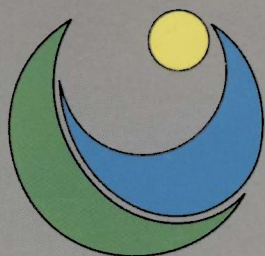


0 28

Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn

forskningsrapport

Bernt-Erik Sæther
Knut Solbraa
Dag Petter Sødal
Olav Hjeljord



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn

Bernt-Erik Sæther
Knut Solbraa
Dag Petter Sødal
Olav Hjeljord

NINAs publikasjoner

NINA utgir seks ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Notat

Serien inneholder symposie-referater, korte faglige redegjørelser, statusrapporter, prosjektskisser o.l. i hovedsak rettet mot NINAs egne ansatte eller kolleger og institusjoner som arbeider med tilsvarende emner. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

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

NINA Fakta-ark

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

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

Sæther, B-E., Solbraa, K., Sødal, D.P. & Hjeljord, O. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn - NINA forskningsrapport 28: 1-153.

Trondheim, mai 1996

ISSN 0802-3093

ISBN 82-426-0197-6

Forvaltningsområde:

Viltøkologi

Wildlife

Rettighetshaver ©:

NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Bernt Erik Sæther

Jørn Thomassen

Lill Lorch Olden

NINA, Trondheim

Design og layout:

Eva M. Schjetne

Kari Sivertsen

Alfhild M. Borgen

Tegnekontoret NINA

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

1. opplag: 1500

2. opplag: 500

3. opplag: 300

Kopiert på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Referat

Sæther, B-E., Solbraa, K., Sødal, D.P. & Hjeljord, O. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn. - NINA forskningsrapport 28: 1-153.

Forskningsprogrammet "Elg-Skog-Samfunn" ble startet i 1984 og hadde som formål å framskaffe data som skulle sikre en samfunnsmessig optimal forvaltning av elgstammen. Undersøkelsene ble foretatt en rekke steder i landet for å sikre data fra et representativt utvalg av norske elgbestander.

Vinterbeitetilbudet til norsk elg varierer svært mye, både i mengde og sammensetning. Fôr-forbruket pr dag til ei ku varierer fra ca 8 kg kvist i Gausdal til ca 16 kg i det mest gunstige området, Hobøl. Kalvene spiste ca 60% av dette. Beitetilbudet kan økes vesentlig ved tilpasset skogbruk og viltstell.

Elgens sommerbeite er undersøkt fra syd til nord i Norge. Storvokste urter og bregner synes å være de høyest prefererte beiteplantene. I takt med endring i protein-innhold utover sommeren, minker beiting på urter, mens beiting i busksjiktet tiltar. Der urter mangler, dominerer bjørk og blåbærlyng elgens fôrintak. Kvaliteten av beite avgjør elgens valg av plantedeler. Beskygging virker positivt ved å forsinke plantenes fenologi (utvikling) og muligens ved å øke bladenes vanninnhold og senke innholdet av sekundærkomponenter (smaksstoffer). Elgens valg av beiteplasser påvirkes ikke av kvantitet av viktige beiteplanter og heller ikke av jordbunnsforhold. Utover sommeren øker elgens beiting i eldre skog og på blader i buskenes øvre kronesjikt. Det synes å skje en forbedring av beite i somre med mye overskyet vær.

Beiteforholdene både om sommeren og vinteren har stor betydning for elgens kroppsstørrelse. Fravær av snødekke gir i Sør-Norge tunge kalver som blir kjønnsmodne i ung alder. I nord var beitetilbudet om sommeren bestemmende for kalvevektene.

Store variasjoner ble funnet i elgstammens produktivitet. I første rekke var dette tilknyttet variasjoner i tidspunkt for kjønnsmodning. I nord ble kyrne seinere kjønnsmodne enn i sør - selv om vekta var den samme. Dette tyder på at det eksisterer genetiske forskjeller mellom ulike norske elgstammer.

Forskjellene i produktivitet gav seg utslag i store regionale forskjeller i det optimale beskatningsstrykket. Dette innebærer at informasjon må innhentes om de enkelte elgstammer for at et riktig beskatningsopplegg skal kunne utarbeides.

Vekstraten i en norsk elgbestand kan variere sterkt i løpet av noen få år. Dette innebærer at man bør velge et beskatningsopplegg som minimaliserer effekten av slike naturlige variasjoner. Spesielt bør store endringer av strukturen i stammen unngås.

En samfunnsøkonomisk optimal elgforvaltning innebærer at nytten av elgjakten vurderes i forhold til beiteskadene ved økt bestand. Som et første trinn i dette er elgjegernes betalingsvillighet for å jakte elg undersøkt ved hjelp av den såkalte *contingent valuation method*. Gjennomsnittlig brutto betalingsvillighet var 3200 kr/år, nåværende utgifter utgjør 1800 kr/år. Dette tilsvarer en brutto verdi pr. felt gjennomsnittselg på 4650 kr, eller 36 kr/kg. Marginalverdien av å øke avskytningen med ett dyr er 1500-2000 kr.

Abstract

Sæther, B-E., Solbraa, K., Sødal, D.P. & Hjeljord, O. 1992. The final report from the project "Moose - forest - society". - NINA forskningsrapport 28: 1-153.

The research programme "Elg-Skog-Samfunn" (Moose-Forest-Society) was started in 1984. The aim was to provide data which could give an optimal management of the moose populations, from a society-based perspective. The investigations were conducted in several moose populations distributed all over Norway.

The supply of winter food shows large regional variations, both in quantity as well as quality. The resource intake of an adult cow varies from 8 kg per day in the poorest (Gausdal) to about 16 kg per day in the most favourable area (Hobøl). The calves ate on the average approximately 60% of the intake of an adult. The supply may be increased considerably by a suitable forest management.

Moose summer forage was investigated along a south-north gradient in Norway. Tall forbs and ferns appear to be the most preferred forage. Where this forage is lacking, birch and blueberry dominate the diet. Quality determines moose choice of plant parts. With change in protein content during late summer forbs decrease and browse increase in the diet. Shading improve moose forage by delaying plant phenology and possibly by reducing the content of secondary compounds. Moose selection of feeding sites is not related to density of important browse species nor soil quality. From early to late summer there is an increase in feeding in older forest and on leaves from top branches of small trees and bushes. The quality of moose summer range appear to improve during cloudy summers.

The body weight of the moose was influenced by the food supply both in summer and winter. The lack of snow cover during winter in southern Norway was associated with large weights of both calves and yearlings. In northern Norway the biomass of herb species in summer homerange, combined with the litter size, were the best predictors of calf weight. A close relationship was found between calf and yearling weight both between individuals within a population and across populations.

Large differences were found in the productivity of different Norwegian moose populations. These variations were partly related to regional differences in body weight. The age at maturity occurred earlier in populations with large yearlings. However,

delayed maturation was found in northern Norway, even when comparing similar-sized females. Thus, this indicates genetical differences in Norwegian moose.

The regional differences in productivity should be followed by large variation in the optimal hunting politics. Consequently, the management strategies of a moose population must be based on population dynamical information from the different populations.

Large annual variation was found in variables (e.g. age of maturity) assumed to be closely related to the population growth rate. This implies that a management strategy should be chosen which minimizes the effects of such an annual variability on the population fluctuations. Large emphasis should be made on avoiding large structural changes in the populations, e.g. through a very sex-biased harvest.

A socially optimal moose management policy should be based on an analyses of hunting benefits and costs of browsing damage to forest and crops with increasing population density. As a first step in this direction, the hunting value was estimated by the hunters willingness to pay (WTP) to continue hunting. The contingent valuation method was used. Mean gross WTP was 3200 NOK/year while mean yearly costs of hunting was 1800 NOK. Gross value per moose felled was 4650 NOK, and the marginal value of one extra moose harvested was 1500-2000 NOK.

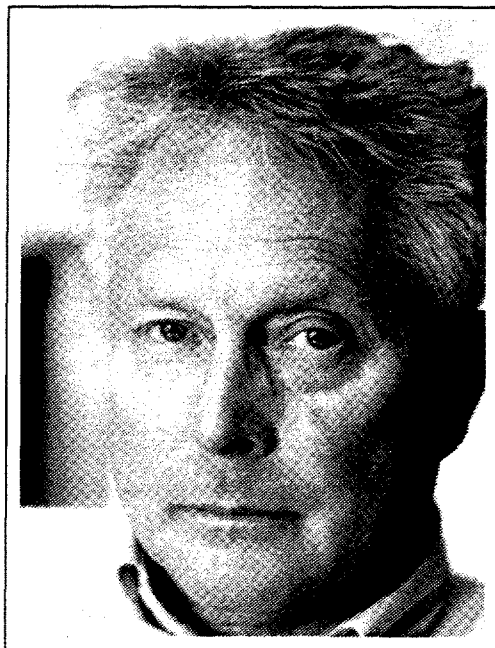
Forord

Forskningsprogrammet Elg-Skog-Samfunn (ESS) ble igangsatt i 1984. Hovedformålet med programmet var å framskaffe nødvendig kunnskap for en samfunnsmessig optimal forvaltning av elgen og dens livsmiljø. Dette innebar et tverrfaglig og tverrinstitusjonelt forskningsprogram hvor fagfolk med ulike innfallsvinkler arbeidet med samme problematikk.

Forskningsprogrammet ble delt i to faser: Fase 1 ble avsluttet i 1987 med rapportering gjennom eget hefte utgitt av Norsk Skogbruk. Fase 2 ble i alt vesentlig avsluttet i 1991 med rapportering gjennom NINA Forskningsrapport i 1992.

Et meget trist budskap nådde oss i begynnelsen av mai i 1991 Professor Svein Myrberget var gått bort. Svein Myrberget var formann i programstyret for ESS og en drivkraft innen norsk viltforskning gjennom en årrekke. Det er derfor naturlig å dedikere denne forskningsrapporten til Svein Myrberget - en av norsk viltforsknings frontfigurer gjennom alle tider.

En rekke personer har vært involvert i ESS-programmet fra starten og fram til i dag. Programstyret vil benytte anledningen til å takke alle disse sammen med en rekke institusjoner som har gjort det mulig å gjennomføre forskningsprogrammet Elg-Skog-Samfunn på en forsvarlig måte.



Minneord

Svein Myrberget 1930 - 1991

Professor Svein Myrberget døde 30. april 1991, 61 år gammel. Budskapet om Sveins bortgang ble mottatt med sorg av alle som har hatt med viltforskning å gjøre i inn- og utland. Svein Myrberget var nestoren i norsk viltforskning i dag. Han har gjennom en årrekke satt sitt markerte preg på norsk viltforskning og i sterk grad bidratt til å heve nivået innen fagområdet. Vi lærte Svein å kjenne som en meget dyktig forsker med utrolig kapasitet, men også som en nær og god venn. Savnet etter Svein Myrberget er stort og det vil bli særdeles vanskelig å erstatte ham i hans mange verv. Programstyret i Elg-Skog-Samfunn ønsker å minne Svein Myrberget og takke for en uvurdelig innsats for norsk viltforskning gjennom nærmere 40 år.

Innhold

Referat	3	4.5.8 Valg av beiteplass	36
Abstract	4	4.5.9 Forbedres beitene i somre med lite sol ?	36
Forord	5	4.6 Konklusjon	36
Minneord	6	4.7 Forvaltningsmessige konsekvenser	36
Forvaltningsmessige tilrådninger	9	5 Elgens aktivitetsbudsjett	37
1 Innledning	11	5.1 Innledning	37
1.1 Bakgrunn og formål for ESS	11	5.2 Metode	37
1.2 Organiseringen av arbeidet i ESS	12	5.3 Sesongvariasjoner i aktivitetsnivå	37
1.3 Rapportering av ESS	13	5.4 Døgnrytme	38
1.4 Takksigelser	13	5.5 Faktorer som påvirker elgens aktivitetsbudsjett om vinteren	38
2 Valg av undersøkelsesopplegg	14	6 Elgens føropptak om vinteren	39
2.1 Undersøkelsesområder	18	6.1 Innledning	39
3 Elgens valg av beiteplanter om vinteren	20	6.2 Metode	39
3.1 Hva bestemmer elgens næringsopptak?	20	6.3 Resultater	40
3.2 Valg av beitediameter	21	6.3.1 Betydningen av temperatur og snødybde	40
3.2.1 Hypoteser	21	6.3.2 Betydningen av kroppsvekt	41
3.2.2 Et modellsystem: - elgen i Gausdal Vestfjell	21	6.3.3 Betydningen av tilgjengelig biomasse av vinter beiteplanter	41
3.2.3 Elgens valg av kviststørrelse hos ulike beitearter	22	6.3.4 Betydningen av tid tilgjengelig til beiting	43
3.3 Beitebelastning i forhold til artssammensetning og tetthet av beiteplantene	24	6.3.5 Konklusjon	43
3.3.1 Eksperimentelle undersøkelser	24	7 Vandringer og etableringsmønster	44
3.3.2 Metode	24	7.1 Innledning	44
3.3.3 Resultater	24	7.2 Metode	44
3.4 Diskusjon og sammendrag	26	7.3 Vandringerens omfang	44
4 Elgens sommerbeite	27	7.4 Vandringer i forhold til kjønn	50
4.1 Innledning	27	7.5 Betydningen av snøforholdene for trekkets omfang	50
4.2 Metoder	28	7.6 Etableringsmønster	50
4.3 Feltsjiktet gir viktig sommerbeite	28	7.7 Diskusjon	55
4.4 Hvilke arter er viktigst ?	29	7.8 Forvaltningsmessige konsekvenser	57
4.5 Elgens beitemønster i Østfold	31	8 Faktorer som bestemmer kroppsvekt	57
4.5.1 Bladvev	31	8.1 Innledning	57
4.5.2 Skogtyper	32	8.2 Faktorer som bestemmer variasjoner i kroppsvekt innen en bestand	58
4.5.3 Beite- og vegetasjonsmasse	33	8.2.1 Metode	59
4.5.4 Beite i forhold til næringskvalitet	34	8.2.2 Variasjoner i kalvevekter hos Tromselgen	59
4.5.5 Valg av skogtype	34	8.2.3 Variasjoner i åringsvekt til Tromselgen	62
4.5.6 Valg av kronesjikt	35	8.2.4 Vektvariasjoner i Åsnes	63
4.5.7 Valg av plantearter	35	8.2.5 Regionale vektvariasjoner	64
		8.3 Diskusjon	66
		8.3.1 Kalvingstidspunkt	66
		8.3.2 Variasjoner i kalvevekter	66
		8.3.3 Variasjoner i åringsvekt	67
		8.3.4 Variasjoner i vekt: klima eller tetthet?	68

9 Tidspunkt for kjønnsmodning	68	13.3 Resultater og diskusjon	97
9.1 Innledning.....	68	13.3.1 Beskrivelse av elgjakta for gjennomsnitts- jegeren.....	97
9.2 Metode.....	68	13.3.2 Betalingsvillighet og konsumentoverskudd.....	98
9.3 Resultater.....	68	13.3.3 Ja/nei som spørsmålsform.....	98
9.4 Diskusjon.....	70	13.3.4 Faktorer som forklarer betalingsvilligheten.....	102
9.5 Forvaltningsmessige konsekvenser.....	70	13.3.5 Totalverdien av elgstammen og marginal- verdien av en elg.....	103
10 Geografisk variasjon i livshistoriemønster	71	13.4 Diskusjon av feilkilder i verdsettings- metoden (CVM)	103
10.1 Innledning.....	71	13.5 Er betalingsvillighetstall til å stole på? Sammen- likning med noen eksempler på virkelige priser på elgjakt	104
10.2 Hvorfor varierer tidspunkt for kjønnsmodning geografisk?.....	71	13.6 Konklusjon	104
10.3 Materiale og metode.....	72	14 Beskatningsmodeller	105
10.4 Resultater.....	72	14.1 Innledning.....	105
10.4.1 Tidspunkt for kjønnsmodning i forhold til kroppsvekt.....	72	14.2 Analyser av en forenklet elgmodell.....	105
10.4.2 Kostnader knyttet til tidlig kjønnsmodning.....	74	14.3 En simuleringsmodell av en ressursbegrenset elgbestand.....	109
10.4.3 Variasjoner i dødelighet.....	75	14.3.1 Innledning.....	109
10.5 Diskusjon.....	76	14.3.2 Oppbygging av simuleringsmodellen.....	110
10.6 Forvaltningsmessige konsekvenser.....	77	14.3.3 Simuleringer.....	111
11 Økologisk bæreevne og økonomisk optimal elgbestand	78	14.4 Forvaltningsmessige konsekvenser.....	118
11.1 Innledning.....	78	15 Videre forskningsbehov	119
11.1 Den biologiske muligheten til å produsere elg.....	78	15.1 Effekten av skeive kjønnsforhold.....	119
11.2 Kostnadene som elgstammen skaper.....	78	15.2 Geografisk variasjon i elgens reproduksjons- mønster.....	119
11.3 Inntektene som elgstammen skaper.....	81	15.3 Valg av leveområder.....	119
11.4 En modell for beregning av optimal elgtetthet.....	82	15.4 Modellering av effekten av ulike former for usikkerhet for valg av avskytningpolitikk.....	119
11.5 Sammenlikning av kostnader og inntekter som inntreffer til ulike tidspunkter.....	83	15.5 Beiteproduksjon og beiteutnyttelse.....	119
12 Elgbeite på trær og busker	85	16 Litteratur	120
12.1 Elgens vinterbeite.....	85	Vedlegg	
12.2 Beiteproduksjon.....	85	Appendiks	
12.3 Beiteutnyttelse.....	88		
12.4 Elgens vinterdiett.....	88		
12.5 Bæreevne for elg.....	89		
12.6 Skogbruk og beiteproduksjon - viltstell.....	90		
12.7 Beiteskader på skog.....	93		
12.8 Konklusjon.....	95		
13 Elgjaktens økonomiske verdi	96		
13.1 Innledning.....	96		
13.2 Metode og materiale.....	96		
13.2.1 Valg av metode og litt om teorien.....	96		
13.2.2 Hypoteser om hva som bidrar til jaktens verdi.....	96		
13.2.3 Spørreskjemaet - et springende punkt.....	96		
13.2.4 Utvalg og svar.....	97		

Forvaltningsmessige tilrådninger

Forutsetninger

Produktiviteten til de norske elgstammer viser stor variasjon. Årsaken til dette er

- * forskjellig avskytningsopplegg som har endret alderssammensetning og kjønnsforhold i stammene
- * geografisk variasjon i økologiske forhold, og
- * (sannsynligvis) genetiske forskjeller

Dette gjør at en avskytningspolitikk som er riktig for en bestand, kan være svært uheldig for en bestand et annet sted i landet.

Våre undersøkelser viser en ubetydelig naturlig avgang av elg, spesielt i sørnorske elgbestander. Selv på svært dårlige vinterbeiter overlevde kalvene svært bra. Jakta representerer derfor den viktigste bestandsregulerende faktoren for norske elgbestander. Den har stor innvirkning på de demografiske forholdene i stammen.

Elgstammen har et stort vekstpotensiale og mangler effektive reguleringsmekanismer selv ved relativt høye tettheter. Dette gjør at tallet for bestanden bør settes lavere enn bæreevnen for elg i terrenget. På den måten vil en unngå at feilvurderinger kan få langsigtede uheldige konsekvenser.

Tall for beiteproduksjon på trær og busker antyder at overgangen til bestandsskogbruket, med hogstflate og ungskog, kan ha doblet produksjonen av vinterbeite. Ved tilpasset skogskjøtsel og viltstell økes bæreevnen mellom fem og ti ganger i forhold til uskjøttet skog, der furu utgjør en betydelig andel av stående masse. Det er derfor store muligheter til å påvirke bæreevnen med tilpasset skogskjøtsel og viltstell.

Elgstammens størrelse må også ses i sammenheng med andre samfunnsinteresser. En stor elgbestand kan gi økt sjanse for påkjørsler med tog og bil, økte skader på jord-, skog- og hagebruk og kan også påvirke sammensetningen og dynamikken i de boreale økosystemene.

Målsetning

En elgstamme kan forvaltes ut fra minst 4 forskjellige målsetninger, nemlig

- * maksimalisering av antall skutte dyr totalt eller av trofè-kategori
- * maksimalisering, innenfor en ramme av akseptable beiteskader, av kjøttuttaket fra jakta
- * størst mulig økonomisk avkastning av elgstammen
- * opprettholdelse av de naturlige populasjonsdynamiske og populasjonsgenetiske prosesser i elgbestanden.

Maksimalisering av uttak må i praksis skje slik at skadene holdes innenfor akseptable rammer, enten det gjelder antall dyr eller kjøttuttak. Med en fornuftig valg av forvaltningspolitikk vil det kunne være mulig langt på vei å nå alle disse målsetningene.

Elgen og naturgrunlaget

Valget av målsetning vil ha innflytelse på valg av beskatningsopplegg.

Det viktigste virkemidlet for å oppnå den ønskete målsetning vil være en kontrollert bestandsutvikling. Dette kan bare oppnås gjennom at endringer i stammens sammensetning skjer gradvis.

Våre simuleringer viser at det kan ta flere år fra en hendelse (f.eks. en snøfattig vinter) inntreffer og til man ser hele effekten av denne på antall dyr i stammen. Med det store apparatet som er involvert i forvaltning og utøvelsen av elgjakt innebærer dette at man lett kan komme på etterskudd dersom man venter for lenge med å øke eller minske beskatningstrykket. Spesielt bør man følge balansen mellom beitetilbud og bestandsstørrelse svært nøye. Våre resultater viser at ei ku trenger mer enn 1.4 tonn kvist gjennom en 4 måneders beiteperiode vinters tid. Konsekvensene for beiteressursene av en underestimert av bestandene kan derfor bli store. Kombinert med bestandsovervåkning må det derfor – spesielt i vinterbeiteområder med mye trekkelg- gjennomføres regelmessige beitetakseringer, fortrinnsvis etter deler av den metodikk som er anvendt i ESS. Dette kan gjøres som et ledd i skogbruksplanleggingen.

Når elgen beiter på trær og busker uten verdi som tømmerprodukt (vier oi) bør elgtettheten likevel holdes noe lavere enn den biologiske bæreevnen. Elgen har et stort reproduksjonspotensiale og mangler mekanismer som regulerer tettheten ved overbeiting. Det er derfor nødvendig å holde stammen litt under bæreevnen for å unngå at underbeskatning i en periode skal gi langvarig reduksjon av beiteproduksjonen.

Ved beiting på kommersielle treslag, som furu, er det nødvendig å ligge tilsvarende under den økonomisk optimale elgtettheten vintertid. Dette gir litt å gå på, for eksempel i snørike vintre.

Tilrådingar

Beskatningsopplegg

Det viktigste virkemidlet for å nå den ønskede målsetning er en stabil og kontrollert bestandsutvikling.

Variasjoner i beskatningstrykket bør skje gjennom endringer i bestandsstørrelsen og bare i begrenset grad mot endring av strukturen i stammen.

