er minst like stor som verdien av kjøttet, og det er funnet at jegerens totale betalingsvillighet var omtrent dobbelt så mye som utgiftene de allerede hadde i forbindelse med jakta (Mattson 1990a). Kjøttverdien av en felt elgkalv er i samme størrelsesorden som jegerens utgifter ved å felle en elgkalv, mens elgokser og kyr fører til nettoutgift for jegerne, selv uten at kostnader til utstyr og transport er medregnet. Å skyte en bjørn medfører imidlertid et langt større tap enn å felle noen av elgene. Indirekte viser dette at betalingsvilligheten og dermed opplevelsesverdien trolig er større for bjørnejakta enn elgjakta. Kalvens verdi for jegerne kan sammenlignes mot bjørnens ettersom

bjørnens tilstedeværelse fører til at det kan skytes færre kalver. Differansen mellom jegerens opplevelsesverdi av kalv og bjørn, antyder at jegerne aksepterer at jaktuttaket må reduseres med en del kalver mot at de kan skyte en og annen bjørn. På bakgrunn av dette kan vi ane at jegerne aksepterer at bjørnen har en høyere pris enn kalven, men hvor stor den relative verdiforskjellen er, kan vi vanskelig fastsette. Jegerens betalingsvillighet for bjørnejakt kontra elgjakt og dermed konsumentoverskuddet, kan vi ikke si noe om, for dette kan bare finnes ved å undersøke kostnadene bedre og spørreundersøkelse av jegerne om hva de maksimalt kan tenke seg å betale for elg- og bjørnejakt (Sødal 1987).

Det er vanlig med høyere elgjaktpriser i Norge, og Statskog har kg-priser på rundt 70 norske kroner, noe avhengig av dyrets alder, kjønn og vekt. En del av forskjellen kan trolig forklares ved at det er generelt noe lavere lønnsnivå i Sverige enn i Norge (www.ssb.no/lonnansatt/arkiv/tab-2004-12-09-06.html, sett 18.04.2007). Hele prisforskjellen kan nok imidlertid ikke forklares av forskjellene i lønnsnivå. Det betyr enten at elgjegerne i Sverige verdsetter jakta lavere enn de norske eller at grunneierne i Sverige ikke utnytter jaktas verdi i like stor grad som norske grunneiere gjør. Det er urimelig å anta at jegere i de to landene verdsetter jakta veldig forskjellig, og grunneierne i Sverige kan derfor trolig tjene mer på jakta ved å regulere prisene.

I denne studien er jegere og grunneiere behandlet som to separate grupper, men i realiteten er det nok en del tilfeller der grunneierne selv er jegere. Dette kompliserer bildet av de verdiene som er presentert.

4.3 Forvaltning

Rammene for forvaltningen både av elgbestanden og bjørnebestanden settes av offentlige instanser. I Sverige har de som mål å ha 100 årlige ynglinger av bjørn som vil tilsvare en bestand av ca 1 000 individer (Sveriges regjering 2000). Det er Naturvårdsverket som har det sentrale ansvaret for forvaltningen av alle pattedyr, og viltet skal forvaltes med hensyn til allmenne og enkeltinteresser slik at naturlig utbredte arter bevares i langsiktige bestander (Naturvårdsverket 2000). Länsstyrelsen i Dalarna har utarbeidet en regional forvaltningsplan for rovvilt i länet, der det settes som mål at antallet rovvilt skal være på et nivå som tillater at tradisjonell jakt skal kunne utføres og være meningsfull (Länsstyrelsen Dalarnas län 2000). Et tiltak som nevnes er at kvoten på produktive kyr kan reduseres for at elgbestandens effekt av

predasjonstrykk fra rovdyr. Det er Länsstyrelsen i de aktuelle länenene som deler ut jaktlisensene på elg og på den måten setter rammene for elgforvaltningen.