Det virkemidlet som gir størst øyeblikkelig effekt er dreining av kjønns- og alders-sammensetning i stammen. For å kunne skape en kontrollert bestandsutvikling - som er grunnlaget for et hvert vellykket beskatningsopplegg - bør kraftige endringer i beskatningsopplegg (som f.eks. en rask dreining av kjønnsforholdet) bare benyttes i de tilfeller hvor bestandsutviklingen kan følges nøye. Slike skifter vil medføre at det blir vanskelig å estimere viktige bestandsparametre. Dermed vil vi ha svært begrenset mulighet for å forutsi den videre bestandsutviklingen.

Våre simuleringer viser at en beskatning som skyter i størst mulig grad tvers gjennom stammen uansett kjønn og alder er en god måte å oppnå en stabil bestandsutvikling.

To element er sentrale ved utarbeidingen av en avskyttingsplan for en litt større elgstamme med riktig tetthet:

1. Beskatningstrykket baseres på en analyse av produktiviteten i stammen. For norske elgstammer vil dette uttaket ligge på fra 16 til 35 % av dyrene i stammen før jakt.
2. Dette uttaket fordeles mellom ulike kjønn- og alders-grupper ut fra de biologiske forhold i stammen. Våre simuleringer viser at i de fleste tilfellene bør det være mellom 12 og 16 % voksne (> 2 1/2 år) kyr og 45-60 % kalv og ungdyr i avskytningen for å sikre en mest mulig stabil bestandsutvikling.

Kalveskyting er et nødvendig bestandsregulerende virkemiddel

I mange områder ønsker man av flere årsaker å beskatte åring framfor kalv. Dette bør ikke overdrives av to årsaker:

1. En ensidig beskatning av åringene gjør at man ikke har mulighet til å kompensere for en feilslått jakt eller feilvurderinger i bestandsforholdene året etter. Dette gjør at man da kan få store års-

variasjoner i antallet dyr som rekrutteres til stammen, med påfølgende destabiliserende effekter på alders-strukturen.

2. Forskjellen i størrelse mellom åringer og voksne kyr er ofte liten slik at en intens jakt på åringer medfører en kraftig beskatning av åringsoksene, som relativt sikkert kan identifiseres ut fra gevirene. Dette medfører at få okser blir rekruttert til stammen. Ekstra problematisk blir denne effekten ved at beskatningen blir lavest på kyrne i de årene hvor dyrene er størst. F.eks. var det etter de snøfrie vintrene på Østlandet stor overlapp i størrelse mellom åringer og voksne. Dette medførte at lav beskatning på åring-kyrnetopp de årene hvor den burde vært hardest.

Viltstell

Skjøtsel av skog og viltstelltiltak i beiteområdene avgjør i stor grad hvor mange elger vi kan ha. Sommerbeite finnes i vesentlig grad på hogstflater, i ung skog og i glissene eldre bestand. Frodig urtevegetasjon, unge løvtrær, busker og lyng er viktige grupper av beiteplanter i den snøbare delen av året. Gode beiter må ikke sprøytes med herbicider, rydding av vier, rogn, lavlandsbjørk og andre beiteplanter må unngås så langt dette er mulig, og det bør brukes sterke tynninger og lange omløpstider på viktige lyngbeiter.

Vinterbeite i ung og eldre skog sikres ved å holde en optimal tetthet av beiteplanter i ungsbogen. For furu vil dette si rundt 600 planter pr. dekar. Naturlig foryngelse, eventuelt med markberedning, vil som regel gi størst plantetetthet. Tidlig tynning hindrer at de nederste greinene dør på grunn av liten lystigang. Ved halvannen meters høyde kappes de to øverste toppskuddene på overfløydige planter. Løvtrær kan stå enda tettere og kappes på samme måten for maksimal skuddproduksjon i beitehøyde. Høyere løvtrær og gammel vier kappes nesten ned til bakken for å produsere rot- eller stubbeskudd.

Tynning og sluttavirkning i furu og løvskog gjøres vinterstid, og trærne bør ligge til elgen har beitet bar og kvist. Sluttavirkning i furu kan gi rikelig med beite for en elg gjennom hele vinteren på ett dekar. Gjødsling to til tre år før hogst kan øke barmengden med minst 50 prosent. Ved flatelydding etter hogst settes igjen så mange beiteproduserende planter som mulig. Frøtrær tas først ut når gjenveksten er oppe i 3 til 4 meters høyde og ikke lenger kan ødelegges av elg. Kantsoner, forsumpete partier og mindre myrer med stor kvistproduksjon spares mot inngrep. Kraftledningsgater og andre arealer som ikke kan brukes til skogproduksjon, eller har lav produksjonsevne for tømmer, gjødsles og stelles for størst mulig beiteproduksjon.

Ved riktig bruk av slike tiltak på mindre eiendommer kan beitingen dirigeres til deler av beiteområdene og til planter hvor skaden er

minst mulig. Planmessig viltstell over større arealer vil dessuten gi grunnlag for en betydelig økning av elgtettheten og dermed større avkastning av elgstammen. Ved planlegging av slike tiltak over større arealer uten akutte skadeproblemer, må man imidlertid også vurdere mulige negative effekter for andre brukerinteresser og generelt naturvern-hensyn.

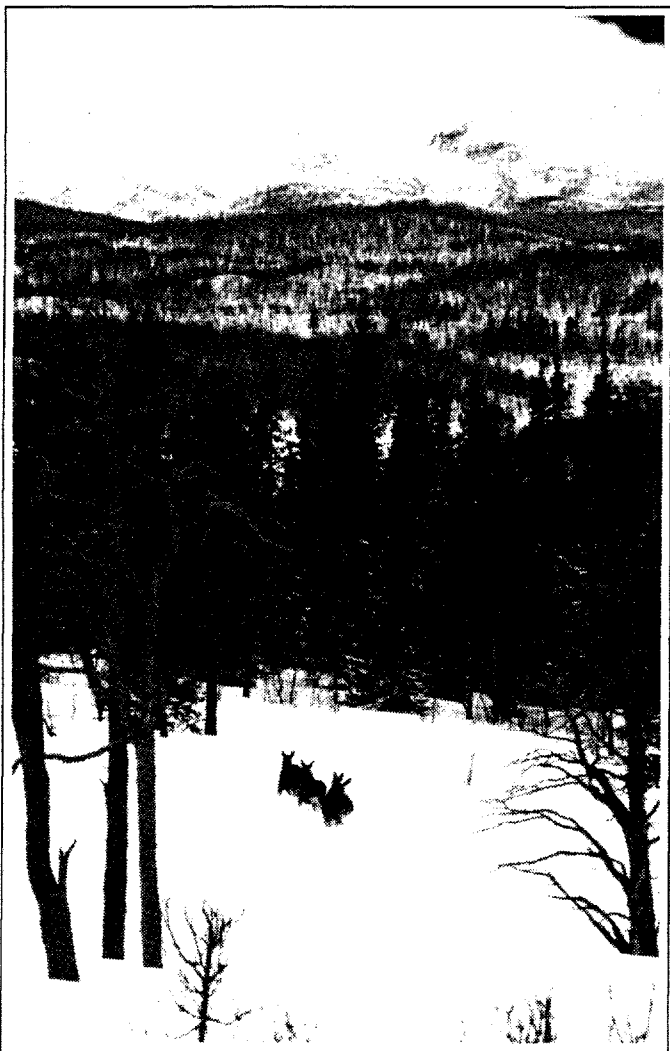


Foto: Arne J. Gravem

1 Innledning

Fra begynnelsen av 1970-årene har elgstammen i Norge økt kraftig og i dag ligger førstehåndsverdien av årlig avskyting på over 200 millioner kroner. Økt elgbestand er imidlertid ikke bare til glede. Årlig rapporteres om store skader på innmark og i skog. Antall elg påkjørt av tog og bil har også økt som følge av både større elgbestand og trafikk.

Den økende elgbestanden setter større krav til forvaltningen av elgressurene, en forvaltning som ikke bare må ta hensyn til elgen som viltressurs, men også til andre brukergrupper av elgens habitat, i.e. jord- og skogbruksinteresser, ulike former for større naturinngrep, friluftinteresser og hensynet til andre dyr og planter.

På den tida da elgstammen begynte å øke dramatisk, var kunnskapen om elgens biologi for dårlig til å drive en dynamisk forvaltning av arten. Det begynte også å bli økende forståelse for å se på elgen som ressurs i videre forstand enn tidligere. Ressursøkonomiske betraktninger viste at skog og skogsdrift sammen med endel andre samfunnsmessige forhold var viktige elementer i en hensiktsmessig forvaltning av elgstammene.

Denne mer helhetlige tenkningen var grunnlaget for etableringen av forskningsprogrammet Elg-Skog-Samfunn (ESS) i 1984. Programmet ble planlagt i to faser. Fase 1, med tidsramme på tre år, skulle i første rekke bygge opp nødvendig basiskunnskap og kompetanse, samt utvikle metodikk. Fase 2, med tidsramme på fire år, har videreført erfaringer og resultater fra Fase 1 og satt disse inn en forvaltningsmessig sammenheng. Elg-Skog-Samfunn har i hovedsak nådd de mål og intensjoner som ble satt for forskningsprogrammet, og avdekket nye problemområder det er viktig å videreføre i framtida.

1.1 Bakgrunn og formål for ESS

Programmet ble initiert av Samarbeidsutvalget Skog-Vilt under ledelse av tidligere skogdirektør Hans Kristian Seip. Samarbeidsutvalget er senere nedlagt. NLVF-rapporten "Elgen: Viten i dag - framtidige forskningsbehov" skrevet av Kjell Kippe, var basis for utarbeidelsen av programmet. Formålet med ESS var å skaffe nødvendig kunnskap for å sikre en samfunnsmessig optimal forvaltning av elgen og dens livsmiljø. I Fase 1 ble programmet delt i fire prosjekter (se også Myrberget 1987):

Prosjekt A: Beiteøkologi, habitatvalg og populasjonsdynamikk hos elg. Samspillet mellom elgens populasjonsdynamikk og dens levetilstand var sentralt i prosjekt A. Overvåkingen av radio-

merkede elger har gitt viktig informasjon om elgbestandenes produktivitet og sammensetning, om bruken av terrengtype, beitevalg og trekkforhold. Særlig viktig var det å få fram hvordan miljøfaktorer som skog og snøforhold påvirker kalveproduksjon og dermed endringer i elgbestanden.

Prosjekt B: Beitetaksering, vekselvirkningen elg-vegetasjon. Sentralt her var utviklingen av en metode for å kunne beregne hvor stor produksjon av elgbeite et område har, elgens utnyttelse av dette og hvilke påvirkning elgbeitingen har på vegetasjonen. Skaderegistrering er også tillagt stor vekt, særlig skader på økonomisk viktige treslag.

Prosjekt C: Ressursøkonomiske vurderinger av forholdet elg-landbruk. På skadesida ble det utviklet modell for beregning av skader fra elgen på landbruket, på skog og innmark. Videre er det gjennomført en betalingsvillighetsundersøkelse av elgens nytteverdi i form av jaktutbytte og rekreasjon.

Prosjekt D: Forsøk med sikte på å endre elgens utnyttelse av skog og beiteplanter. Det ble her gjort forsøk med ulik skjøtsel av vegetasjon for å påvirke produksjon av elgbeite og elgens utnyttelse av vegetasjonen under ulike naturgitte forhold.

I Fase 2 ble arbeidet konsentrert om videreføring av resultatene fra prosjektene A og D, Fase 1. Det ble lagt spesiell vekt på å framskaffe data som skulle gi en forståelse for sammenhengen mellom elgens populasjonsdynamikk og ulike miljøfaktorer. Disse dataene er i sin tur benyttet i bestandsmodeller for å forstå hvordan ulike bekatningsformer påvirker veksten i ulike typer elgbestander.

1.2 Organiseringen av arbeidet i ESS

Elg-Skog-Samfunn har vært et samarbeidsprogram mellom Norsk institutt for naturforskning (NINA), Norsk institutt for skogforskning (NISK) og to institutter ved Norges Landbrukskøleskole; Institutt for biologi og naturforvaltning og Institutt for skogøkonomi.

Opprinnelig ble fem studieområder valgt ut til ESS-programmet. Grunnet manglende fullfinansiering måtte imidlertid studieområdet i Trøndelag utgå, og feltarbeidet er følgelig i all hovedsak utført i fire områder (**tabell 1.1**).

I Østfold ble studiene konsentrert til områdene Hobøl, Spydeberg og Våler, i Hedmark til deler av Åsnes og Våler, i Oppland til Gausdal og i Troms til Bardu og Målselv (se også **figur 2.1**).

Prosjekt A har i Østfold vært ledet av første amanuensis Olav Hjeljord ved Institutt for naturforvaltning, NLH. I de tre andre studieområdene i Oppland, Hedmark og Troms har arbeidet vært ledet av seniorforsker Bernt-Erik Sæther ved NINA. Dette arbeidet er foretatt i nært samarbeid med forsker Reidar Andersen og ingeniørene Arne J. Gravem og Morten Heim som har vært sentrale i planlegging og gjennomføring av feltarbeid, gjennomføring av merkingene og organisering av databasen. Fra prosjektstarten i 1984 og fram til NINAs opprettelse 1. september 1988 var arbeidet lagt inn under Direktoratet for vilt- og ferskvannsfisk, DVF, til høsten 1985 og Direktoratet for naturforvaltning (DN) fra 1985.

Prosjekt B og D er i det vesentlige utført i Østfold og Hedmark og har vært ledet av forskningssjef Knut Solbraa ved NISK.

Prosjekt C er også utført i Østfold og Hedmark og har vært ledet av første amanuensis Rolf Sæther ved Institutt for skogøkonomi, NLH. Stipendiat Dag Petter Sødal ved samme institutt har imid-

Tabell 1.1. Studieområder og prosjektledere i forskningsprogrammet *Elg-Skog-Samfunn*. - Study areas and project leaders in the "Elg-Skog-Samfunn" - research programme.

Prosjektleder Project leader	Prosjekt Project	Område - Area			
		Troms	Oppland	Østfold	Hedmark
Olav Hjeljord	A			X	
Bernt-Erik Sæther	A	X	X		X
Knut Solbraa	B/D			X	X
Rolf Sæther/ Dag Petter Sødal	C			X	

lertid utført det meste av arbeidet og har de siste årene også vært prosjektleder.

Hovedfinansieringskilden har gjennom hele programmet vært Direktoratet for naturforvaltning. Store bevilgninger er også kommet fra NLVF. Videre bevilget Skogbrukets Utviklingsfond endel midler til fullføring av Fase 1, Norges Skogeierforbund og Det norske Skogselskap har bevilget midler til trykking av endel opplysningsmateriell på grunnlag av resultater fra ESS. En vesentlig egeninnsats er dessuten bidratt fra de samarbeidende institusjonene.

Programstyret, oppnevnt av Samarbeidsutvalget Skog-Vilt, har bestått av de fire (fem) prosjektlederne nevnt tidligere, daværende viltforvalter i Østfold Vidar Holthe (fram til 1989), og viltkonsulent Øystein Overrein (fra 1989). Formann var opprinnelig forsknings-sjef Torkill Løvli ved DN, men han ble erstattet av professor Svein Myrberget i 1985. Rådgiver Jørn Thomassen har fra 1985 vært sekretær for programstyret.

1.3 Rapportering av ESS

Rapporteringen av Elg-Skog-Samfunn skjer på flere plan. Foruten en rekke progresjonsrapporter, årsmeldinger etc. har det skjedd en utstrakt vitenskapelig publisering. ESS har også vært grunnlaget for tre doktorgrader (Reidar Andersen, Dag Petter Sødal og Helga Vivås) samt flere hovedfagsoppgaver. Forskningsprogrammet har imidlertid hatt en klar anvendt profil, og Fase 1 ble publisert gjennom en artikkelserie i tidsskriftet Norsk Skogbruk i 1986 som seinere er samlet i ett hefte: Elgen og skogbruket (Myrberget 1987). For Fase 2 gjenstår mye av den vitenskapelige publiseringen, mens denne forskningsrapporten fra NINA rapporterer forskningsprogrammet til oppdragsgiver og bidragsytere.

1.4 Takksigelser

Elg-Skog-Samfunn har i norsk målestokk vært et stort viltbiologisk forskningsprogram og en rekke personer og institusjoner har bidratt til at programmet har latt seg gjennomføre. Først og fremst ligger det en betydelig feltinnsats bak arbeidet.

Norsk institutt for naturforskning (NINA) vil spesielt takke Egil Øen som har vært ansvarlig for immobiliseringsarbeidet, og som har vært en avgjørende forutsetning for at prosjektet har kunnet lykkes. Jan Erik Andersen, Jan Bekken, Karl Johan Kjæreng, Erling Ness, Tore Rødbergshagen, Ove Svartaas og Harry Svartaas takkes for hjelp med feltarbeidet.

Institutt for naturforvaltning, NLH, vil takke: Even Knutsen, Helge B. Pedersen, Nils Høvik, Tor Fjesme og John Gunnar Dokk.

Institutt for skogøkonomi, NLH, vil takke: Ståle Navrud, Birger Solberg og alle kolleger og andre som har bidratt til arbeidet, og spesielt alle de 1500 jegere som har besvart spørreskjemaet vårt!

Norsk institutt for skogforskning (NISK) vil takke: Jan A. Nilsen, Ole Nordahl, Petter Kaald og Svein Grønvold.

2 Valg av undersøkelsesopplegg

Norge er et land med store geografiske variasjoner. For elgen gir denne variasjonen seg to utslag. For det første viste undersøkelser av forskjellige elgstammer (Sæther og Haagenrud 1983, 1985a) store regionale forskjeller i produksjonsevnen. Disse var først og fremst knyttet til variasjoner i tidspunkt for kjønnsmodning. Hos noen bestander ble kyrne tidlig kjønnsmodne og begynte så å produsere tvillinger i ung alder. I andre bestander med sein kjønnsmodning var kyrnes produksjonsevne langt lavere.

Den andre hovedforskjellen mellom ulike norske elgbestander er omfanget av sesongvandringene. I mange deler av landet sprer elgen seg ut over et stort område i den snøløse del av året for så å konsentreres til bestemte områder om vinteren. Beitebelastningen i disse vinterbeiteområdene kan da bli svært høy og medføre skader spesielt på furua. I andre områder mangler disse utpregete sesongvandringene.

Disse regionale variasjonene i elgbestandenenes egenskaper gjør at det blir vanskelig å overføre data fra den ene bestanden til den andre. I "Elg-skog-samfunn" valgte vi derfor å arbeide intensivt med populasjonsdynamikken i fire forskjellige områder (figur 2.1). Disse ble antatt å representere en stor del av spennvidden i de norske elgbestandene. Samtidig ble mindre omfattende forstlige og elgbiologiske data også samlet inn fra en rekke andre norske områder (figur 2.1) som en kontroll på overførbareheten av resultatene fra de intensivt undersøkte bestandene.

En gjennomføring av målsetningen om "å framskaffe data for en samfunnsmessig optimal forvaltning" innebærer at et felles vurderingskriterium må benyttes på elgen og de samfunnsinteresser som den berører. En vurdering av de økonomiske konsekvenser for skogbruket av elgbeiting må derfor inneholde en kostnadsside i form av en tapt virkesproduksjon p.g.a. elgbeiting og en inntekts-side som omfatter det økonomiske utbyttet av den elgstammen som har påført skadene.

En beregning av elgstammens verdi innebærer at anslag av beite-skadene økonomiske betydning ikke bare kan gjøres på grunnlag av reint skjønn. Som et ledd i ESS-programmet første fase ble det derfor utarbeidet takst- og beregningsmetoder for slike skader (Solbraa et al. 1987 a, b). Disse anslagene er ikke bare basert på den direkte skaden som elgen gjør på de for skogbruket kommersielt utnyttbare treslagene. Nyttens som elgen gjør ved å fjerne uønsket vegetasjon blir også vurdert. Sammen med denne skadetaksten, kan det også samles inn data til å beregne produksjonen av beite i om-

rådet. Denne taksten gir derfor et godt grunnlag sammen med populasjonsdynamiske parametre for å beregne elgbestandens økonomiske og økologiske bæreevne.

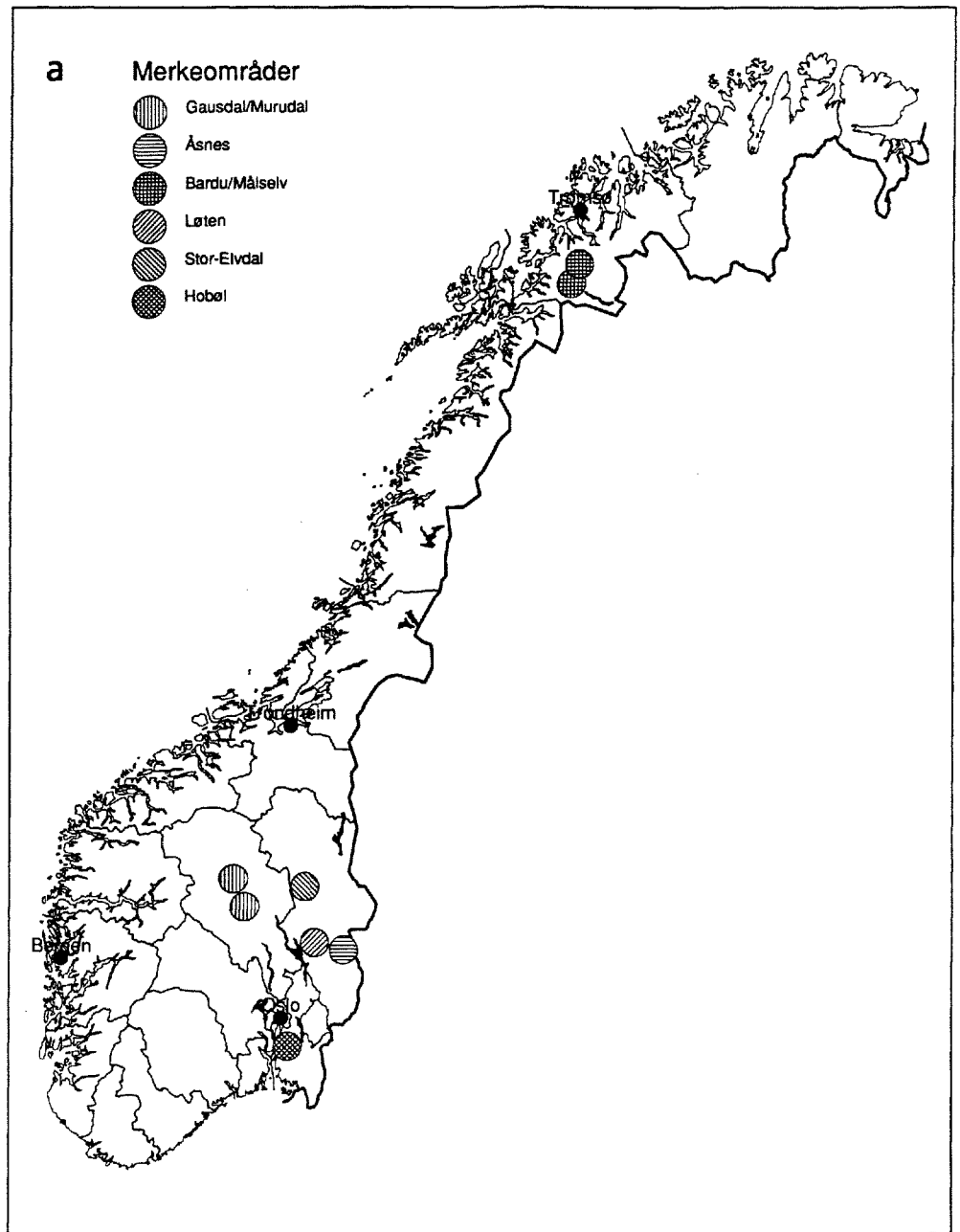
Rekrutteringsraten (antall kalver født per voksen ku) er den populasjonsdynamiske parameteren som er viktigst i beregningen av bæreevnen for elg i et område. I en bestand hvor denne er høy kan man ha samme avkastning med mindre antall dyr enn i et område hvor produktiviteten er lav. I Skandinavia, hvor predasjon fra store rovdyr i dag har liten populasjonsdynamisk betydning, vil kyrnes produksjonsevne stå i nøye sammenheng med de faktorer som påvirker beitetilgangen. Utbyttet av elgstammen vil derfor avhenge av hvordan elgens leveområder forvaltes.

I forhold til andre hjortedyr som hjort og rein er slik kunnskap vanskelig å framskaffe hos elg. Dette skyldes at elgen lever lenge og har evnen til produsere tvillingkalv. Høy produksjonsevne på bestemte alderstrinn kan mer enn oppveies ved lavere kalveproduksjon på andre tidspunkt i livet. Dersom f.eks. tidlig start av reproduksjon innebærer en kostnad i form av manglende evne til å produsere tvillingkalv seinere livet, kan tidspunkt for kjønnsmodning være en dårlig indikator på kuas produksjonsevne. Undersøkelser av norsk elg på 60- og 70-tallet kunne imidlertid ikke demonstrere slike kostnader av en tidlig start av kalveproduksjon (Sæther og Haagenrud 1983, 1985a). Tvertimot tydet dette materialet på at tidlig kjønnsmodning var viktig for å oppnå en høy produksjonsevne. **En forståelse av de faktorer som bestemmer elgkuas tidspunkt for kjønnsmodning** har derfor vært et sentralt spørsmål i de elgbiologiske undersøkelsene av ESS.

Et annet kjennetegn på elgen i forhold til de andre hjortedyr er at en finner svært store individuelle variasjoner innen en bestand. En stor del av denne variasjonen er knyttet til forskjeller i alder og størrelse (Sæther 1987, Sæther og Haagenrud 1983, 1985a,b). Kunnskap om de faktorer som bestemmer elgens vekt kan derfor være viktig for en forståelse av populasjonsdynamikken. Siden kjøttverdien av elgjakta er avhengig av vekta på dyret, vil slik kunnskap også være viktig i vurderinger av områdets bæreevne.

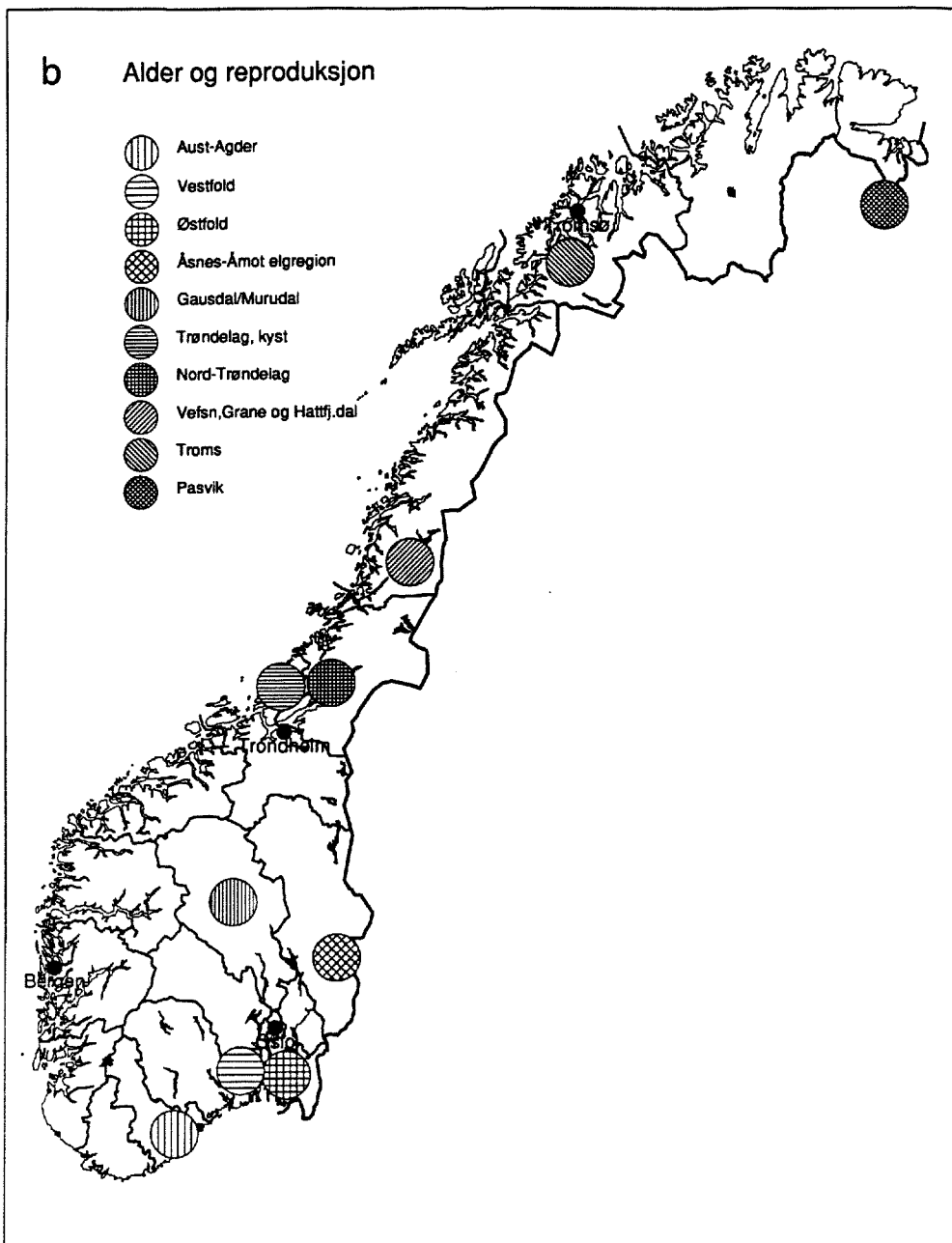
For å avdekke de faktorer som påvirker tidspunkt for kjønnsmodning valgte man å foreta en sammenligning mellom individer med kjent alder. Elgens skjulte levesett gjør at slik kunnskap bare kan innhentes gjennom en oppfølging av radiomerkete dyr. Denne teknikken muliggjør en effektiv datainnsamling på tidspunkt som en selv kan bestemme, relativt uavhengig av dyrets oppførsel.

Ved å benytte radiotelemetri kunne man også få informasjon om hvor store områder en elgstamme benytter i løpet av året. (Sæther og Andersen 1985).



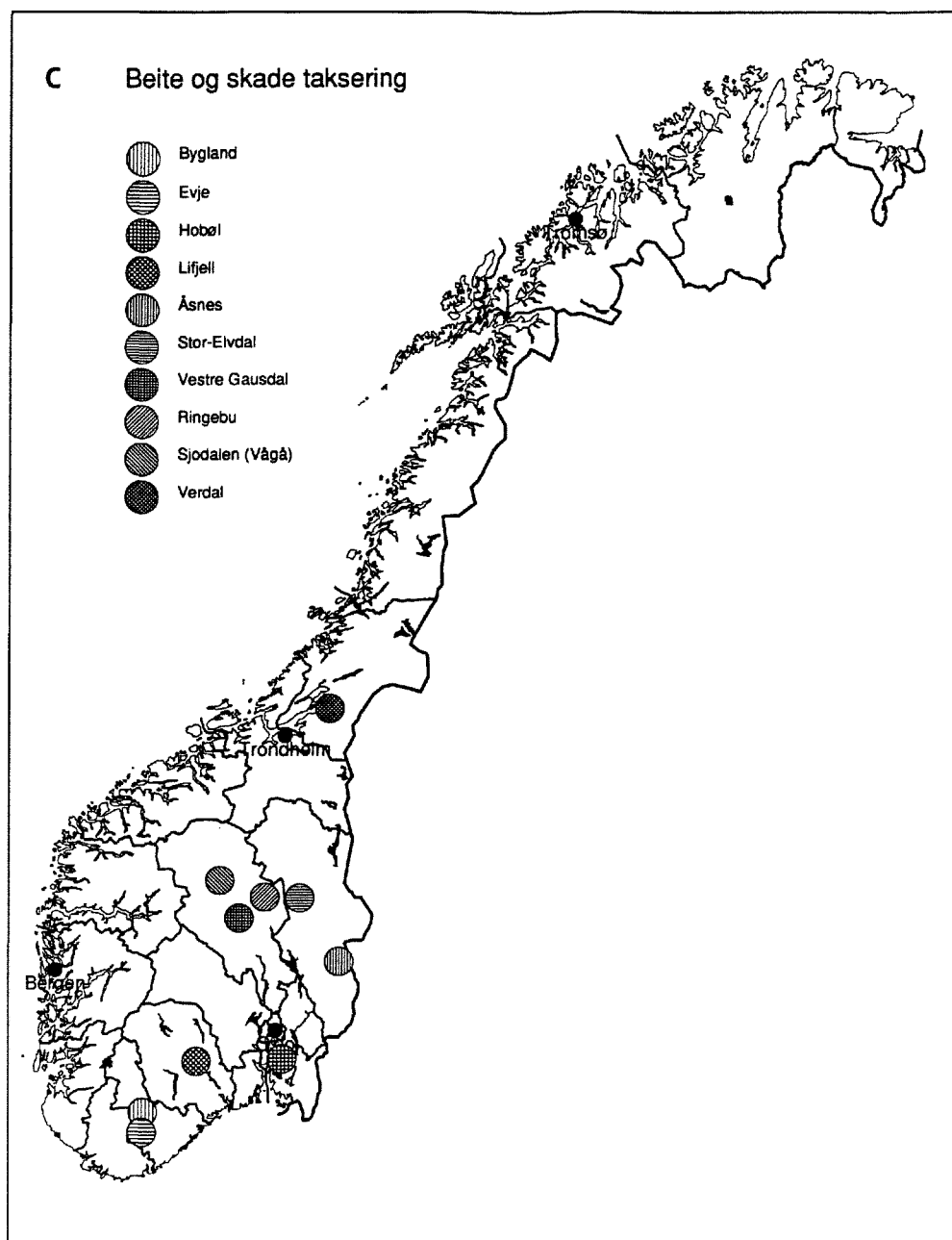
Figur 2.1

Områder hvor data fra radiomerket elg er benyttet (a), bestander hvor data og populasjonsdynamiske parametre er foretatt basert på analyse av kjeve (b), og reproduksjonsorganer og områder hvor beite- og skadetaksering er foretatt (c). - Areas where data from radiocollared moose are used in the present study (a), populations where life history data are collected based on analyses of mandibles and reproductive traits (b), and areas where surveys of forest production and browsing damage are conducted (c).



Figur 2.1

Forts.



Figur 2.1
Forts.

Følgende krav måtte settes til merkemethodikken for å kunne oppfylle målsetningen med prosjektet (Sæther et al. 1987a):

1. Sjansen for å skade et dyr under merkingen måtte være svært lav. Ved siden av de dyrevernmessige hensyn ville dette også medføre at dataene som ble samlet inn ikke var representative for et vanlig dyr.
2. P.g.a. sendernes begrensede levetid måtte muligheten for å merke et dyr innenfor gitte økonomiske rammer være god.

For å oppnå denne målsetningen valgte vi å gjennomføre merkingen ved hjelp av helikopter. Følgende årsaker lå til grunn for dette valg av metodikk:

- (a) Minimal stressing av dyrene under merking. Muligheten for raske forflytninger hindrer langvarige forstyrrelser av dyr i samme område.
- (b) Dyr kan plukkes ut etter på forhånd valgte kriterier, f.eks. kjønn og alder. Tidligere merkete dyr kan lett lokaliseres ved hjelp av peiling fra lufta og deretter remerkes.
- (c) Relativt lave merkeutgifter pr. merket dyr p.g.a. høy effektivitet ved at lange perioder i felt unngås.

Disse fordelene ved helikoptermerking ble oppnådd ved å benytte et lite helikopter (Hughes 500D eller Ecureuil). En vesentlig årsak til den lave sjansen for å skade et dyr under merking var at det ble benyttet et gevær med trykkluft som drivkilde (Injecta). Anslagsenergien var relativt lav slik at dyret ikke kunne bli skadet av feil treffpunkt. Merkeutstyr og prosedyrene som er fulgt, er sammenfattet av Sæther et al. (1987 a) og vil bli beskrevet i detalj av Øen (upublisert).

Etter at eigen var bedøvd, ble den forsynt med et nummerert plasthalsbånd med en radiosender av type Televilt TXD-25 innebygd. Hver enkelt enkelt elg ble utstyrt med en egen frekvens på 142.0-142,5 mHz-båndet. Disse senderne har en forventet levetid på 4-5 år. Ved hjelp av en bærbar mottaker kunne dyrene lokaliseres. Dette utstyret kunne også benyttes til peilinger fra fly fordi senderne kunne, under gode forhold, ha en rekkevidde på opp til 2 mil.

Kalvenes sendere var konstruert på en annen måte, fordi halsen ikke var ferdig utvokst ved merking. Kulkalvene fikk påsatt et ekspanderende halsbånd hvor omkretsen ble regulert av tyngden av senderen som var fritt opphengt i antennen under halsen. Disse senderne hadde maks levetid på 2 år. På oksekalkene ble det benyttet en liten øresender (Televilt TXT-25) som bare unntaksvis hadde en levetid opp til ett år. Rekkevidden var også langt kortere enn på de andre senderne. Datainnsamlingen ble derfor konsentrert om kyrne. Videre ble det lagt stor vekt på merke kalver til allerede radiomerkete kyr.

Totalt ble det merket 253 dyr som et ledd i merkeprogrammet i ESS

(tabell 2.1). Av dette ble 36 dyr merket i Hobøl, 44 i Gausdal-Murudalen, 68 i Åsnes og 105 i Indre Troms. Disse dyrene fordelte seg på 102 kulkalver, 43 oksekalkver, 9 åringskyr, 6 åringsokser, 17 eldre (> 1 1/2 år) okser og 76 eldre kyr. Størstedelen av ny-merkingene ble foretatt i årene 1985-87. Det er imidlertid viktig å understreke at antallet merkinger er større enn det framgår i tabell 2.1 fordi remerkinger utgjorde en større andel av merkingene de siste årene.

Tabell 2.1 Antall nye dyr merket med radiosender i hvert av de fire merkeområdene gjennom undersøkelsesperioden fordelt på kjønn og alder. - The number of new animals radio-collared per year in the four study areas in relation to sex and age.

Område	År	Okser		Kyr		Totalt			
		Kalv	Åring	Voksen	Kalv		Åring	Voksen	
Østfold	1985	3	-	1	4	1	12	21	
	1986	3	-	2	4	-	6	15	
	Åsnes	1985	2	-	2	2	-	5	13
		1986	4	-	-	4	-	-	8
		1987	1	2	2	10	-	10	25
		1988	2	-	-	7	1	5	15
Gausdal	1989	1	1	-	1	-	-	3	
	1990	2	-	-	2	-	-	4	
	Troms	1984	2	-	2	3	2	7	16
		1985	4	1	3	6	1	10	25
		1986	-	-	-	2	1	-	3
		1984	-	1	1	3	-	10	15
1985	1	1	-	6	1	5	14		
1986	4	-	-	10	-	-	14		
1987	3	-	-	6	1	-	10		
1988	3	-	1	5	1	3	13		
1989	3	-	2	8	-	3	16		
1990	5	-	1	8	-	-	14		
1991	-	-	-	9	-	-	9		
Sum								217	

2.1 Undersøkelsesområder

Elgbestander med radiomerking

Den elgbiologiske delen av "Elg-skog-samfunn" foregikk i fire forskjellige områder i 1985 og 1986: Hobøl i Østfold, Gausdal Vestfjell i Oppland, Åsnes i Hedmark og Bardu-Målselv i Troms. P.g.a. nedskjæringer i bevilgningene ble dette arbeidet i de etterfølgende årene konsentrert til Åsnes og Bardu-Målselv.

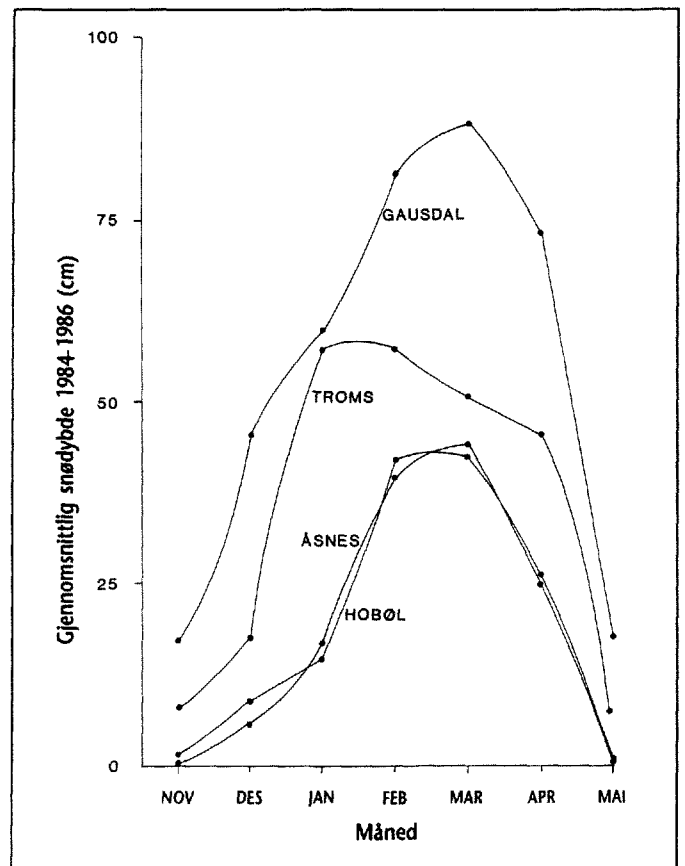
Grunnlaget for valget av undersøkelsesområder var at de samlet skulle representere en stor del av den spennvidden som en finner blant norske elgbestander. Samtidig måtte, på grunn av økonomiske hensyn, muligheten til å merke elg fra lufta ved hjelp av helikopter, være tilstede.

Hobøl representerer et lavlandsområde på Østlandet. Området er karakterisert av en relativt småkupert topografi. Dominerende treslag er gran på middels og høy bonitet, og furu på magrere mark. Hogstflatene vokser raskt til med bjørk iblandet rogn, osp og vier. Det er også betydelig innslag av vier i eldre skog på middels og lav bonitet. Klimaet er kontinentalt, men noe påvirket av Oslofjorden. Elgen i området ble antatt å være relativt stasjonær.

Åsnes ble valgt for å representere elgbestandene i de store skogsområdene i det indre av Østlandet. Området er dominert av store sammenhengende furuområder, men også en del gran. Spesielt i tidlige suksesjonsstadier forekommer bjørka vanlig. Tettheten av elg i Åsnes kommune var svært høy på begynnelsen av 80-tallet. I tillegg medførte et tilsig av trekk-elg en stor beitebelastning på foryngelsesflatene av furu i kommunen. En kraftig økning av avskytingen ble derfor foretatt på midten av 80-tallet.

Elgstammen i **Gausdal Vestfjell** ble valgt ut for å karakterisere en situasjon med kraftig nedbeiting av beitene. Området består av subalpin bjørkeskog som ved starten av undersøkelsesperioden var svært hardt beitet. Klimaet er kontinentalt. Snødybden oversteg som regel 1 m, og snøen var som regel av svært løs konsistens.

På samme måte som Åsnes og Gausdal Vestfjell ble **Bardu-Måselvdalen** benyttet som vinteroppholdssted for trekkelg. Vinterbeitene var imidlertid langt mer variert sammensatt enn i de to andre områdene. Den viktigste vinterbeitingen skjer i skogen langs de store elvene, hvor vier, rogn, hegg og osp er viktige beiteplanter. Bjørk og furu forekommer også relativt hyppig. Området har en svært variert topografi med høye fjell gjennomskåret av dype daler. Produksjonen i feltsjiktet kan lokalt være svært høy.



Figur 2.2

Gjennomsnittlig snødybde i perioden november-mai i hver av studieområdene årene 1984-86. - The mean snow depth during the period November-May in the different study areas in the years 1984-86.

3 Valg av beiteplanter om vinteren

3.1 Hva bestemmer elgens næringsopptak?

To sider ved fødetilgangen er viktig for en dyrearts bestandsutvikling. For det første er det viktig hvordan dyrets næringsopptak påvirkes av endret næringstilbud. Dette bestemmer i sin tur hvor mye mat som vil være tilgjengelig for dyret eller dets etterkommere. Undersøkelser av en rekke dyrearter har vist at sammenhengen mellom opptak av føde og næringstilbud ofte er svært komplisert.

Den andre faktoren er hvor godt dyret er i stand til å utnytte den inntatte næringen. Dette vil bestemme dyrets sjanse til å overleve og til å produsere avkom.

Hos store planteetere blir disse sammenhengene spesielt kompliserte. Dette skyldes først og fremst at store klauvdyr har utviklet kompliserte fysiologiske prosesser for å kunne overleve på en diett som består utelukkende av planteføde. Flere undersøkelser av slike dyr (se oversikter i Van Soest 1982 og Robbins 1983) har demonstrert at næringsvalget er avhengig av

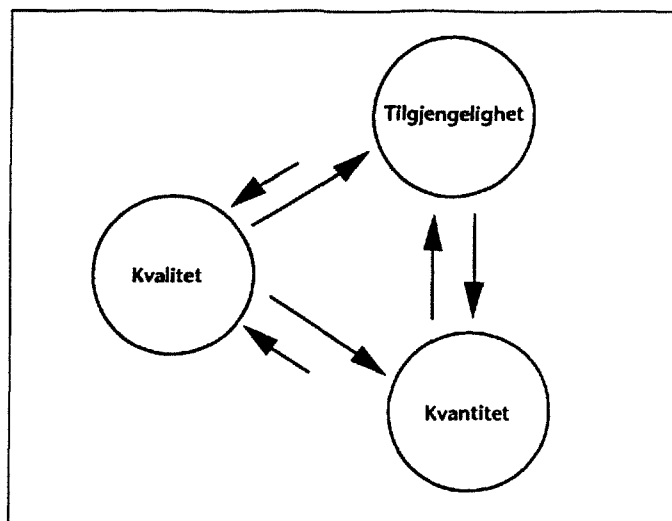
- * mengden mat til stede
- * kvaliteten (ofte uttrykt ved fordøybarheten av beiteplantene) og
- * dyrenes adgang til føderessursene.