Slik det ser ut i denne studien er bjørnens tilstedeværelse en økonomisk kostnad for grunneierne i Dalarna og Gävleborgs län. Det ser også ut som om jaktas verdi for grunneierne kan ha et potensiale som ikke er utnyttet, selv om det trengs undersøkelser på jegerens betalingsvillighet for å fastsette dette. Dersom dette er tilfellet ligger mye av ansvaret for å utnytte jakta bedre økonomisk hos grunneierne selv, både med og uten bjørn. Dersom de prisforhold mellom elgkalver og bjørner likevel ikke lar seg endre i stor grad, betyr det at grunneierne er pålagt en ekstra kostnad av resten av samfunnet. Bjørnebestanden i Sverige var i 2005 ca 2 500 individer, som da ligger høyt over det nasjonale bestandsmålet (Kindberg & Swenson 2006). Hvis bjørnens tilstedeværelse utgjør en kostnad for grunneierne når jaktprisene er satt for å utnytte jakta best mulig, bør denne kostnaden reduseres ved at bjørnebestanden senkes til det nivået som er satt som mål. Et alternativ til dette er å gi grunneierne kompensasjon for tapte jaktinntekter som følge av bjørnens tilstedeværelse. Til sammenligning gis det erstatning til husdyreiere som mister husdyr på grunn av rovdyr og til samebyer (Länsstyrelsen Dalarnas län 2000; Naturvårdsverket & Sametinget 2004). På den annen side er det tidligere fastsatt at alle må tåle et visst inngrep eller ubeleilighet som følge av forekomsten av vilt (Sveriges regjering 2000). Her vil det da bli et definisjonsspørsmål hvor grensen for hvor mye hver og en må tåle skal gå.

Elgens tilstedeværelse har kostnader for samfunnet ved trafikkulykker og elgbeiteskader, inkludert nedsatt produksjon og kvalitet som fører til konsekvenser for samfunnet og ikke bare grunneierne (Ingemarson m. fl. 2005). Elg og trafikk ulykker kan føre til både materielle og menneskelige skader og på landsbasis i Sverige står trafikkskadene for ca 2/3 av kostnadene (Ingemarson m. fl. 2005). Antall ulykker avhenger blant annet med vilttetthetene (Seiler 2004). En balanse mellom vilttetthet, beiteskader og andre samfunnsmessige kostnader er viktig ved forvaltning av viltarter, og analysene til Ingemarson m. fl. (2005) viser at rådyr- og elgbestandene i Sverige bør senkes i forhold til dagens nivå for at disse viltartene skal gi en positiv økonomisk effekt for landet. Endringer av elgbestanden fører til økonomiske ringvirkninger for mange utover grunneierne i samfunnet (Henriksen & Storaas 1999; Storaas m. fl. 2001), og ved forvaltning av arter som elg bør dette vurderes sammen med de forhold som påvirker elgbestandens egenskaper.

5 Konklusjon

- Modellen ser ut til å være tilfredsstillende for å kvantifisere bjørnens innvirkning på jaktuttaket av elg.
- Slik jaktprisene er i dag, er bjørnens tilstedeværelse en kostnad for grunneierne. Hvor stor denne kostnaden er, avhenger av beregningsmetode, antall bjørner i området og elgbestandens struktur og egenskaper.
- Å øke elgbestanden er en måte å kompensere for bjørnepredasjon på. Da kan jaktinntektene opprettholdes, men elgbeitekostnadene økes. Dette er imidlertid en usikker måte og forholde seg til bjørnepredasjon, ettersom økt elgtetthet kan gå ut over beitegrunnlaget og gi endrede bestandsegenskaper, samtidig som det kan påføre samfunnet ekstra belastninger.
- Jaktprisene i Midt-Sverige kan trolig økes uten at etterspørselen etter jakt vil endres vesentlig, og det finnes derfor trolig et potensial for bedre utnytting av elg- og bjørnejakt, men bedre undersøkelser om dagens jegeres betalingsvillighet er nødvendig for å bekrefte dette og finne rammene for prissetting.
- Det vanlige prinsippet om at lav kuavskyting og stort uttak av kalver og okser gir størst jaktuttak målt i antall elger, ble også funnet i denne studien. Prinsippet påvirkes ikke av tilstedeværelsen av bjørn, men uttaksandelen for kalver må reduseres med økende tetthet av bjørner.
- Modellen mangler imidlertid en del sammenhenger mellom tettheter og strukturer som vil påvirke prisene og elgbestandens produksjon, så modellen er derfor ikke godt egnet til fullstendige løsninger for optimalt jaktuttak.
- Bestandene av elg og bjørn kan trolig forvaltes på en bedre måte både for grunneiere og samfunnet innen dagens rammer og målsetninger i Sverige, men ved forvaltning av elg og bjørn er det viktig med et bredere og mer helhetlig syn enn fokus på bare grunneiernes jaktinntekter.