Denne samspillet mellom dyrene og plantene er ennå ikke forstått i detalj, og vil ofte variere fra den ene situasjonen til den andre. Dette gjelder spesielt sammenhengen mellom fødetilgang og næringsopptak. Et generelt trekk er imidlertid at fôrøptaket øker proporsjonalt med biomassen av beiteplantene opp til et visst nivå for deretter å holde seg relativt konstant (Robbins 1983).

Beiteplantenes kvalitet er også med på å bestemme fôrøptaket. En viktig side ved fôrøptaket er hvor stor del av inntatt fôr en planteeter kan utnytte, det vi kaller fordøyeligheten. Fôr med høyt innhold av fiber, dvs. cellulose og lignin, fordøyes langsomt og blir dermed liggende lenge i vomma. Konsekvensen blir at vomma blokkeres for videre fôrinntak slik at tiden for effektiv næringssøk går ned.

Imidlertid er ikke klauvdyras fôrøptak bare avhengig av beiteplantenes tetthet og kvalitet. Spesielt ved våre breddegrader vil snøforholdene om vinteren kunne redusere hjortedyrenes muligheter til å utnytte de tilgjengelige beiteressursene.

En skjematisk oppfatning av elgens fødenisje om vinteren (figur 3.1) vil ut fra dette være at den kan beskrives som en funksjon av tre va-



Figur 3.1

Skjematisk framstilling av elgens fødenisje. Lengden av pilene graderer den sannsynlige relative styrken av de ulike sammenhengene. - Schematic presentation of the factors that determine the food niche of the moose during winter. The length of the arrows represent the assumed relative importance of the different factors.

riabler: **kvantitet, kvalitet og tilgjengelighet**. For å forstå elgens beitemønster og i sin tur hvordan dette påvirker energibudsjettet, må man derfor forstå forholdet mellom disse tre faktorene. F.eks. kan det teoretisk tenkes at kvalitet og kvantitet kan oppfattes komplementært, nemlig at redusert fødetilgang til et visst nivå kan oppveies med øket fordøyelighet.

Konsekvensen av disse sammenhengene er at elgens fôrøptak om vinteren vil være avhengig både av beiteressursenes sammensetning og deres fordeling i terrenget. Dette innebærer at dersom to identisk like dyr plasseres i forskjellig miljø er sannsynligheten derfor svært høy for at fôrøptaket, og dermed disse elgenes innvirkning på beitegrunnet, blir ulikt. For å forstå sammenhengen mellom næringstilgang og elgens bestandsveksling må man kjenne til hvordan de ulike egenskapene til beiteplantene påvirker elgens beitemønster.

I forskningsprogrammet "Elg-skog-samfunn" har vi undersøkt elgens beitemønster i fire forskjellige områder med svært forskjellig beitetilbud for på den måten å forsøke å forstå prinsippene bak elgens beitesøk. Siden vinteren i svært mange områder bestemmer både hvor mange dyr som overlever og hvor store skogskadene blir, har vi i dette programmet lagt spesiell vekt på undersøkelser på denne årstiden.

3.2 Valg av beitediameter

Hver eneste dag vinteren igjennom spiser en elg flere tusen kvister. Flere tusen ganger må den bestemme seg for hvor store kvister den skal velge. Dette valget spiller en avgjørende betydning for elgens energi-budsjett fordi kvistens egenskaper endrer seg raskt som en funksjon av tykkelsen (Bergström og Danell 1987). Velger elgen en stor klipp-diameter, vil den få et stort inntak av biomasse. Lang tid vil imidlertid gå med til å fordøye kvisten fordi fiberinnholdet øker raskt med tykkelsen. Velger derimot elgen bare små kvister, vil den raskt kunne ekstrahere de nødvendige næringsforbindelsene, men vil til gjengjeld måtte klippe et svært høyt antall kvist for å oppnå den nødvendige mengde fôr.

En forståelse av de faktorer som påvirker elgens valg av klippdiameter vil derfor være viktig for å kunne forutsi hvilke forhold i miljøet som påvirker elgens beiteuttak.

3.2.1 Hypoteser

Plantekarakter-hypotesen

Mange beiteplanter har utviklet flere egenskaper som kan forhindre beiting av herbivore pattedyr (se oversikt i Crawley 1983). Det kan her dreie seg om fysiske hindringer som torner eller tykk bark, kjemiske forsvarsmekanismer etc. En kan derfor tenke seg at elgen gjennom flere tusen år har lært seg hvordan den best skal utnytte de ulike beiteartene. En konsekvens av denne hypotesen vil da være at beitediameteren av de ulike beiteplantene skal variere lite selv om tilgangen varierer sterkt.

Energimaksimaliseringshypotesen

Optimal furasjeringsteori er et relativt nytt begreps-apparat som er utviklet i løpet av de siste 25-årene for å forstå dyrs beiteadferd. Disse teoriene er basert på at evolusjonen gjennom det naturlige utvalg vil bringe videre de egenskapene ved dyret som gjør det i stand til å søke næring på den mest mulig effektive måte. Dette innebærer at dyret i en gitt situasjon vil maksimale sitt netto energi-inntak. En konsekvens av denne typen hypoteser vil være at beitemønsteret vil variere i forhold til ytre miljøbetingelser som f.eks. beitetilbudets størrelse og sammensetning. Videre vil en ut fra en modell som korrekt beskriver dyrets beiteadferd kunne forutsi hvordan beitemønsteret til en elg endrer seg som en funksjon av beitetilbudet.

3.2.2 Modellsystem - elgen i Gausdal Vestfjell

Holdbarheten av disse betraktningene ble undersøkt ved en analyse av elgens valg av klippdiameter i Gausdal Vestfjell. Dette er om-

råder hvor beiteene på midten av 1980-tallet var svært nedslitte. Likevel valgte elgen å beite på kvist som var mindre enn den største kvisten som elgen av og til beitet - sannsynligvis den maksimale kviststørrelsen som den kunne utnytte. Dette ledet da til en tilsynelatende paradoksal situasjon, hvor en relativt høy andel av beiteressursene ikke ble utnyttet.

For bedre å forstå mekanismene bak et slikt valg av klipp-diameter valgte vi (Vivås et al. 1991) å konstruere en modell over elgens beiting om vinteren. Gausdal Vestfjell er et velegnet studie-område for en slik tilnæringsmåte fordi beitet i området består nesten utelukkende av en art (bjørk) som er relativt homogent fordelt i terrenget. Dette gjør at man slipper å ta hensyn til kompliserende faktorer som valg av beiteart og effekter av klumpvis fordeling av fôden i terrenget.

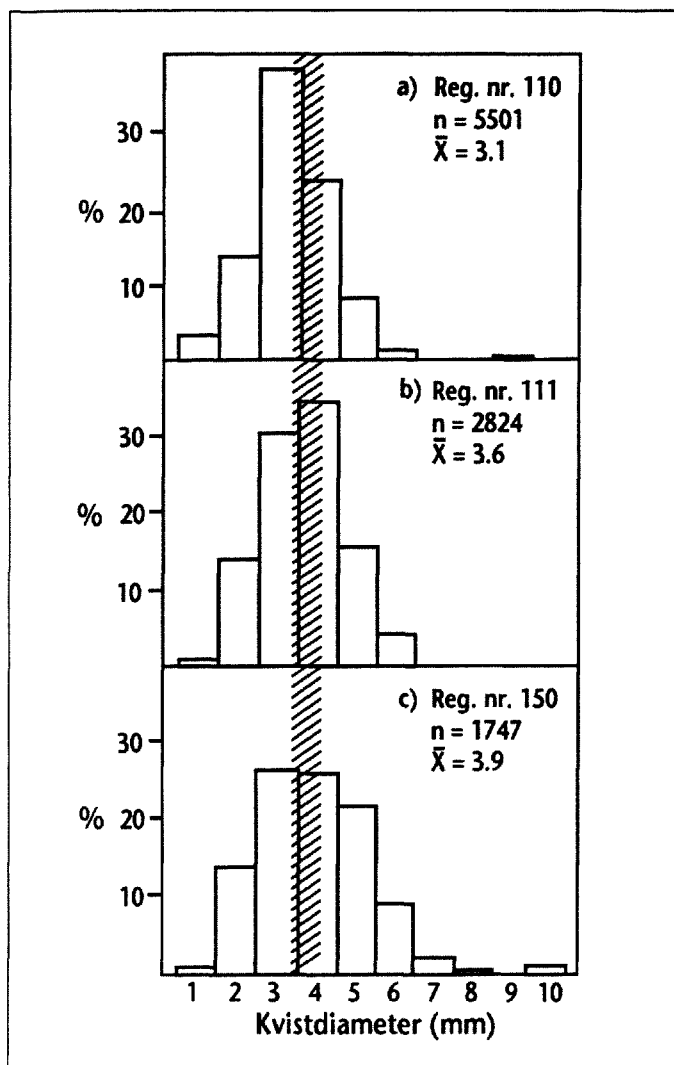
Modellen over elgens beitevalg kan forenklet tenkes oppbygd av to komponenter: energi-inntaket og tidsforbruket. Energi-inntaket er modellert som en funksjon av klippdiameteren. Tiden som benyttes for å ekstrahere de tilgjengelige næringsstoffene består av to komponenter. Den første komponenten er klipp-hastigheten mens den andre komponenten består av tiden det tar å fordøye den inntatte kvistmassen. Ved å maksimale energi inntatt per tidsenhet som en funksjon av klippdiameteren, ble den kviststørrelsen som gav størst netto energi-utbytte beregnet. Dette er den **optimale klippdiameteren** som elgen i Gausdal skulle velge. For detaljer i beregningene og valg av parameterverdier, se Vivås et al. (1991).

Analysene av denne modellen (med parameter-verdier antatt å være realistiske for situasjonen i Gausdal Vestfjell på midten av 1980-tallet) gav to viktige resultater. For det første forutsa modellen at en elg som tok sikte på å maksimale sitt netto energi-inntak skulle velge en klippdiameter **mindre** enn den maksimale kviststørrelsen den potensielt kunne utnytte. For det andre avvek ikke fordelingen av klippdiameter beregnet ut fra modellen for en optimal elg vesentlig fra fordelingen av klippdiameter som ble funnet hos beitende dyr i området (**figur 3.2**). Dette viser at modellen var i stand til relativt realistisk å beskrive viktige egenskaper ved elgens beiting i området.

Vi kan derfor benytte denne modellen til å undersøke effekten på valg av kviststørrelse av å endre på ulike parametre i modellen. På den måten kan vi ved hjelp av datamaskinen identifisere hvilke egenskaper ved beiteressursene som elgen er mest følsom ovenfor når den skal velge kvist å beite på.

Disse simuleringene gav følgende resultater:

1. Valg av kviststørrelse var svært følsom overfor hvordan kvistens egenskaper endret seg som en funksjon av størrelsen. Dersom



Figur 3.2
 Fordelingen av klippdiameter valgt av tre kyr i Gausdal Vestfjell. Det skraverte feltet beskriver det intervallet av kviststørrelser som en optimalt beitende elg skal velge. n=antallet kvist som ble målt. - The distribution of clip diameters chosen by three individuals in Gausdal Vestfjell. The hatched area represents the interval of twig sizes predicted by the optimal foraging model (see text). n=number of twigs.

- f.eks. fordøyeligheten avtar raskt med økende diameter, skal mindre kvister velges enn når den varierer lite med kviststørrelsen.
2. Dersom tettheten av kvist, og dermed klipp-hastigheten, øker skal en elg velge **mindre** kviststørrelser. Med andre ord skulle en optimal elg bli mer selektiv når beitetilbudet øker.

Disse resultatene viste at elgens utnyttelse av beiteressursene både er avhengig av kvistens egenskaper og hvordan beiteressursene er fordelt i terrenget. Grov kvist skal beites når fordøyeligheten av beiteplanten er høy og hvor egenskapene endrer seg lite med økende diameter. Videre skal en elg som ønsker å maksimere sitt netto energi-inntak velge kvist av høyere kvalitet (mindre kviststørrelser) når tettheten av beiteplanter er høy enn når den er lav. Disse modelleringene gir oss m.a.o. en mulighet til å forutsi hvordan elgens beitemønster endrer seg når beiteforholdene endrer seg. Disse resultatene vil vi seinere benytte i modelleringen av sammenhengen mellom elgbestand og beitetilbud (**kapittel 14**).

3.2.3 Elgens valg av kviststørrelse hos ulike beitearter

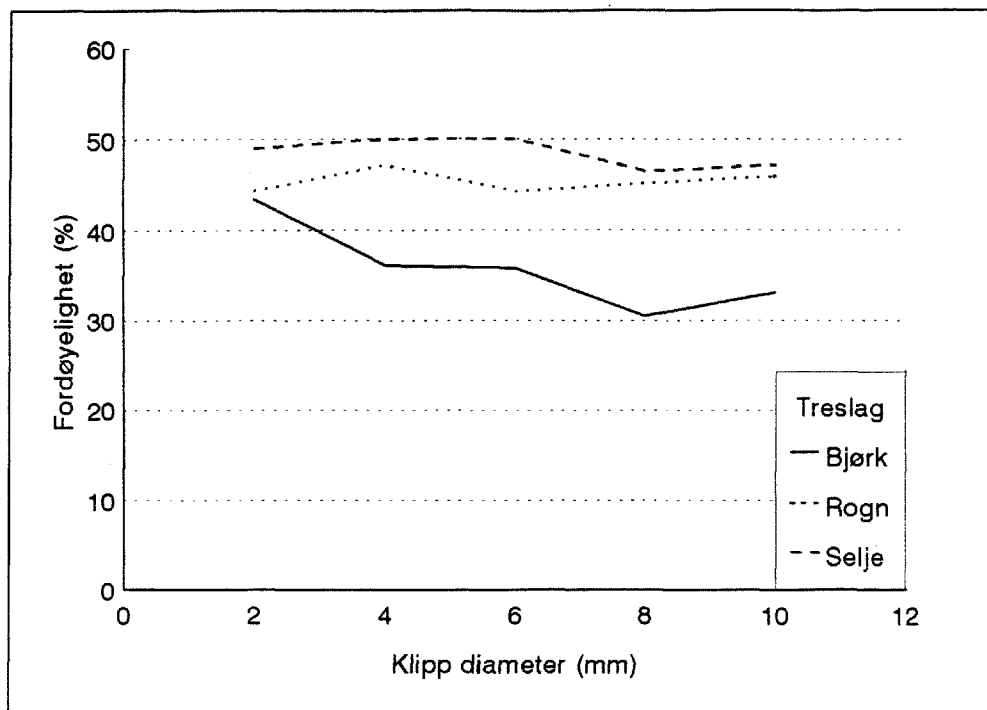
Metodikk

For å undersøke elgens valg av kviststørrelse fulgte vi sporene av radiomerkete dyr i hvert av de fire undersøkelsesområdene. Langs tilfeldig valgte strekninger av lengde ca. 200 m målte vi ved hjelp av skyvelær, diameteren på alle klipp som dyret hadde beitet. Dette gjentok vi til vi hadde registrert minst 400 målte klipp pr dyr. I tillegg samlet vi inn tilfeldig utvalgte kvist av de ulike beiteplantene. Disse ble brukt til å analysere hvordan fordøyeligheten varierte i forhold til kviststørrelsen for de ulike beiteartene i hvert av studieområdene. I disse fordøyelighets-analysene ble det brukt vomsaft av sau, som gav oss mål for *in vitro*-fordøyelighet. Med fordøyeligheten mener vi andelen av den opprinnelige biomassen kvist som er fjernet i løpet av fordøyelsesprosessen (Robbins 1983). Ut fra sammenhengen mellom *in vitro* og *in vivo*-fordøyelighet hos elg (Hjeljord et al. 1982, Hjeljord 1987) ble disse verdiene korrigert. Det gjør at vi i det følgende opererer med verdier som sannsynligvis er relativt representative for elgens evne til å fordøye kvist.

Resultater

I **figur 3.3** er fordøyeligheten framstilt som en funksjon av kviststørrelsen for de ulike vinterbeiteplantene i hver av de fire undersøkelsesområdene. Denne framstillingen viser bl.a. to viktige forhold:

1. Forholdet mellom fordøyelighet og kviststørrelse varierte sterkt for de ulike beiteartene. For noen arter (vier, rogn) endrer fordøyeligheten seg lite med økende kvistdiameter (Bergström og Danell 1987). Hos andre arter som f.eks. bjørk og furu avtar den imidlertid relativt raskt med økende diameter.
2. Det eksisterte forskjeller mellom undersøkelsesområdene når det gjelder beiteplantenes egenskaper. Imidlertid var denne variasjonen relativt liten i forhold til den artsspesifikke forskjellen mellom beiteplantene.



Figur 3.3

Fordøyelighet som en funksjon av kviststørrelsen av tilfeldige valgte kvist av de viktigste vinterbeiteartene i de ulike studieområdene. - The digestibility in relation to diameter of randomly selected twigs of the major browse species in the different study areas.

Disse to forholdene ved beiteplantenes egenskaper gjør oss derfor i stand til å foreta en kvalitativ vurdering av holdbarheten av de to hypotesene som er framsatt for å forklare klauvdyrs beitevalg. Ut fra **plantekarakter-hypotesen** vil vi forvente at klippdiameteren skal være en funksjon av plantenes egenskaper og derfor ikke variere mye mellom undersøkelses-områdene siden plantenes egenskaper er relativt konstante. Derimot skal vi ut fra **energimaksimaliseringshypotesen** forvente at klippdiameteren for samme beiteart skal variere mellom områdene siden beiteforholdene er svært ulike (se **kapittel 3.2.2**).

En sammenligning av klippdiameterne for samme beiteart i de ulike områdene (**tabell 3.1**) støtter energimaksimaliseringshypotesen. Klippdiameteren til f.eks. bjørk avvik signifikant mellom de ulike områdene. Størst klippdiameter av bjørk ble funnet i Gausdal hvor beitetilbudet var dårligst. Dette viser at elgen kan variere utnyttelsesgraden av en beiteart som en respons på variasjoner i ytre forhold, sannsynligvis for å oppnå høyest mulig netto energi-inntak. I Hobøl fant vi også en klar økning i diameter mot slutten av vinteren. Dette tolker vi som et resultat av økende nedbeiting.

Simuleringene i beitemodellen viste at elgens valg av klippdiameter burde være svært følsom for hvordan kvistens egenskaper varierer i forhold til størrelsen. Større kvister skulle velges hos arter med høy fordøyelighet som varierer lite med kvistdiameteren. En sam-

menligning mellom **figur 3.3** og **tabell 3.1** støtter disse teoretiske resultatene. Størst klippdiameter ble generelt funnet hos arter som osp, rogn og vier hvor årsskuddene er relativt store.

Tabell 3.1 Gjennomsnittlig klippdiameter (mm) av kvist (\bar{X}) i Gausdal, Troms og Åsnes. N = antall målte klipp. - The mean clip diameter of twigs of the browse species in the Gausdal, Troms and Åsnes study areas. N = number of clip measured.

Studieområde	Art	Klipp diameter		
		\bar{X}	SD	N
Gausdal	Bjørk	3.44	3.33	19249
Troms	Vier spec.	3.86	3.74	8143
	Rogn	4.81	4.57	1332
	Osp	6.08	5.61	351
	Hegg	3.46	3.15	1385
	Bjørk	2.83	2.53	2901
Åsnes	Bjørk	2.91	0.78	133
	Vier	3.44	0.69	25
	Furu	3.72	0.72	129

3.3 Beitebelastning i forhold til artssammensetning og tetthet av beiteplantene

3.3.1 Eksperimentelle undersøkelser

En forståelse av samspillet mellom elgen og dens beiteressurser er avhengig av kunnskap om hvordan elgens uttak av biomasse varierer med tilbudet av beiteplanter på beiteplassene. Svenske undersøkelser av elg i en dyrepark viste at elgen ble mer selektiv med økende tilbud av beiteplanter (Åström et al. 1990).

Disse resultatene overenstemmer også med det beitemønsteret som ble observert i feltforsøk i Gausdal Vestfjell (Vivås og Sæther 1987). I dette eksperimentet ble det undersøkt hvordan beiteutnyttelse til elgen endret seg som en funksjon av variasjoner i beitetilbudet. I kunstige lagete felt hvor tettheten av bjørk var lav, beitet elgen hardere og fjernet en større andel av den tilgjengelige biomassen enn i felt hvor tilbudet av bjørk var høyere. Disse endringene i beiteadferd skjedde trass i at avstanden mellom feltene var kort (10 m).

Det mønsteret i elgens beiting som ble observert i disse feltene, samsvarer svært godt med det som kunne forventes ut fra simuleringene av den tidligere beskrevne beitemodellen (Vivås et al. 1991). Som antatt beitet elgen mer selektivt i feltene med det største tilbudet av bjørk. Ut fra disse resultatene valgte vi deretter å undersøke hvordan elgens beiting under naturlige forhold varierte i forhold til tilbudet av beiteplanter.

3.3.2 Metode

Sammenhengen mellom tilbud og uttak av biomasse er basert på analyser av tilfeldige valgte beiteplasser til radiomerkete dyr (se kap 3.2.2). Langs sporet til disse dyrene ble tilfeldige trær med beite-

merker valgt ut som senter i en **beiteflate**. Alle beiteplanter innenfor en radius 4 m ble antatt å representere tilgjengelige beiteplanter for elgen på denne beiteplassen.

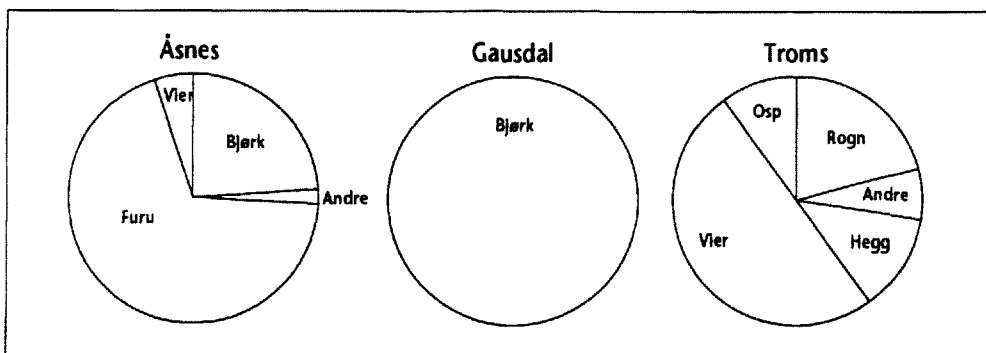
Biomassen som elgen hadde hatt tilgjengelig på denne beiteplassen ble beregnet ut fra høydeklasse-fordelingen (se kap 3.2.2) av beiteplantene på beiteflata. Ut fra regresjonslikninger for sammenhengen mellom trehøyde og antall 6 mm skudd for de ulike beiteplantene kan man så beregne antall kvister av denne størrelsen på flata. Ved å gange dette tallet med snitvekta av tilfeldige valgte 6 mm skudd til de ulike beiteplantene i området får man dermed et mål for den tilgjengelige biomasse av beitebart materiale på beiteflata. Disse beregningene forutsetter at all biomasse på kvister mindre enn 6 mm representerer potensielt beitebart materiale for elgen, og at elgen velger kvister tilfeldig.

Uttaket av biomasse ble beregnet på tilsvarende måte ut fra fordelingen av klippdiametre for de ulike beiteartene på beiteflata. Ut fra denne fordelingen og sammenhengen mellom kvistdiameter og biomasse hos tilfeldige valgte kvist fra området, kunne man beregne uttaket av biomasse hos de ulike beiteartene.

3.3.3 Resultater

Preferanse for ulike beiteplanter

Stor variasjon ble funnet mellom undersøkelsesområdene når det gjelder sammensetningen av elgens vinterdiett (**figur 3.4**). Den mest varierte dietten ble funnet i Troms hvor arter som rogn, osp, hegg, gråor, furu og bjørk i tillegg til et ukjent antall vierarter inngikk relativt hyppig i dietten. I Åsnes dominerte furu og bjørk med spredte innslag av vier. I Gausdal derimot beitet elgen nesten utelukkende bjørk. Tilsvarende geografisk variasjon i elgens valg av beiteplanter er også funnet i andre fennoskandinaviske elgbeiteundersøkelser (se oversikt i Bergström og Hjeljord 1987).



Figur 3.4

Diettsammensetning om vinteren i de ulike vinterbeiteområdene basert på frekvensen av antallet klipp. - The species composition of the diet in the different study areas, based on the number of clips.

Slike forskjeller i diettsammensetning forklares gjerne som en følge av variasjoner i beitetilbud. Dersom elgen skal overleve vinteren i Gausdal Vestfjell, er den f. eks. avhengig av å beite den eneste tilgjengelige beiteplanten, nemlig bjørk! Denne arten ble unngått i andre områder hvor tilbudet av beiteplanter av bedre kvalitet var større.

Variasjoner i sammensetning av beitetilbudet er imidlertid ikke den eneste forklaring på de geografiske variasjonene som ble funnet i diett-sammensetning. Vi definerer **beitepreferanse for en art som den andelen av flatene hvor arten var beitet i forhold til andelen av flater med vedkommende art**. Rogn og hegg var de mest prefererte artene (**figur 3.5**). I både Troms og Åsnes foretrakk elgen også å beite på ulike vierarter.

Store forskjeller mellom områdene ble imidlertid funnet i elgens beitepreferanse for bjørk og furu. Begge disse artene var signifikant høyere preferert i Åsnes enn i Troms. Egenskapene til kvistene til disse to treslagene varierte imidlertid lite mellom disse to områdene (Andersen 1989). Dette viser at elgens beitevaner endrer seg som en funksjon av forskjeller i beitetilbudet, noe som gir stor geografisk variasjon i diettsammensetningen til norsk elg.

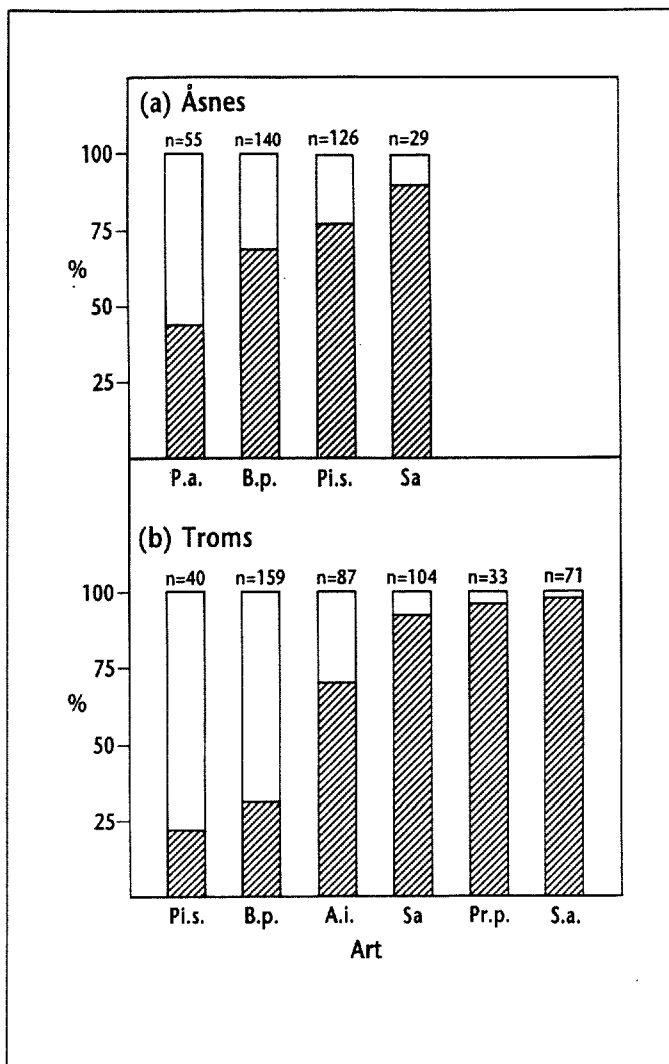
Uttaket av biomasse for de ulike beiteartene

Den andelen som en beiteplante utgjør av uttaket på en beiteflate, var avhengig av den relative forekomsten av trearten. Kvist fra høyt prefererte arter som vier, rogn etc. utgjorde en stor andel av uttaket selv i de tilfellene disse artene utgjorde en liten andel av den tilgjengelige biomassen på beiteplassen (Sæther 1990). Denne effekten ble svært godt illustrert av forholdet mellom uttak av bjørk og furu i Åsnes (**figur 3.6**). Dersom vi sammenligner uttaket på beiteflater hvor bare disse to artene forekom, utgjorde uttak av furu ofte en svært høy andel av den totale biomassen av kvist som ble spist. Dette mønster ble funnet selv om bjørk ofte utgjorde en svært stor andel av det tilgjengelige beitetilbudet på flata.

Variasjoner i beiteuttak av den enkelte beiteart

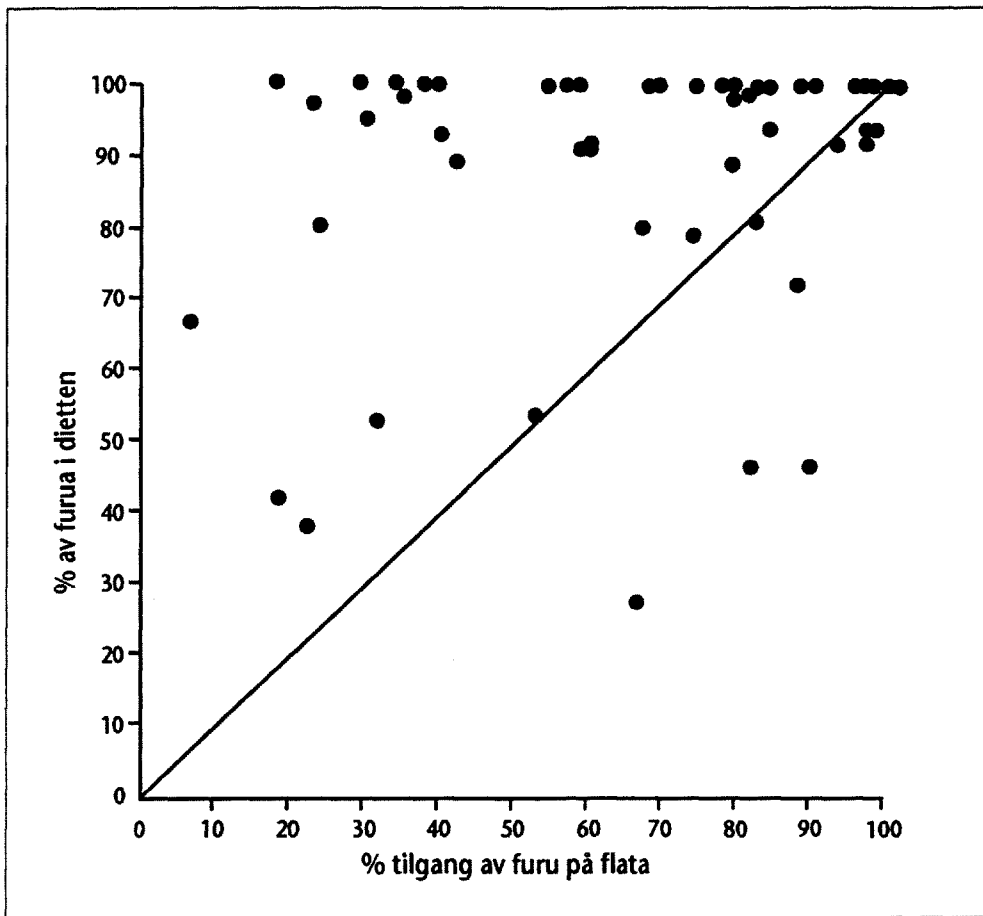
Også uttaket av den enkelte beitearten varierte med tilbudet. I Troms og Gausdal var uttaket av den enkelte beitearten relativt uavhengig av tettheten, mens i Åsnes økte uttaket av både furu og bjørk med den tilgjengelige biomassen. Imidlertid økte uttaket langt langsommere enn økningen i tilbudet slik at **andelen** av den tilgjengelige beitemassen som ble fjernet, avtok med økende tetthet. Den viktigste årsaken til dette mønsteret var at andelen av trærne som ble beitet avtok med økende tetthet av trær på beiteflata (Vivås 1987).

Belastningen på beiteplassene av et besøk av elg avtok dermed med økende beitetilbud. Med økende forekomst av høyt prefererte arter av god kvalitet (høy fordøyelighet) vil belastningen på andre beiteplanter dermed avta.



Figur 3.5

Beitepreferanse for vinterbeiteplantene i de ulike studieområdene. Beitepreferansen er uttrykt som andelen av beiteflatene (lagt ut langs sporet) hvor arten både forekommer og er beitet. P.a.=Gran, B.p.=Bjørk, Pi.s.=Furu, Sa=Salix, A.i.=Gråor, Pr.p.=Hegg, S.u.=Rogn. Det gjøres oppmerksom på at den høye andelen av beiting på gran i Åsnes var forårsaket av nipping av knopper i en del svært hardt beittede områder. - The preference for the browse species in the different study areas. The preference is expressed as the proportion of the browsing sites along the tracks where the species occurs and is browsed. P.a.=Picea abies. B.p.=Betula pubescens. Pi.s.=Pinus sylvestris. Sa=Salix spp. A.i.=Alnus incana. Pr.p.=Prunus padus. S.u.=Sorbus aucuparia. Please notice that the large number of clips on Picea abies in the Åsnes study area was due to the selection of buds in a very intensively browsed area.



Figur 3.6

Forholdet mellom relativt uttak av furu hos radiomerkete kyr, og andelen som biomassen av furu utgjorde i forhold til bjørk på beiteflater i Åsnes. Bare flater hvor bare disse to artene forekom er tatt med i denne figuren. Linjen representerer ingen preferanse. - The relationship between the relative consumption of pine by radiocollared animals in the Åsnes study area, and the proportion of the biomass of pine, compared to birch, on the browsing site. Only plots where only those two species occurred, were included in the analysis.

3.4 Diskusjon og sammendrag

Eksperimentelle undersøkelser har vist at elgen er i stand til å endre beitemønsteret sitt som en følge av endringer i beitetilbudet (Vivås og Sæther 1987, Åström et al. 1990). Disse endringene i beiteadferden kan ofte forutsies ut fra analyser av modeller av dyr som ønsker å maksimalisere sitt netto inntak av energi. Dette viser at elgen er i stand til å skifte, ofte svært hurtig, sitt beitemønster som en respons til endringer i beitetilbudet og at disse endringen er forutsigbare. Realistiske modeller for sammenhengene mellom beiteressurser og bestandsutvikling hos elg må derfor inkludere disse sammenhengene.

Simuleringene som ble gjort av beitemodellen for elgen i Gausdal Vestfjell (Vivås et al. 1991) identifiserte sannsynligvis en del av de viktigste mønstrene i elgens respons til variasjoner i beitetilbudet. Disse analysene viste at beiteplantenes egenskaper var svært viktig for utnyttelsesgraden: store skudd med jevnt god fordøyelighet vil bli langt

hardere utnyttet enn skudd hvor fordøyeligheten avtar raskt med økende kviststørrelse. Samtidig blir en optimalt beitende elg mer selektiv jo bedre beitetilbudet er. Dette ser ut til å være et generelt trekk i beitemønsteret til store klauvdyr (jfr. Robbins 1983).

Resultatene fra elgens beitemønster under naturlige forhold støtter disse konklusjonene:

1. Elgens vinterbeiteadferd varierer sterkt geografisk, avhengig av beitetilbudets størrelse og artssammensetning. Beiteplanter som er intenst utnyttet i ett område (f.eks. bjørk i Gausdal Vestfjell) er av liten betydning i andre områder. Overførbarheten av resultater et område til et annet blir derfor ofte lav når tilbudene er forskjellige i sammensetning eller mengde.
2. Om vinteren prefererer elgen å beite på busker av arter som osp, rogn og vier som har store årsskudd av høy fordøyelighet.
3. Beitebelastningen av en elg i et område avhenger av tilbudet av slike høyt prefererte beiteplanter. Forekomsten av arter som bare

i liten grad prefereres har liten betydning for beiteuttaket.

4. Effekten på beitegrunnet av et besøk av en elg avtar likevel med økende beitetilbud. Selv om beiteuttaket øker med tettheten av beite, avtar andelen av den tilgjengelige beitemassen som fjernes med økende biomasse.

4 Elgens sommerbeite

4.1 Innledning

Elgens vinterbeite har vi lenge kunnet studere ved å følge spor i snøen (se **kapittel 3**). Vår viten om sommerbeitet er imidlertid av nyere dato. Det er først ved anvendelse av radiotelemetri vi har fått feltmetodikk til å undersøke kvantitativt denne delen av elgens økologi.

Fra våre studier av radiomerkede elger vet vi at de hele sommeren streifer omkring innenfor sitt hjemmeområde og beiter litt her og litt der. Selv om elgen godt kunne fylle vomma med grønt materiale innenfor noen få kvadratmeter, gjør den ikke det. Årsaken til dette er at selv om laubblad, gras og urter ser grønt og likt ut, representerer det en stor variasjon i kjemisk sammensetning. Det er variasjon mellom arter i innhold av viktige næringsstoffer som nitrogen, lettopløselige karbohydrater og mineraler. I tillegg er det også stor forskjell mellom artene i innholdet av smaksstoffer eller mer og mindre giftige komponenter, noe som også påvirker elgens beiting. Disse faktorene varierer også innenfor en og samme planteart, først og fremst etter voksested.

Plantens utviklingsstadium (fenologiske stadium) er kanskje den egenskapen som sterkest bestemmer elgens beitevaner. Innenfor samme planteart foretrekker nemlig alle planteetere ungt framfor eldre plantevev. Årsaken er at unge planteceller inneholder relativt mye plantesaft, som er en næringsrik og lettfordøyelig oppløsning av sukker, proteiner og mineralstoffer. Etter som plantene blir eldre får de mer struktur, det vil si celleveggene øker i tykkelse. Plantene blir med andre ord mer trevlerike. Celleveggene består av cellulose og lignin. Dette er tungt oppløselig vev som har lavt næringsinnhold og behøver lang tid for å fordøyes (drøvtygging, bakteriegjæring).

På samme måte som om vinteren (se **kapittel 3**) bør elgen anvende den strategi som gir det høyeste næringsutbyttet pr tidsenhet når det gjelder fordelingen mellom beite- og "fordøyelsestid". Igjen ser vi at elgen står overfor problemet med å finne en balanse mellom stort inntak av fôr med dårlig kvalitet kontra lite inntak av plantemateriale av høy fordøyelighet.

Tidligere undersøkelser har vist at elgens kroppsstørrelse er avhengig av klimaforholdene om sommeren (Sæther 1985, 1987, Solberg 1991). Vi valgte derfor å legge vekt på å kartlegge hvilke beitearter som er viktige for elgen i de ulike studieområdene. På den måten ville vi oppnå en bedre forståelse for hvilke forhold i miljøet som bestemmer hvorfor noen individer blir større enn andre. I tillegg la vi

vekt på å belyse dynamikken i elgens beitevalg gjennom sommeren i de to studieområdene på lavlandet av Østlandet og spesielt da i Hobøl. På den måten kan vi avdekke hvordan skogens struktur og alder påvirker plantenes smaklighet og næringsverdi som elgbeite.

4.2 Metoder

P.g.a. topografiske forhold og ulikheter i dyrenes atferd ble det valgt litt forskjellig undersøkelsesmetodikk i de fire områdene. I Hobøl ble materialet samlet inn ved direkte observasjon av beitende dyr.

Med erfaring og forsiktighet klarte vi å komme ganske nær dyrene (20-30 m). Vi kvantifiserte dyrenes valg av planter ved å notere hva de beitet hvert hele minutt. Ved å ta utgangspunkt i samlet antall "minutt-klipp" for alle beitede planter, kunne vi beregne hvor stor andel klippene på den enkelte planteart utgjorde. Dette brukte vi som mål på innslag av ulike planter i elgens sommerdiett. På beiteplassene kontrollerte vi senere våre observasjoner og registrerte i tillegg, gamle beitemerker, tetthet og høyde av lauvoppslaget samtidig som vi samlet planteprøver for å vurdere kvaliteten av beiteplantene. Dette sammenlignet vi med registreringer og prøver fra tilfeldig utvalgte prøveflater for å bestemme hvilke faktorer som bestemte elgens valg av beiteplass.

I de andre områdene ble en mer indirekte metodikk benyttet. Her ble leveområdene til de merkete dyrene systematisk gjennomløst. På beiteplasser, som ut fra peilingene med svært stor sannsynlighet tilhørte et merket dyr, ble valg og tilbud av beiteplantene analysert innenfor en radius på 50 m². Dekningsgrad (horisontal projeksjon) ble estimert til nærmeste 10 % for alle feltsjiktarter som var beitet, for planter som var høyere enn 50 cm eller som var dominant (dekningsgrad > 10 %). På den måten kunne vi danne oss et bilde av hvordan variasjoner i beitetilbudet påvirket elgens valg av sommerbeiteplanter.

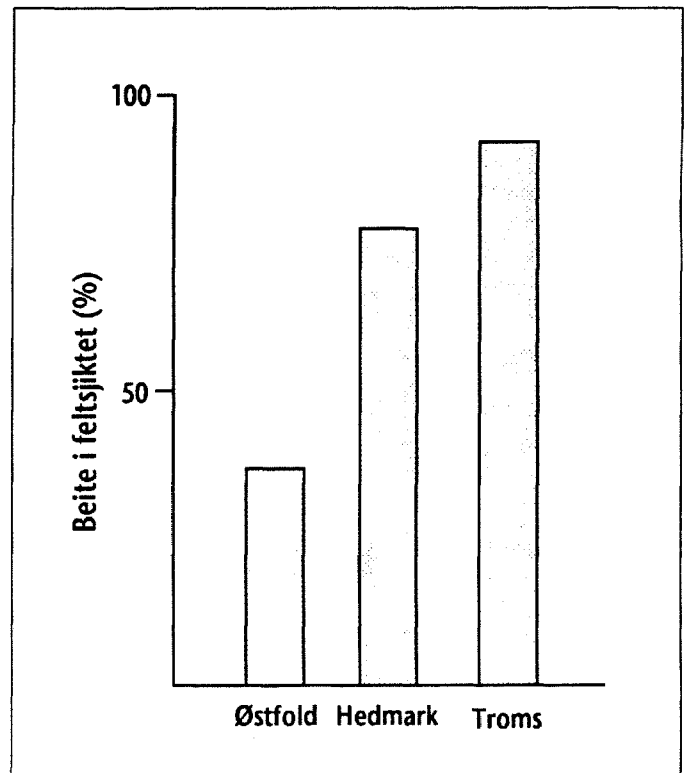
Beitepreferanse for en art etter denne siste metoden er definert som antallet beiteflater med elgbeiting hvor arten ble funnet og hvor den i tillegg også ble beitet i forhold til alle flater med vedkommende art.

Begge disse undersøkelsesmetodene er beheftet med visse feilkilder. Den viktigste er at beitemerker var svært vanskelig å observere på noen plantearter som f.eks. grasarter som smyle. Beitepreferansen for disse artene er derfor underestimert. Likevel antar vi at denne metodikken gir en mulighet til å sammenligne elgens beitevaner både gjennom sesongen, i forhold til habitat-typer og mellom ulike studieområder.

4.3 Feltsjiktet gir viktig sommerbeite

På bakgrunn av den generelle oppfatningen av elgen som en buskbeiter, har undersøkelsene over sommerbeitet vist at der den har tilgang på storvokste urter beiter den overraskende mye i feltsjiktet (**figur 4.1**). I de urterike bjørkeliene i Troms var det beitet i feltsjiktet på 92% av flatene. I dette studieområdet er turt og elvesnelle de mest prefererte artene sammen med store bregner som sauetelg, strutseving og skogburkne. I Hedmark var også beiting i feltsjiktet hyppig, med 78% av flatene med beite i feltsjiktet. Geitrams var den dominerende arten, men også bringebær var viktig, særlig på forsommeren.

Den laveste preferansen for feltsjiktet, ca 35%, har elgen i Østfold. Her var det lite geitrams. Blåbærløng utgjorde det vesentlige av bak-



Figur 4.1
Elgens beiteuttak i feltsjiktet i perioden mai-september i Østfold, Hedmark og Troms. - Moose feeding on plants of the field layer during the periode May-September in the counties Østfold, Hedmark and Troms.

kebeitet. Gras ble lite registrert som elgbeite. Dette kan ha sammenheng med at slikt beite er vanskelig å oppdage, men også undersøkelser av elgens vominnhold bekrefter at gras bare beites i begrenset grad tidlig om våren. Dette kan antagelig variere noe med værforholdene. I Østfold økte grasbeitingen i en sommer med mye overskyet vær. Når elgen beiter gras, er det nesten utelukkende smyle.

I busksjiktet beitet elgen ulike arter, men bjørka dominerte i de fleste måneder. Elgens beiting på de to bjørkeartene, vanlig bjørk og lavlands bjørk, varierte gjennom sommeren. I Østfold var 72% av antall registrerte lavlandsbjørk beitet mot 53% for vanlig bjørk. Elgen beitet også hardere på det enkelte tre av lavlandsbjørk.