6 Referanser

- Bellemain, E., Swenson, J. E., Tallmon, D., Brunberg, S. & Taberlet, P. 2005. Estimating population size of elusive animals with DNA from hunter-collected feces: Four methods for brown bears. *Conservation Biology* 19: 150-161.
- Boman, M., Kriström, B. & Mattson, L. 2000. Skogen och miljöekonomin. *Ekonomisk Debatt* 2000 (2): 159-168.
- Cederlund, G. & Wallin, K. 1998. Orsaprojektet. En slutrapport från populationsundersökningarna på älg: 47 s (In Swedish).
- Cederlund, G. N. & Sand, H. K. G. 1991. Population dynamics and yield of a moose population without predators. *Alces* 27: 31-40.
- Dahle, B., Sørensen, O. J., Wedul, H., Swenson, J. E. & Sandegren, F. 1998. The diet of brown bears in central Scandinavia: effects of access to free-ranging domestic sheep. *Wildlife Biology* 3: 147-158.
- Ericsson, G., Wallin, K., Ball, J. P. & Broberg, M. 2001. Age-related reproductive effort and senescence in free-ranging moose, *Alces Alces*. *Ecology* 82 (6): 1613-1620.
- Ginsberg, J. R. & Milner-Gulland, E. J. 1994. Sex biased harvesting and population dynamics in ungulates: implications for conservation and sustainable use. *Conservation Biology* 8: 157-166.
- Graham, K., Beckerman, A. P. & Thirgood, S. 2005. Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. *Biological Conservation* 122: 159-171.
- Gundersen, H. 2003. Vehicle collisions and wolf predation: Challenges in the management of a migrating moose population in southeast Norway. Dissertation for the degree of Doctor Scientiarum. Division of Zoology, Department of Biology, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo.
- Gundersen, H., Andreassen, H. P. & Storaas, T. 1998. Spatial and temporal correlates to Norwegian moose-train collisions. *Alces* 34: 385-394.
- Henriksen, H. & Storaas, T. 1999. Elg som økonomisk ressurs: en kunnskapsoversikt. Høgskolen i Hedmark. Rapport nr 13-1999: 39 s.
- Hjeljord, O. & Histøl, T. 1999. Sør-norske elgbeiter – varierende kvalitet, til dels nedslitte. *Elgen* 10: 73-79.
- Hänninen, P. 1994. Koll på elgskadorna genom vettig skogsvård. *Jägaren* 3: 34-35.
- Hörnberg, S. 2001. Changes in population density of moose (*Alces alces*) and damage to forests in Sweden. *Forest Ecology and management* 149: 141-151.