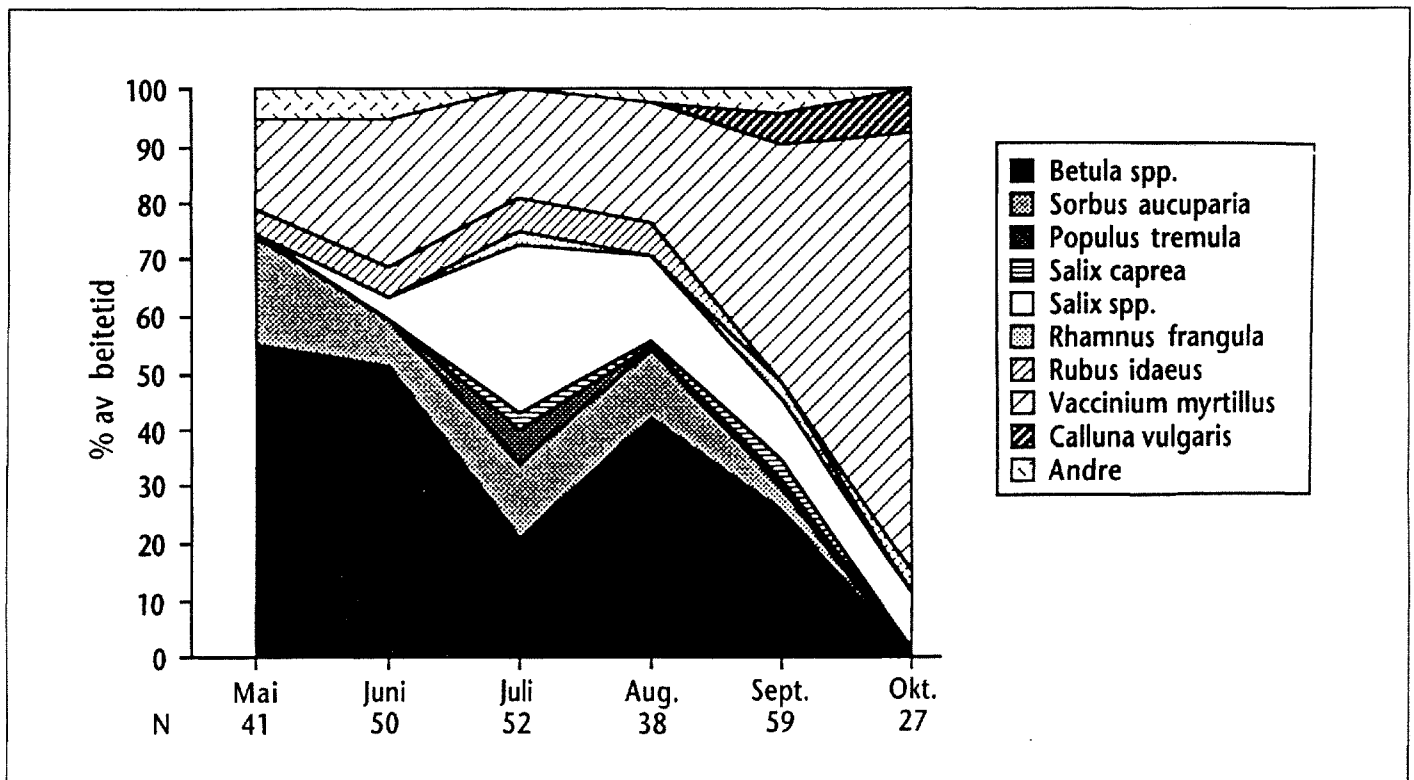
Undersøkelser i utlandet viser stor variasjon i feltsjiktets betydning i elgens diett. Fra skogstrakter i midt-Sverige viste vomundersøkelser (Cederlund et al. 1980) en feltsjiktandel på 50%. Her dominerte geiterams dietten på samme måte som i Hedmark.

4.4 Hvilke arter er viktigst ?

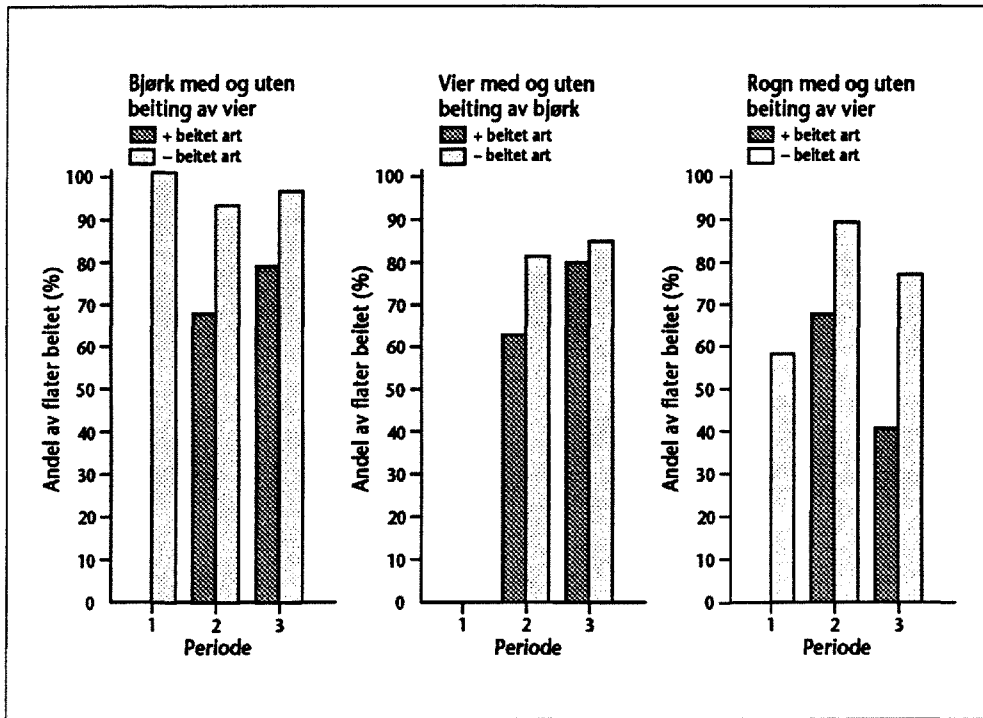
Betydningen av ulike beiteplanter i elgens diett skifter over sommeren. Bjørk dominerte på forsommeren i både Hobøl og Åsnes. Med økende plantemasse utover sommeren skjedde det også en endring i elgens beitevalg ved at flere arter ble beitet. I Hedmark økte arter i feltsjiktet i betydning utover sommeren og de utgjorde det dominerende beitet i juli. I Østfold skjedde det derimot ingen overgang til feltsjiktet utover sommeren. Her økte beitingen på sent utsprunget vier og utgjorde i juli en like stor andel av beitet som bjørk, men ingen enkelt art dominerte sterkt i beitet i denne måneden (**figur 4.2**).

Utover sensommeren, i august, økte igjen betydningen av busk- og tresjiktet i Hedmark-elgens diett. Også Østfoldelgen gikk i august tilbake til en diett som hadde sterke fellestrekk med dietten på forsommeren. Spesielt økte igjen innslaget av bjørk.

Beitingen på de to bjørkeartene endret seg over sommeren i Hobøl. Mens det på ettersommeren var en klar preferanse for lavlandsbjørk,



Figur 4.2
Elgens valg av beiteplanter i perioden mai-oktober i Østfold. N: antall observasjoner. - Moose choice of plant species during May-October in Østfold. N: number of observations.



Figur 4.3

Betydningen av andre arter på flaten for preferanser (andel flater beitet %) av en art i tre/busksjiktet i tre perioder i Åsnes: 1=juni, 2=juli, 3=august-september. Svart søyle angir beiteandel for førstnevnte art når den andre arten på flaten er beitet, eks. BJØRK+B.ROGN (beitet rogn), og skravert søyle angir beitet andel for førstnevnte art når den andre arten er ubeitet/ikke tilstede i flaten, f.eks. BJØRK+U.ROGN (rogn er ubeitet eller ikke tilstede på flaten). - The significance of other plants on the feeding site on browse preference of moose (percentage of plots with feeding signs) during three periods: 1=June, 2=July, 3=August-September. Black columns give browsed proportion of the first species, when the other species on the plot is also fed on, e.g. BIRCH+B.ROWAN (browsed rowan), and shaded columns give browsed proportion of the first species when the other species on the plot is not browsed or do not occur on the plot, e.g. BIRCH+U.ROWAN (Rowan is not browsed or does not occur on the plot).

ble de to artene beitet nokså likt på forsommeren. I busksjiktet synes vier å være høyest preferert, iallfall gjelder dette etter at bladene var sprunget ut i juli. I Hedmark ble preferansen for bjørk, vier og rogn undersøkt ved å sammenligne relativ beiting på en av artene i forhold til hvorvidt en av de to andre artene forekom på beiteplassen. Det viste seg at beiting av vier ga redusert beiting på bjørk. Beitingen av vier var ikke mindre der hvor rogn var beitet og beiting på vier hadde heller ingen betydning for beiting av rogn (figur 4.3).

Seinere utover høsten, etter som urtene visner og blad på trær og busker gulner og faller av, skjer det en overgang til beiting hovedsaklig på blåbærlyng.

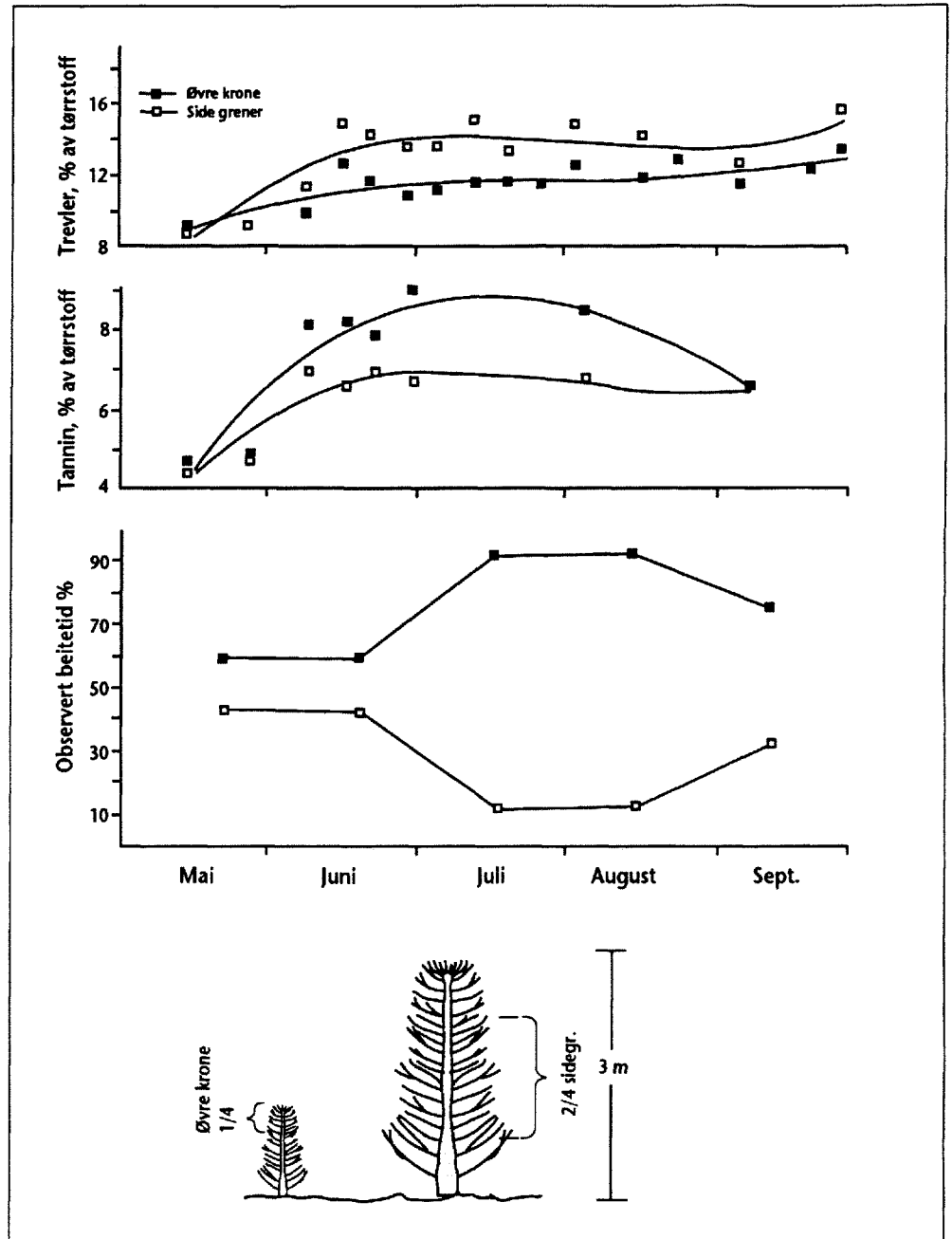
Totalt over sommeren beitet elgen mange forskjellige plantearter. I Troms og Østfold er det registrert beiting på henholdsvis 57 og 31 ulike arter, men bare et fåtall har kvantitativ betydning. I Østfold bidrog f.eks. bare 9 arter med mer enn 1% av dietten og bjørk og blåbærlyng utgjorde hele 2/3 av sommerbeitet.

4.5 Elgens beitemønster i Østfold

4.5.1 Bladvev

Elgens valg av blader innenfor ett og samme tre ble undersøkt for bjørk. På forsommeren beitet elgen tilfeldig over hele krona men senere i sesongen ble beitingen konsentrert til det øvre kronesjiktet.

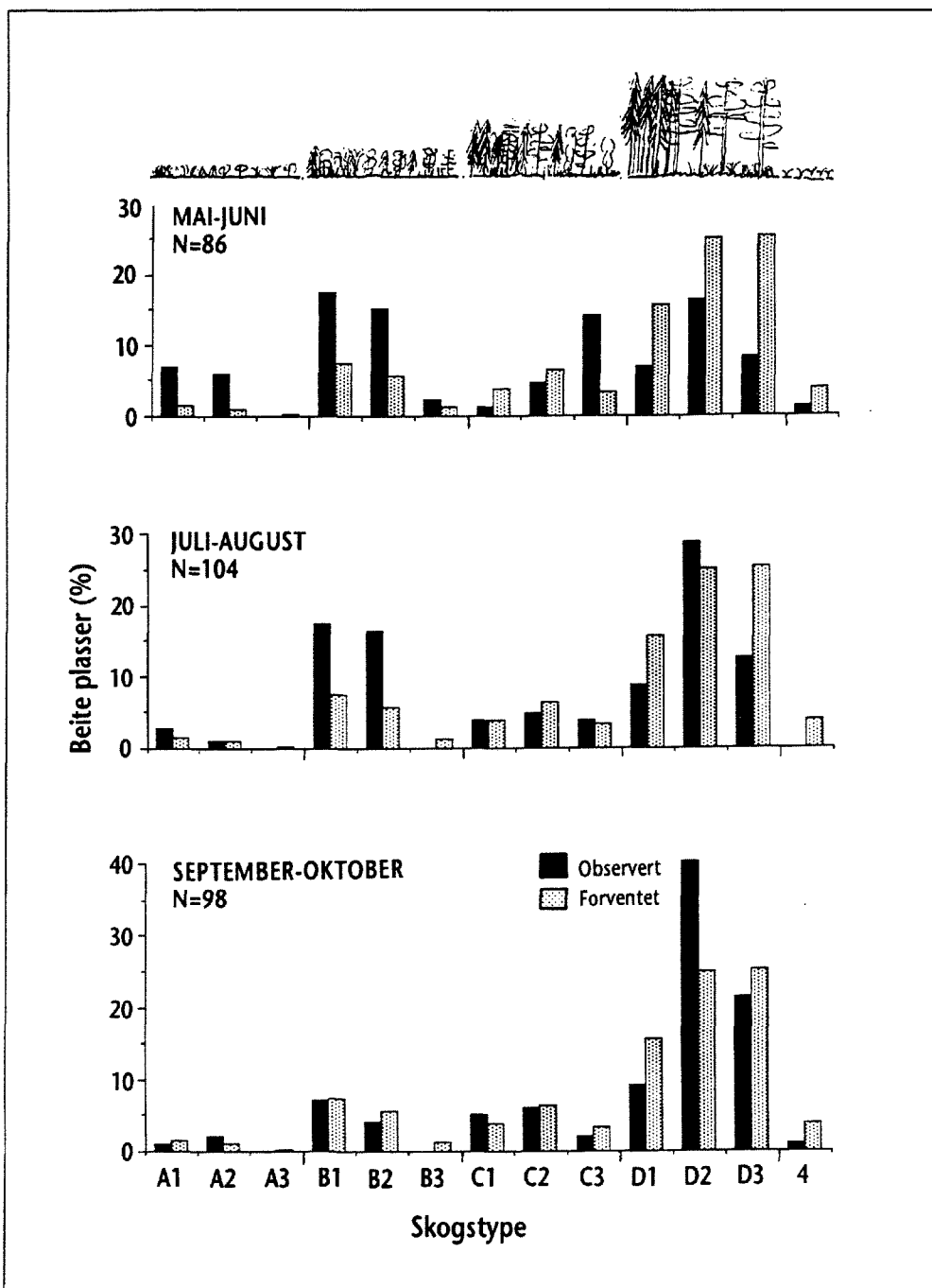
I mai utgjorde f.eks. beitingen i øvre kronesjikt 60% av beitet på bjørketrær med høyder fra 0.6-1.8 m, mens denne andelen steg til 90% i juli (**figur 4.4**). Dette tyder på lav smakelighet for blad fra lavere kronesjikt og kan være forklaringen på at elgen sommerstid beiter lite på høyere trær hvor bare sidekvist er lett tilgjengelig. For bjørk i Østfold utgjorde beiting på trær over 1.8 m bare 7% av den samlede beiting på bjørk i undersøkelsesområdet.



4.5.2 Skogtyper

Elgens bruk av skogstyper vekslet gjennom sommeren. På forsommeren gjorde elgen utstrakt bruk av hogstflater og frodig ungskog. Den viste også en statistisk klar preferanse for flatekanter mot eldre

skog. Utover sommeren tiltok bruken av eldre barskog (hkl. IV-V). Mens 28% av observasjonen av beitende elg i Østfold i mai var i eldre skog, økte andelen til 39% i juni og til 55% i juli og august (figur 4.5). I hogstflater/ungskog utgjorde bjørk, rogn og bringebær det meste av beitet, men i eldre skog var vier og blåbær de viktigste



Figur 4.5

Elgens valg av beiteplasser innen ulike skogstyper i Hobøl (skogstyper etter høyde (h) på bartrær); A: $h < 0.5$ m, B: $h = 0.6-4.0$ m, C: $h = 4.1-10.0$ m, D: $h > 10$ m. Tall angir bonitet; 1=høy, 2=middels, 3=lav, 4=myr). N: antall observasjoner. - Moose selection of feeding sites in relation to forest types.

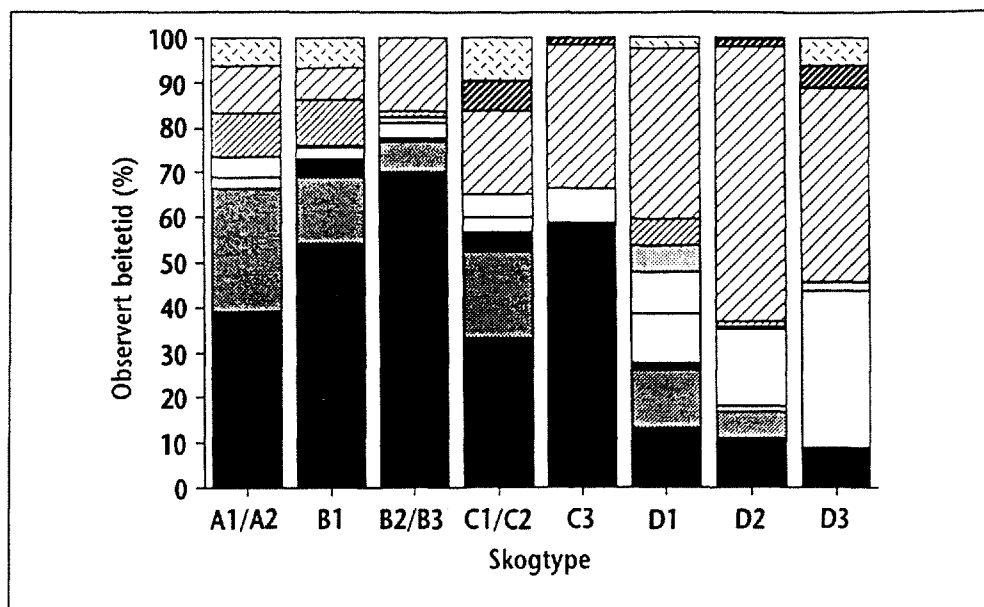
beiteplantene (figur 4.6). I eldre skog beitet Østfold-elgen for det meste på de svakere bonitene. Her er det relativt liten tre-tetthet med god lystilgang til skogbunnen, noe som igjen gir frodig vekst av blåbærlyng (halvskygge plante) og vier. Økningen i bruk av gammelskogen samsvarer med den første bladveksten hos blåbær i slutten av mai og av vier i begynnelsen av juni. Betydningen av gammelskogen som beitehabitat tiltok utover høsten og i oktober var 70-80% av beiteobservasjonene i gammel skog. Det alt vesentlige beitet her var blåbærlyng. Av andre lyngarter beiter elgen også litt røsslyng, mens det praktisk talt ikke er registrert beiting på blokkebær.

4.5.3 Beite- og vegetasjonsmasse

Overraskende nok, ble det hverken i Østfold eller Hedmark funnet noen sammenheng mellom elgens valg av beiteplasser og tetthet i busksjiktet (figur 4.7). Elgen oppsøkte altså ikke spesielt tette oppslag av bjørk og vier. Heller ikke for blåbærlyng i gammelskogen var det noen sammenheng mellom biomasse og beiteobservasjoner. For bringebær i Østfold var biomassen derimot større på beiteplassene enn på tilfeldig utvalgte flater.

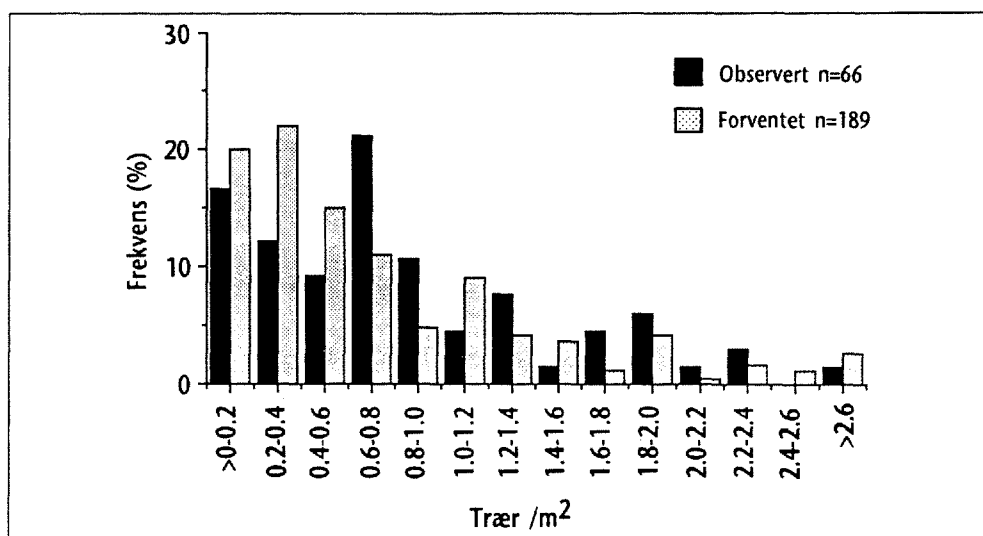
Figur 4.6

Elgens valg av beiteplanter innen ulike skogtyper (skogtyper se figur 4.5, beiteplanter se figur 4.2) i Hobøl. - Moose utilization of forage plants within different forest types (F.T.). (Forest types, see Figure 4.5, species code, see Figure 4.2). N: number of animal contacts.



Figur 4.7

Tetthet av bjørk (høyde 0.6-1.8 m) på beiteplasser (observert) og tilfeldige flater (forventet) på eldre hogstflater (h.kl. II) i Hobøl. - Density of birch (height 0.6-1.8 m) on feeding sites (observed) and on random plots (expected) within plantations.



Elgens beiteopptak økte generelt med økende biomasse, derimot minker det relative uttaket fra beiteplassene etter som mengden av beite øker.

Vår konklusjon om at biomasse av beiteplanter har liten betydning for elgens beiteadferd støttes av amerikanske elgstudier (Belovsky og Jordan 1978) og av undersøkelser på andre hjortedyr (Clary og Larsson 1971, Collins og Umess 1983). Derimot ser det ut til at beiteklippvolum, det vil si den mengden plantevev elgen kan rispe i seg ved hvert beit er viktigere. For hjort har Spalinger m.fl. (1988) vist at beiteklippvolum har en større betydning for inntakshastigheten enn tilgjengelig biomasse, bare ved liten tilgjengelighet har biomassen betydning for inntakshastigheten. I overensstemmelse med dette har Belovsky (1981) påvist at elg foretrekker bjørkeblad over en viss minstestørrelse. Dette kan være forklaringen på at elgene i vår undersøkelse beitet lite vier i juni. I juni er vierens blad fremdeles små og lite utsprunget så selv om kvaliteten er høy gir vierbeiting for lite utbytte pr. munnfull og tidsenhet. Dette kan også være forklaringen på at rogn beites lite. Rogn er spesielt vanlig i Østfold, men den er hardt vinterbeitet av elg. Den er derfor redusert i vitalitet og har liten bladmasse pr. tre i forhold til f.eks. bjørk. Beiteeffektivitet er antagelig også en av forklaringene på at storvokste urter gir økt beiting i feltsjiktet.

4.5.4 Beite i forhold til næringskvalitet

Vi har ingen analysemetoder som entydig kan gi oss et sikkert mål for kvaliteten av ville hjortedyrs beiteplanter. De metodene som er i bruk er primært utviklet for grasetende husdyr. De tar f.eks. ikke hensyn til effekten av mer og mindre giftige sekundærkomponenter. Slike stoffer er det lite av i gras mens de er en viktig bestanddel av de fleste trær og busker og de er også vanlige i urter.

Det er derfor ikke så overraskende at vi finner bare moderat sammenheng mellom fôranalyser som in vitro fordøyelighet og innhold av fiber og næringsstoffer og ville hjortedyrs preferanse for forskjellige plantearter. Innenfor en og samme planteart står vi derimot bedre rustet. F.eks. er det en klar forskjell i tørrstoffinnhold, fiberinnhold og innhold av næringsstoffer om vi sammenligner nyutsprungede og eldre blader fra en og samme planteart.

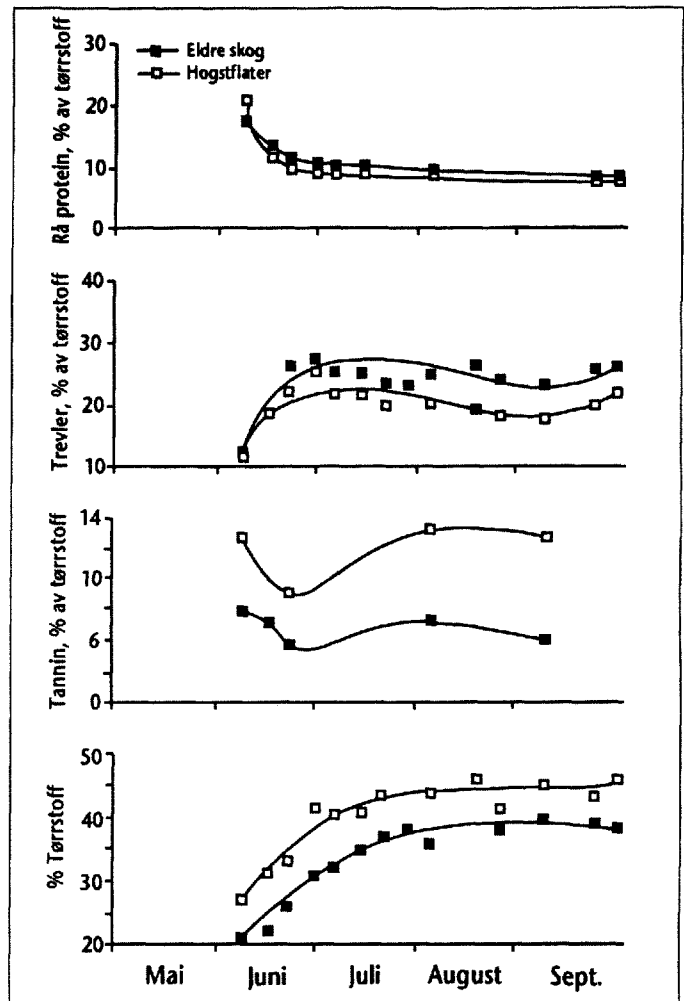
Figur 4.8

Endringer i kjemisk innhold av blåbærlyng fra Hobøl i eldre skog sammenlignet med hogstflater. - Change in chemical content of current growth of blueberry from clearcuts and older forest during May-October.

Siden kvantiteten av viktige beiteplanter ikke synes å være avgjørende for elgens beiteadferd, er det rimelig å se nærmere på kvalitetsvariasjoner.

4.5.5 Valg av skogtype

Årsaken til at elgen beiter relativt mye på hogstflatene tidlig på sommeren, ser ut til å være at vegetasjonen først spirer fram her. Både blåbærlyng og vier er 2-3 uker forsinket med skuddskytingen i eldre skog. Ettersom plantene på soleksponerte vokseplasser blir mer trevlerike utover sommeren, øker preferansen for sent utsprungende arter i eldre skog. Ved siden av å være i et tidlig fenologisk stadium, vil også planter med lite tilgang på lys produsere mindre tørrstoff, de får dermed et større vanninnhold og blir mer "saftige" samtidig som protein/karbohydratforholdet øker (en følge av at opptak av nitrogen gjennom røttene forblir konstant) (figur 4.8). Dessuten medfører mindre



energitilgang fra sollyset at plantene får mindre overskudd til å produsere sekundære og fordøyelseshemmende komponenter som f.eks. tannin. Forsøk med dyr i fangenskap har også vist at de foretrekker planter fra skog framfor de fra soleksponerte vokseplasser.

Aldring av plantene er også forsinket i eldre skog i forhold til soleksponerte hogstflater. Vier og blåbæryng beholder lauven grønt ca 2 uker lenger i skogen. Blåbæryng har dessuten 2-3 ganger så høy dekningsgrad samtidig som den har en mer høyvokst og frodig vekstform i skog sammenlignet med hogstflater.

4.5.6 Valg av kronesjikt

Elgens økende beiting i øvre kronesjikt utover sommeren sammenfaller med endring i kjemisk innhold av bladverket. På forsommeren med nyutsprungede blad over hele krona var det liten kvalitetsforskjell mellom sjiktene. Kvalitetsforskjellene øker ettersom det utvikles nye blad på de rasktvoksende toppskuddene mens sidegrenene stagnerer i vekst (figur 4.4). Overraskende nok økte innholdet av tannin i de unge bladene øverst i krona utover sommeren. Tannin antas primært å være et stoff plantene utvikler for å beskytte seg mot beiting, men det forhindrer altså ikke at blad fra den øvre krona fremdeles er attraktive for elgen.

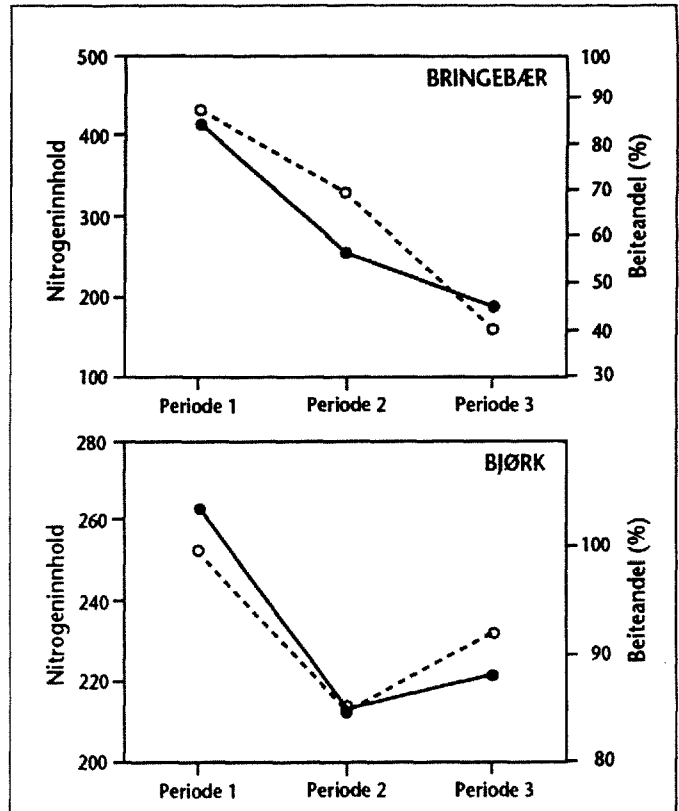
4.5.7 Valg av plantearter

Med økning i antall plantearter utover sommeren økte også antall arter på elgens beiteliste. Dette kan ganske enkelt skyldes at det blir flere planter å velge i, men det kan også skyldes at sammen med økning av biomasse øker også variasjonen i kvalitet, både innenfor og mellom artene (sammenlign figur 4.1). Kvalitet innebærer også mer og mindre beitehemmende stoffer. Siden plantenes produksjon av disse øyensynlig er størst midtsommers kan det ifølge en teori (Freeland og Janzen 1974) tenkes at plantearterne tvinges til å variere beitet for å unngå å innta for mye av et bestemt giftig stoff.

I Hedmark ble det funnet en klar sammenheng mellom økning av beite i feltsjikt og endring i nitrogeninnhold. I juli var f.eks. nitrogeninnholdet i bjørk bare halvparten av det som ble funnet i den mer foretrukne geitrams. Også skiftet av beite i busksjiktet i forhold til i feltsjiktet utover sensommeren samsvarer godt med relative endringer i nitrogeninnhold. Nitrogeninnholdet i geitrams ble redusert med ca 60% fra juni til juli, for bjørk var denne nedgangen for samme periode bare på ca 15%. Fiberinnholdet økte med 120% for geitrams, mens det for bjørk var en økning på bare ca 25%. Næringskvaliteten er altså høyest hos urtene fram til og med juli, men senere utover holder blad fra trær og busker bedre på kvalite-

ten. For bjørk og bringebær som begge beites i varierende grad over hele sommeren er det en svært god overensstemmelse mellom nitrogeninnhold og beiteandel (figur 14.9).

I sammenheng med kvalitetsvurderinger av beiteplanter er beiting på tidligere beitede trær interessant. Det viste seg at elgen beitet mer intens på tidligere vinter-beitede trær enn på de som var urørt. Dette var særlig slående når vi sammenlignet beiting på lavlandsbjørk og vanlig bjørk. Mens elgen nesten ikke rørte tidligere ubeitet vanlig bjørk, beitet den relativt mye på ubeitet lavlandsbjørk. For tidligere hardtbeitede individer av de to bjørkeartene var det derimot ingen forskjell i beitegrad, de ble begge beitet hardt. Dette synes å ha sammenheng delvis med at blad fra tidligere hardt beitede trær har et høyere næringsinnhold og forlenget vekstsesong og delvis med at innholdet av giftige og/eller lite smakelige sekundærkomponenter reduseres (Danell og Huss-Danell 1985).



Figur 4.9

Endring i nitrogeninnhold (●) og beiteandel (%) (○) for bjørk og bringebær over sommeren i Åsnes (perioder, se figur 4.3). - Change in nitrogen content and proportion (%) of browsed birch and raspberry during summer (periods see Figure 4.3).

4.5.8 Valg av beiteplass

Det ser ikke ut til at jordbunnsforhold spiller noen rolle for elgens valg av beiteplass. Dette ble undersøkt spesielt i Østfold hvor det ikke ble funnet noen forskjell i forekomst av tidligere beitede bjørketrær på elgens beiteplasser sammenlignet med tilfeldig utlagte flater. Dette skulle en vente dersom områder med spesielle jordbunnsforhold betinget beite av høyere kvalitet. Men som nevnt vil elgen beite hardere på tidligere beitede trær når de tilfeldig treffes.

I Østfold ble det likevel funnet kvalitetsforskjell mellom bjørkelauv fra elgens beiteplasser og lauv fra tilfeldig valgte trær i samme skogtyper (H.kl. II). I forhold til tilfeldig valgte trær inneholdt lauv fra beiteplassene mer fiber og mindre tørrstoff og tannin og hadde dessuten et høyere protein/tørrstoff forhold enn trær fra tilfeldig valgte flater. Denne forskjellen tilsvarer den vi finner i kjemisk innhold av vier fra skog og hogstflater (**tabell 4.1**) og gjelder generelt for planter fra beskyggede og soleksponerte voksesteder (Halls og Epps 1969, Blair et al. 1983, Bryant et al. 1983). Kvalitetsforskjellene mellom lauv fra beiteplasser og tilfeldig valgte trær er størst i august og tidlig september. Dette er også en periode med rask økning i bruk av eldre skog. Ved siden av den direkte plantefysiologiske effekt vil beskygging også ha betydning ved å forsinke fenologien. Det er av interesse at selv om vier vokser alminnelig både på hogstflater og i eldre skog i Østfold, ble den nesten utelukkende beitet i eldre skog.

Vår hypotese er derfor at en av de faktorene som bestemmer elgens valg av beiteplanter, er beiteplassens soleksponering. Dette ville kunne forklare tilfældighetene i elgens beitevandring. Soleksponering vil endre seg fra år til år og også innen et enkelt år ettersom trærne vokser med forskjellig hastighet. Beskygging vil også kunne forklare elgens preferanse for kantsoner.

4.5.9 Forbedres beitene i somre med lite sol ?

Dersom elgens beiteplanter forbedres i kvalitet ved beskygging, ville vi også vente at somre med mye overskyet vær skulle gi bedret elgbeite. Undersøkelser foretatt av Sæther (1985), hvor han sammenlignet høstvekter av kalv og åring med værforholdene foregående sommer, har gitt oss en indikasjon på at dette kan være riktig. Mens høstvektene i Nord-Norge, hvor klimaet generelt er humid, var høyest etter kjølige, tørre somre, var vektene i sydlige innlandsområder høyest etter våtsomme som generelt også har færre soltimer. Dersom våre hypoteser er riktige, vil vi vente de samme kvalitetsforskjeller i planter fra somre med mye og lite sol som i planter fra beskyggede og soleksponerte vokseplasser. Videre ville vi vente mindre bruk av eldre skog i år med lite sol og lavere innhold av sekundærkomponenter, og en mindre selektiv beiting som følge av generelt lavere innhold av sekundærkomponenter. For å undersøke dette

sammenlignet vi kjemisk innhold i bjørk samt elgens valg av skogtyper og beiteplanter i en solrik (1986) og en solfattig (1987) sommer.

Undersøkelsen bekreftet hypotesen om samme kvalitetsforskjell mellom planter i solrike/solfattige somre som i planter fra soleksponerte/beskyggede voksesteder (Bø og Hjeljord 1991). Også forskjellene i bruk av skogtyper og beiteplanter gikk i den retning vi hadde ventet selv om forskjellene ikke var store nok til å være statistisk sikre. Sammenligningen styrker derfor vår antagelse om at minsket solstråling øker kvaliteten av beiteplantene.

4.6 Konklusjon

Denne undersøkelsen bekreftet våre antagelser om at elgen sommerstid beiter svært selektivt. Forekomst av viktige beiteplanter, trehøyde og forskjell i fenologi mellom ulike plantearter er faktorer som alle spiller en rolle i elgens beitevalg. Beskygging påvirker elgens forplanter ved å forsinke fenologien og antagelig også gjennom direkte effekt på tørrstoffinnhold og innhold av sekundærkomponenter. En større selektivitet i elgens beitevalg midtsommers er dokumentert ved at beitingen på enkelttrær da er konsentrert til øverste kronesjikt og ved at det beites på et større antall plantearter. Elgens beitemønster ser ut til å styres mindre av biomasse av ulike beiteplanter, enn av kvalitetsforskjeller i beitet.

4.7 Forvaltningsmessige konsekvenser

Redusert kvalitet av blad fra lavere kronesjikt medfører at kvaliteten av beitet i ungsbogen reduseres tidligere enn kvantiteten. For elgens sommerbeite vil det derfor være fordelaktig om rydding av lauvskogen på hogstflatene foretas etter at trærne når over 2 m høyde. Elgens forkjærlighet for tidligere beitet bjørk tilsier at dersom vi halvkupper en del trær, vil elgbeitingen konsentreres på disse individene.

Kvaliteten av elgbeitet vil antagelig også forbedres ved at en tilstreber ujevne trehøyder og dermed stor grad av beskygging i ungsbogen. Denne undersøkelsen viser at elgen i enkelte strøk henter nær halvparten av næringen sommerstid i eldre skog. Dette har øyensynlig sammenheng med kvalitetsforskjeller i beiteplantene. Elgen vil derfor favoriseres av et småskala skogbruk med hogstflater, ungsbog og eldre skog i blanding.

I skogsdistriktene f.eks på Østlandet representerer bjørk en viktig beiteressurs, spesielt på ettersommeren. Et tilstrekkelig tilbud av ungbjørk på plasser hvor elgen foretrekker å beite, vil derfor sannsynligvis være viktig for å oppnå en elgstamme med god produktivitet.

5 Elgens aktivitetsbudsjett

5.1 Innledning

For store klauvdyr er tid en svært viktig faktor, spesielt om vinteren. Dette skyldes at herbivorer både må bryte ned plantenes forsvarsmekanismer mot beiting og deretter syntetisere kroppens byggesteiner ut fra de enkeltforbindelsene som opptrer i plantene.

Elgens beitemønster endrer seg som en funksjon av beitetilbudet. Diettvalget er svært forskjellig om sommeren og vinteren, noe som er typisk for alle herbivorer på våre breddegrader (Bryant et al. 1983). I tillegg har vi vist (**kapittel 3**) at om vinteren endrer den norske elgen beiteadferd som en funksjon av forskjeller i beitetilbudet. På denne årstiden blir beitingen mer selektiv jo større tilbudet er. Et nærliggende spørsmål blir om slike endringer i diett-sammensetning både mellom og innen sesonger påvirker elgens tidsbudsjett.

5.2 Metode

En del av dyrene i hvert av de tre undersøkelsesområdene ble under merkingen utstyrt med aktivitetsfølsomme radiosendere. Forskjeller i konstansen av signalstyrken (amplituden) viser om dyret er i aktivitet eller i ro. Siden direkte synsobservasjoner av elg om vinteren både i Norge (Sæther og Gravem upubl.) og Alaska (Risenhoover 1986) har vist at siden mer enn 99 % av tiden brukes til beiting eller kviling, valgte vi å beskrive elgens tidsbudsjett ved hjelp av to kategorier: aktivitet og kvile.

Signalene ble registrert ved hjelp av en skriver. Bare data fra hele 24 timers perioder er inkludert i de følgende analysene.

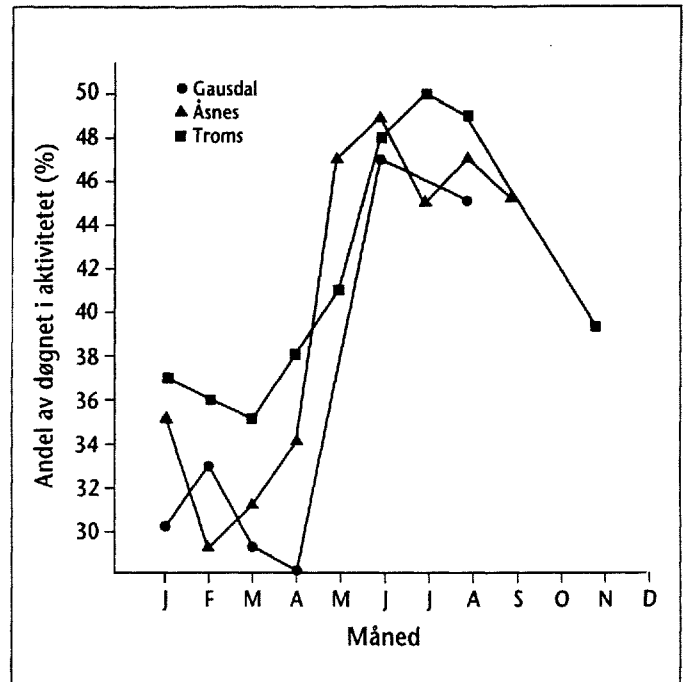
Et problem som er knyttet til analyser av denne typen data er at tidspunktet for slutten av enkelte perioder ikke blir observert fordi innsamlingen avbrytes. Dette innebærer at lange perioder med en type aktivitet kan bli underrepresentert i materialet. En ny statistisk metode ble derfor utviklet for å korrigere dataene for denne feilkilden (Vivås 1988, Vivås 1989, Vivås og Engen 1991). Alle analysene ble gjennomført ved hjelp av denne metodikken. Resultatene avvok imidlertid lite fra det som ble funnet ved direkte bruk av rådataene, noe som sannsynligvis skyldes vår bruk av 24 timers perioder.

5.3 Sesongvariasjoner i aktivitetsnivå

Elgens aktivitetsnivå varierte sterkt gjennom året (**figur 5.1**). Høyest aktivitet ble i alle områdene funnet i perioden juli-september hvor dyrene ble registrert i aktivitet mellom 45 og 50 % av døgnet.