- Ingemarson, F., Claesson, S. & Thuresson, T. 2005. Älg- och rådjursstammarnas kostnader och värden. Preliminär Rapport: 41 s.
- Jerstad, K., Solbraa, K. & Knutsen, S. 2003. Målrettet elgforvaltning. Bedre ressursutnytting. Landbruksforlaget, Oslo: 159 s.
- Kindberg, J. & Swenson, J. 2006. Populationsberäkning av björnstammen i Sverige 2005. Rapport nummer 2006-2 från det Skandinaviska Björnprojektet till Naturvårdsverket.
- Lavsund, S. 1987. Moose relationship to forestry in Finland, Norway and Sweden. Swedish Wildlife Research, Suppl. 1: 229-244.
- Lavsund, S., Nygrén, T. & Solberg, E. J. 2003. Status of moose populations and challenges to moose management in Fennoscandia. *Alces* 39: 109-130.
- Länsstyrelsen Dalarnas län. 2000. Regional förvaltningsplan för stora rovdjur i Dalarnas län. Miljövårdsenheten. Rapport 2005:13: 68 s.
- Mattson, L. 1990a. Moose management and the economic value of hunting: Towards bioeconomic analysis. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5: 575-581.
- Mattson, L. 1990b. Hunting in Sweden: Extent, economic values and structural problems. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5: 563-573.
- Milner, J. M., Nilsen, E. B. & Andreassen, H. P. 2007. Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology* 21: 36-47.
- Mysterud, A., Coulson, T. & Stenseth, N. C. 2002. The role of males in the dynamics of ungulate populations. *Journal of Animal Ecology* 71: 907-915.
- Naturvårdsverket & Sametinget. 2004. Rovdjursersättning och inventeringar. Information från Naturvårdsverket och Sametinget: 24 s.
- Naturvårdsverket. 2000. Riktlinjer för förvaltning av vilda däggdjur och fåglar: 10 s.
- Nilsen, E. B., Pettersen, T., Gundersen, H., Milner, J. M., Mysterud, A., Solberg, E. J., Andreassen, H. P. & Stenseth, N. C. 2005. Moose harvesting strategies in the presence of wolves. *Journal of Applied Ecology* 42: 389-399.
- Nilsen, E. B., Skonhøft, A., Mysterud, A., Milner, J. M., Solberg, E. J. Andreassen, H. P. & Stenseth, N. C. manus. Interactions between ecological and economic factors in management of a spatially structured moose population. Tilgjengelig på World Wide Web: <http://www.sv.ntnu.no/iso/Anders.Skonhøft/moosespatialhjemmeside0106.pdf> (09.05.2007)
- Persson, I. L., Wikan, S., Swenson, J. E. & Mysterud, I. 2001. The diet of the brown bear *Ursus arctos* in the Pasvik Valley, northeastern Norway. *Wildlife Biology* 7: 27-37.
- 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.

- Punsvik, T. & Storaas, T. 2002. Viltet i landskapet. Lærebok og veileder i landskapsøkologi. Fagbokforlaget, Bergen: 249 s.
- Reimoser, F. & Gossow, H. 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management* 88: 81-101.
- Reimoser, F., Armstrong, H. & Suchant, R. 1999. Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. *Forest Ecology and Management* 120: 47-58.
- Sand, H., Bergström, R., Cederlund, G., Östergren, M. & Stålfelt, F. 1996. Density-dependent variation in reproduction and body mass in female moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 2: 233-245.
- Sandegren, F. & Swenson, J. 1997. Björnen – viltet, ekologin och människan. Svenska Jägareförbundet: 70 s.
- Seiler, A. 2004. Trends and spatial pattern in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10: 301-313.
- Skonhoft, A. & Olaussen, J. O. 2005. Managing migratory species that is both a value and a pest. *Land Economics* 81: 34-50.
- Skonhoft, A. 2005. The costs and benefits of a migratory species under different management schemes. *Journal of Environmental Management* 76: 167-175.
- Solberg, E. J., Loison, A., Ringsby, T. H., Sæther, B.-E. & Heim, M. 2002. Biased adult sex ratio can affect fecundity in primiparous moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 8: 117-128.
- Solberg, E. J., Loison, A., Sæther, B.-E. & Strand, O. 2000. Age-specific harvest mortality in a Norwegian moose *Alces alces* population. *Wildlife Biology* 6: 41-52.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B.-E., Nilsen, E. B., Austrheim, G. & Herfindal, I. 2006b. Elgen i Norge sett med jegerøyne. En analyse av jaktmaterialet fra overvåkingsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. NINA Rapport 125: 197 s.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linell, J., Brainerd, S., Andesen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J. & 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: 75 s.
- Solberg, E. J., Sæther, B.-E., Strand, O. & Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology* 68: 186-204.
- Solberg, K. H., Bellemain, E., Drageset, O.-M., Taberlet, P. & Swenson, J. E. 2006a. An evaluation of field and non-invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size. *Biological Conservation* 128: 158-168.
- Solbraa, K. 1998a. Hvor mye elg bør vi ha? *Skogeieren* 7: 24-26.

- Solbraa, K. 1998b. Elg og skogbruk, biologi, økonomi, beite, taksering, forvaltning. Skogbrukets Kursinstitutt.
- Solbraa, K., Sødal, D. P., Nilsen, J. A., Nordahl, O. & Kaald, P. 1986. Elgbeiteskader på furu i Nordre Østfold og Hedmark. Norsk Skogbruk 1986 (8): 37-39.
- Storaas, T., Gundersen, H., Henriksen, H. & Andreassen, H. P. 2001. The economic value of moose in Norway – a review. *Alces* 37: 97-107.
- Stubsjøen, T., Sæther, 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.
- Støen, O. G., Zedrosser, A., Sæbø, S. & Swenson, J. E. 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148: 356-364.
- Sveriges Regering. 2000. Regeringens proposition 2000/01:57. Sammanhållen rovdjurspolitik. Prop. 2000/01:57.
- Swenson, J. E., Dahle, B. & Sandegren, F. 2001. Bjørnens predasjon på elg. NINA Fagrapport 048: 22 s.
- Swenson, J. E., Dahle, B., Busk, H., Opseth, O., Johansen, T., Söderberg, A., Wallin, K. & Cederlund, G. 2007. Predation on moose calves by European brown bears. *Journal of Wildlife Management* 71: I trykk.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Söderberg, A. & Franzén, R. 1995b. Estimating the total weight of Scandinavian brown bears *Ursus arctos* from field-dressed and slaughter weights. *Wildlife Biology* 1: 177-179.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Söderberg, A., Björvall, A., Franzén, R. & Wabakken, P. 1997. Infanticide caused by hunting of male bears. *Nature* 386: 450-451.
- Swenson, J. E., Wabakken, P., Sandegren, F., Björvall, A., Franzén, R. & Söderberg, A. 1995a. 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., Wallin, K., Ericsson, G., Cederlund, G. & Sandegren, F. 1999. Effects of ear-tagging with radiotransmitters on survival of moose calves. *Journal of Wildlife Management* 63: 354-358.
- Sylvén, S. 1995. Moose harvest strategy to maximize yield value for multiple goal management – a simulation study. *Agricultural Systems* 49: 277-298.
- Sylvén, S. 2003. Management and regulated harvest of moose (*Alces alces*) in Sweden. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Sæther, B.-E., Solbraa, K., Sødal, D. P. & Hjeljord, O. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn. NINA forskningsrapport 28: 153 s.

Sæther, B.-E. & Andersen, R. 1996. Ecological correlates of regional variation in life history of moose *Alces alces*. *Ecology* 77: 1493-1500.

Sæther, B.-E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 143-149.

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., Jakobsen, K., Olstad, R., Stacy, J. & Sviland, M. 2001. Effekter av rettet avskyting på elgbestanden på Vega. NINA Fagrapport 049: 39 s.

Sæther, B.-E., Solberg, E. J., Heim, M., Stacy, J. E., Jakobsen, K. S. & Olstad, R. 2004. Offspring sex ratio in moose *Alces alces* in relation to paternal age: an experiment. *Wildlife Biology* 10: 51-57.

Sødal, D. P. 1987. Hvordan kan vi måle elgens rekreasjonsverdi? *Norsk Skogbruk* 1987 nr 2: 26-27.

Testa, J. W. 1998. Compensatory response to changes in calf survivorship: management consequences of a reproductive cost in moose. *Alces* 34: 107-115.

Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology* 79: 710-725.

Wam, H. K. & Hofstad, O. 2007. Taking timber browsing damage into account: A density dependant matrix model for the optimal harvest of moose in Scandinavia. *Ecological Economics* 62: 45-55.

Zager, P. & Beecham, J. 2006. The role of American black bears and brown bears as predators on ungulates in North America. *Ursus* 17: 95-108.

Zimmermann, B., Wabakken, P. & Dötterer, M. 2001. Human-carnivore interactions in Norway: How does the re-appearance of large carnivores affect people's attitude and fear? *Forest Snow and Landscape Research* 76: 137-153.

Aanesland, N. & Holm, O. 2003. Rovdyr og jaktinntekter. Norges landbrukshøgskole. Institutt for økonomi og ressursforvaltning. Rapport nr. 27: 37 s.

Aanesland, N. & Moberg, B. 2005. Tømmer eller elg? *Hjorteviltet* 2005: 73-79.