Langt lavere aktivitetsnivå ble funnet om vinteren. I alle områdene tilbragte elgen i denne årstiden 65-70 % av tiden i ro (**figur 5.1**). På denne tiden av året var det i motsetning til om sommeren klare forskjeller mellom områdene i dyrenes aktivitetsnivå. Elgen i Troms var mer aktiv enn elgen i Gausdal. I mars beitet f.eks. en gjennomsnittselg i Gausdal ca. 7 time per døgn. Dette er ca. 1 time og 25 min kortere enn en Troms-elg i samme måned!

Økningen i aktivitetsnivå som ble funnet om våren (**figur 5.1**) så ut til å falle godt sammen med tidspunktet for snøsmelting. Dette kan skyldes at elgen i denne perioden kan foreta et markert diettskifte ved at den går over fra buskbeiting til å beite på planter i feltsjiktet (blåbær, gauksyre, etc.).



Figur 5.1

Variasjoner gjennom året i de ulike studieområdene i andelen av døgnet hvor dyret var i aktivitet. - The variation during the year in the proportion of the 24 h period spent in activity in each of the study areas.

5.4 Døgnrytme

På samme måte som det generelle aktivitetsnivået varierte gjennom året ble det også funnet sesongvariasjoner i døgnrytmen (Andersen 1989). Om vinteren ble det i alle områdene funnet en tydelig topp i aktiviteten både om morgenen og kvelden. Det var en tendens til at disse toppene falt sammen med morgengry og skumring. Dette mønsteret med to tydelige aktivitetstopper ble om sommeren erstattet med et mer ensartet aktivitetsnivå gjennom hele døgnet.

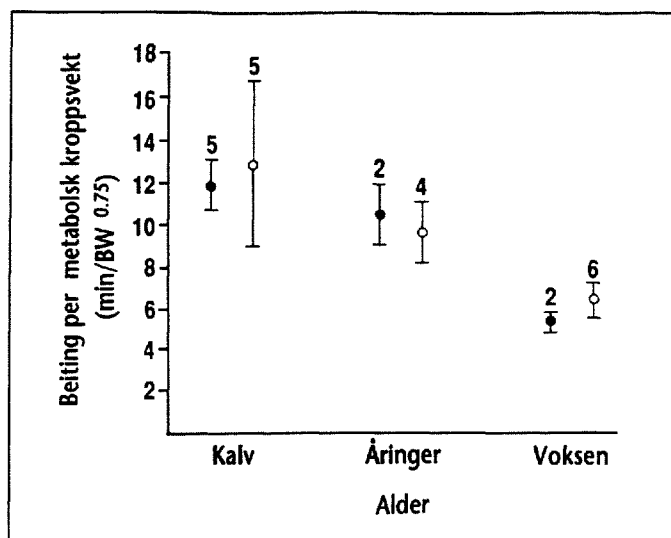
Det er verdt å merke seg at dette mønsteret ble funnet i tre områder som avviker både i det generelle aktivitetsnivået (**figur 5.1**) og i daglengde (Troms ligger nord for polarsirkelen). Dette kan tyde på at denne variasjonen i aktivitetsnivå gjennom døgnet skyldes en indre rytme hos dyret, uavhengig av daglengden.

5.5 Faktorer som påvirker elgens aktivitetsbudsjett om vinteren

Hjortedyras evne til å overleve vinteren er på våre breddegrader nøye knyttet til en effektiv husholdning med energiforbruket. Derfor kan faktorer som påvirker aktivitetsbudsjettet være svært viktig for elgens muligheter til å overleve vinteren.

Som vist over (**figur 5.1**), var vinteraktiviteten i Troms høyere enn i de andre områdene. I snitt brukte en elg ca. 9 timer til beiting i dette området mens tilsvarende tall i Gausdal og Åsnes var henholdsvis 7 1/2 og 8 timer.

Liten forskjell ble funnet i aktivitetsnivå mellom de ulike aldersgrupper (kalv, åring og voksen) (Andersen 1989). Siden elgens kroppstørrelse er avhengig av alder (Sæther og Haagenrud 1985a,b), innebærer dette at beitetid per metabolsk kroppsvekt (kroppsvekt opphøyd i 0.75) er langt høyere hos kalver enn hos de andre aldersgruppene (**figur 5.2**). Konsekvensen blir at en kalv bruker langt mer tid til å beite per kg kroppsvekt enn et voksent dyr. Et slikt mønster kan tolkes på to måter. Den ene er at en elgkalv trenger langt mer tid til å ta inn den nødvendige mengde fôr enn et voksent dyr. En alternativ tolkning kan imidlertid være at dette mønsteret viser at en elgkalv kan tillate seg å bruke langt mer tid på beiting, f.eks. til leiting etter spesielle beiteplanter, enn et voksent dyr. Dette støttes også av at dyrene i Troms brukte mer tid på å beite enn i Gausdal (**figur 5.2**).



Figur 5.2

Beitetid om vinteren i forhold til metabolsk kroppsvekt (vekta opphøyd i 0.75) for kalv, åring og voksen ku i Gausdal (fylt sirkel) og Troms (åpen sirkel). - The amount of time in activity during winter in relation to the metabolic body weight (body weight 0.75) for calf, yearling and adult female moose in Gausdal (filled circle) and Troms (open circle).

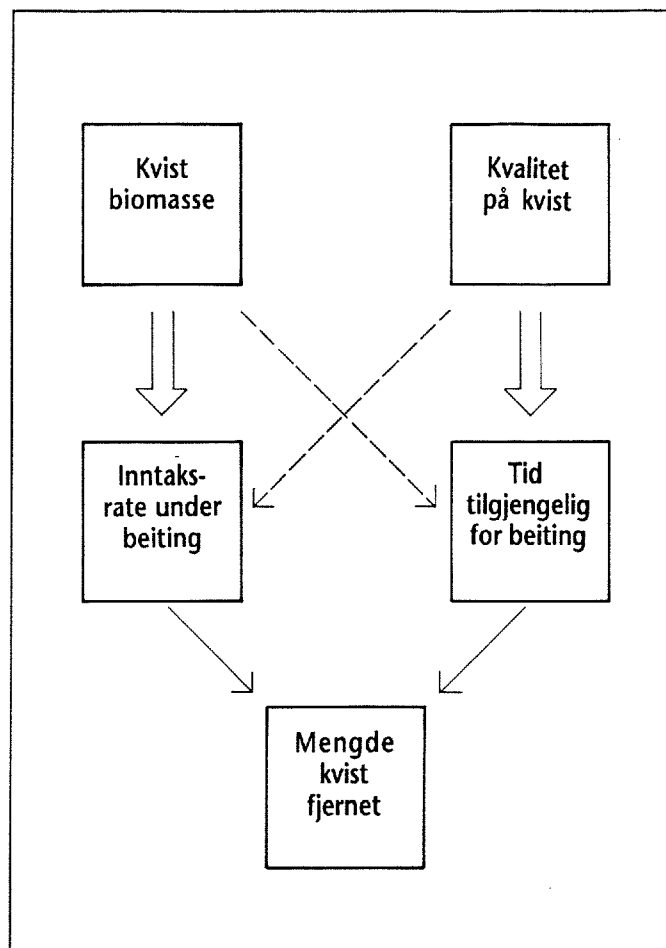
6 Elgens fôropptak om vinteren

6.1 Innledning

Fôropptaket til hjortedyr er bestemt av to komponenter: (1) inntaksraten av fôr mens dyret beiter og (2) tiden dyret har tilgjengelig til beiting. Disse to komponentene er ikke uavhengig. La oss anta at et dyr beiter kvist med stor diameter. Inntaksraten mens dyret beiter vil da bli svært høy. Imidlertid vil den dårlige kvaliteten på slike tykke kvister; høyt fiberinnhold, gjøre at lang tid er nødvendig for å fordøye den (Robbins 1983). Det totale beiteopptaket gjennom døgnet vil derfor likevel bli lavt. Samtidig vil dette dyret også få lavt energi-inntak pr tidsenhet dersom den bare velger små kvister av høy fordøyelighet (som er svært raske å fordøye), mens som har liten biomasse. Forholdet mellom de komponenter som bestemmer elgens fôropptak, er skjematisk framstilt i **figur 6.1**.

Vi har vist at elgens vinterdiett endrer seg i forhold til beitetilbudets sammensetning (**kapittel 3**). Beitingen blir mer selektiv når tettheten eller kvaliteten av de tilgjengelige beiteplantene øker. En konsekvens av denne endringen i beiteadferd er at tiden som kan anvendes til fødesøk økes (**kapittel 5**). Med andre ord medfører elgens beiteadferd at både inntaksraten og tid tilgjengelig til fødesøk, (som begge påvirker fôropptaket) (**figur 6.1**), kan endre seg som en funksjon av beitetilbudet. For å forstå hvordan endringer i beitesituasjonen påvirker elgens energibalanse må man ha kunnskap om begge disse delene av elgens beiteadferd. Det kan f.eks. tenkes at elgen kan ha svært lite inntak i den tiden den beiter hvis den har lett tilgang til stadig nye beiteplasser med høykvalitetsfôr. Slik kunnskap om hvordan beitemønsteret varierer i forhold til beitetilbudet er også viktig i modelleringen av sammenhengen mellom elgbestand og beite.

Ikke bare vinterbeitenes sammensetning avgjør elgens fôropptak. Også dyrets størrelse er viktig fordi energibehovet øker som en funksjon av kroppsvekten (Calder 1984). Størrelsen til norsk elg viser stor variasjon både mellom og innen den enkelte bestand (Sæther og Haagenrud 1985a, b). Kunnskap om betydningen av kroppsvekt for fôropptaket under naturlige forhold vil derfor være viktig for en vurdering av effekten på vinterbeitenes av en endring av kjønnsforhold eller aldersstruktur (siden dette vil påvirke elgbiomassen i området) i bestanden.



Figur 6.1
Skjematisk framstilling av de faktorer som påvirker elgens fôropptak om vinteren. Doble piler indikerer en nær sammenheng, mens prikking viser sammenhenger av sannsynligvis liten betydning. - Schematic presentation of the factors influencing the consumption of browse by the moose during winter. Double arrows indicate a strong relationship, whereas stippled arrows denote relationships which probably are of minor importance.

6.2 Metode

Data over elgens fôrinntak er basert på innsamling av møkk fra radiomerkete dyr. Disse innsamlingene foregikk ved at dyret ble synsobservert fra avstand slik at den nøyaktige posisjonen var kjent. Ett døgn seinere ble dyret støkket ut. All møkk ble samlet inn langs sporet som dyret hadde fulgt mellom disse to posisjonene. Denne me-

toden er beheftet med flere feilkilder. For det første var det et problem at andre umerkede dyr hadde kryssset eller gått sammen med det radiomerkete dyret. Det kunne også være vanskelig å skille ut møkk fra dyr som hadde passert gjennom området tidligere, spesielt i områder med høy beitebelastning. I slike tilfeller ble innsamlingen avbrutt. En del møkkperler kunne også bli oversett p.g.a. mye løssnø. Imidlertid ble det lagt stor vekt på en nøye gjennomletning av sporet slik at denne feilkilden er av minimal betydning.

En mer fundamental forutsetning for bruk av denne metoden er at defekasjonsraten er relativt konstant over tid. Lite data eksisterer i dag som kan underbygge denne antagelsen.

Møkka fra ku og kalv ble skilt fra hverandre ved at kalven hadde mindre og spissere møkkperler enn voksne dyr. Derfor kunne møkk fra disse to kategoriene dyr samles inn i samme spor.

Møkka som ble samlet inn, ble tørket ved romtemperatur i ca. 1-2 døgn og deretter veid. Deretter ble tørrvekta bestemt etter 1 døgnstørking i varmeskap ved 70°C.

Fordøyeligheten av tilfeldig valgte kvist langs sporet ble bestemt som beskrevet i **kapittel 3**. Tørrvekta av den inntatte kvisten (TVI) ble bestemt ut fra formelen

$$TVI = \sum_i p_i \frac{TVM}{(1 - IVD_i)}$$

hvor TVM er tørrvekta av møkka, IVD_i er fordøybarheten av en kvist med gjennomsnittlig diameter av art i og p_i er andelen som vekta av kvist av art i utgjorde av det totale inntaket, basert på klippfordelingen langs sporet (jfr. **kapittel 3**).

Den tilgjengelige biomassen av vinterbeite ble bestemt ved at sirkulære flater med areal 50 m² ble tilfeldig fordelt innenfor det leveområdet hvor dyret hadde oppholdt seg i forbindelse med møkkinnsamlingene. I snitt ble ca. 30 flater lagt ut per leveområde. Den tilgjengelige beitemassen på den enkelte flate ble estimert som beskrevet i **kapittel 3**. Den gjennomsnittlige tilgjengelige beitemassen på disse flatene ble anvendt som et mål på beitetilbudet innenfor leveområdet.

Dyrene ble veid i forbindelse med merking ved hjelp av en digital vekt med nøyaktighet +/- 2 kg festet på lastekroken til helikopteret (se **kapittel 8**).

6.3 Resultater

Det ble funnet betydelige forskjeller i fôropptak mellom områdene. Størst var fôropptaket i Hobøl og minst i Gausdal. Forskjellen mellom områdene var mest markert for kalvene ($P < 0.05$). Kuene viste en klar nedgang i fôrintaket gjennom vinteren i Gausdal ($R^2 = 0.67$, $P < 0.001$), mindre markert, men likevel statistisk signifikant i Hobøl ($R^2 = 0.10$, $P < 0.05$). Det var også nedgang i Åsnes, men materialet var for lite for statistisk analyse. Kalvene viste også tendens til nedgang over vinteren, men nedgangen var ikke statistisk sikker. Beregnet som kg våtvekt, varierte kvistinntaket for kuene fra 16 kg i Hobøl til 8 kg i Gausdal, og for kaølvne fra 9,5 kg i Hobøl til 4,5 kg i Gausdal.

I det følgende vil vi analysere hvilke faktorer som kan forklare disse forskjellene i fôropptak. I første rekke vil vi sammenligne Gausdal, Troms og Åsnes, hvor vi har de mest komplette datasettene.

Nedgangen i fôrintak over vinteren skyldes neppe primært en nedgang i elgens stoffskifte. Studier av elg i fangenskap har vist at stoffskiftet er lavere om vinteren enn om sommeren, men nivået er stabilt fra desember til mars-april (Regelin et al. 1985). Det er derfor sannsynlig at nedgangen er en følge av synkende kvalitet av tilgjengelig fôr. I Hobøl fant vi også en økning i avbittsdiameter av beitet kvist mot slutten av vinteren. Nedgangen i fôrintak kan da skyldes at elgen hele vinteren eter til full vomkapasitet. Med synkende fôr kvalitet kreves lenger oppholdstid i vomma, noe som igjen blokkerer fôrintaket. Men årsaken kan også være at det ikke nødvendigvis gir størst energiutbytte for elgen å fylle vomma maksimalt, men at det heller lønner seg å søke mer etter næringsrikt fôr.

Siden vi ikke har data for volum og kvalitet av vominnholdet over vinteren, kan vi ikke si hvilke av disse to hypoteser er riktige. Allikevel bør det nevnes at elgen i Hobøl mot slutten av vinteren tilbakelegger større daglige distanser og også at aktivitetsnivå viser sammenheng til diversiteten av beiteplanter (Sæther og Andersen 1990, **kapittel 5**).

6.3.1 Betydningen av temperatur og snødybde

Variasjoner i snødybde forklarte bare en liten andel av variasjonen i inntaket av kvist. På samme måte hadde også lufttemperaturen svært liten betydning for variasjoner i inntaket av kvist. Til tross for at den store spennvidden både i snødybde (0.3 - 1.1 m) og temperatur (-26 °C - 4 °C) forklarte disse to variablene samlet bare en ubetydelig del (under 15 %) av variasjonen i fôropptaket hos elgen i de tre undersøkelsesområdene (Andersen og Sæther in press).

6.3.2 Betydningen av kroppsvekt

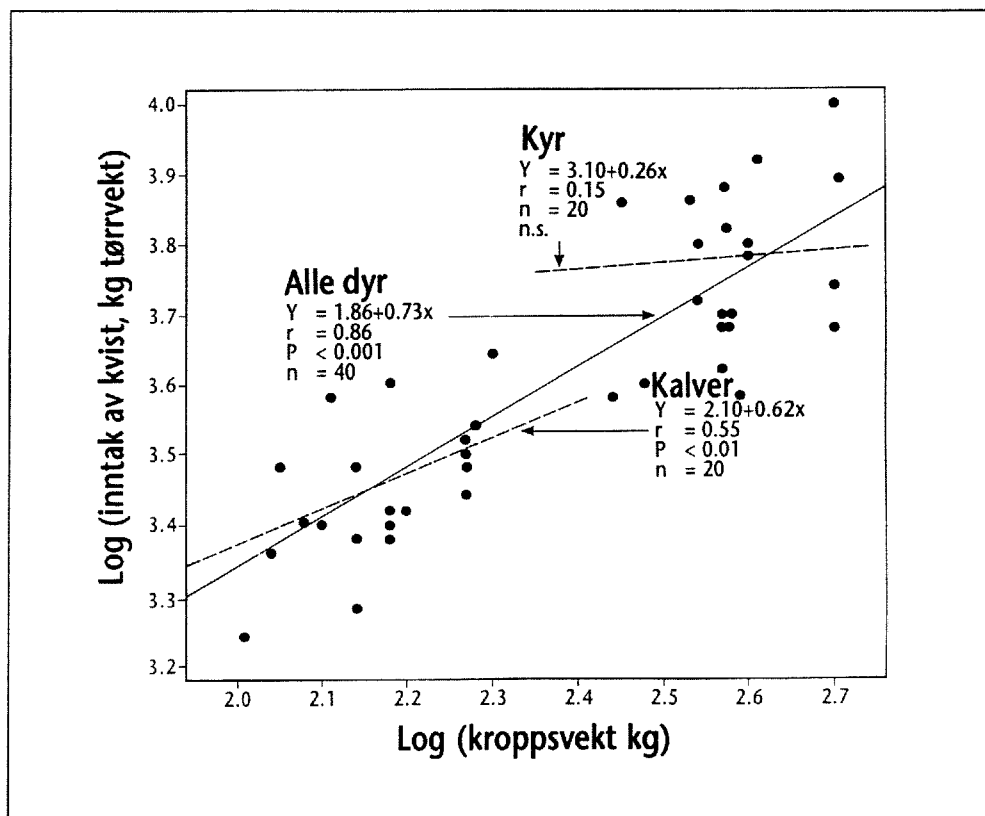
Fôropptaket økte med kroppsvekt (**figur 6.2**). Hellingskoeffisienten for denne sammenhengen plottet i en figur med logaritmisk skala (0.73) var svært lik økningen i den basale metabolismen med kroppsvekt (0.75). Den basale metabolismen er et mål for dyrenes energibehov. Dette innebærer at elgens fôropptak øker eksponentielt med kroppstørrelsen omtrent med samme rate som energibehøvet øker med kroppsvekt.

Selv om dyrene beitet i samme område, og dermed hadde tilgang på det samme tilbudet av beiteplanter, var det bare liten sammenheng mellom fôropptaket til kua og kalven ($r = 0.36$, $n = 20$, $p > 0.1$). Disse aldersgruppene blir derfor i det følgende analysert separat. Sammenhengen mellom kroppsvekt og fôropptak var forskjellig for de to aldersgruppene. Mens store kalver spiste mer kvist enn små, var det ingen slik sammenheng med kroppsvekt hos de voksne kyrne (**figur 6.2**).

6.3.3 Betydningen av tilgjengelig biomasse av vinterbeiteplanter

Den tilgjengelige biomassen av vinterbeiteplanter var en svært viktig faktor for å forklare variasjoner i fôropptaket både hos kalvene og de voksne kyrne (**figur 6.3**). Dette kan illustreres ved at variasjon i denne variabelen kunne forklare 44 og 36 % av variasjonen i fôropptaket til henholdsvis voksne kyr og kalver. Dette viser at om vinteren er elgen i stand til å variere fôropptaket som en følge av tilgangen på vinterbeite. Uttaket av kvist økte med tilbudet.

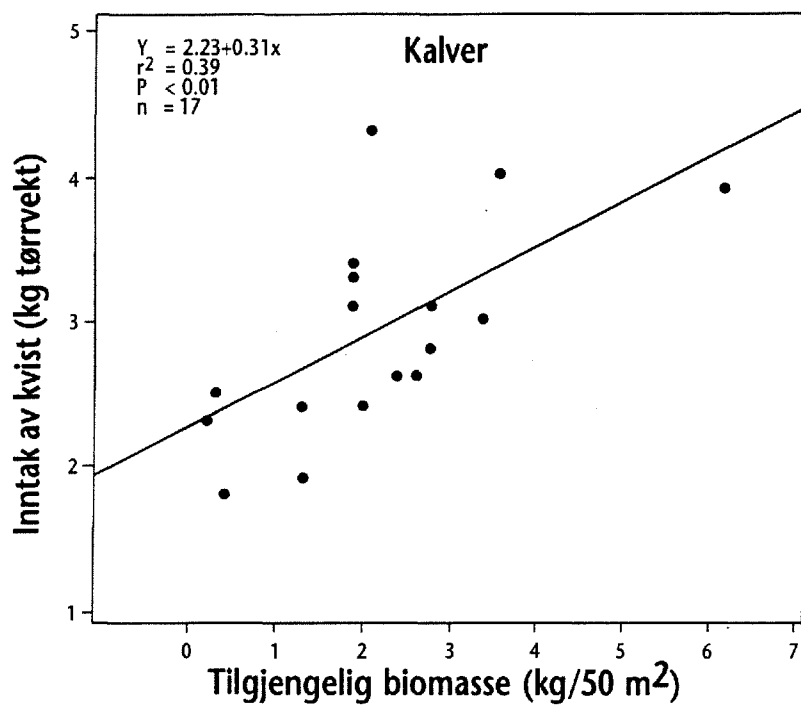
Kvaliteten av den kvisten (uttrykt ved fordøyeligheten) som ble spist, økte med tilbudet innenfor leveområdene. En sammenligning mellom uttaket på beiteflatene i Troms og Gausdal viste at beitetilbudet var størst i Troms (10944.1 g/tørvekt per 50 m² beiteflate mot 414.1 g beitemasse i Gausdal). Her fjernet elgen i gjennomsnitt 33.6 g kvist fra beiteflata. Dette var imidlertid bare litt over en tredjedel av tilsvarende uttak på ei beiteflate i Gausdal Vestfjell. Disse resultatene overenstemmer med resultatene fra **kapittel 3** som viste at elgen ble mer selektiv det større tilbudet av beite er. Både en økning av klippraten og et øket tid tilgjengelig til beiting kan derfor forklare sammenhengen mellom fôropptak og tilgjengelig plantebiomasse.



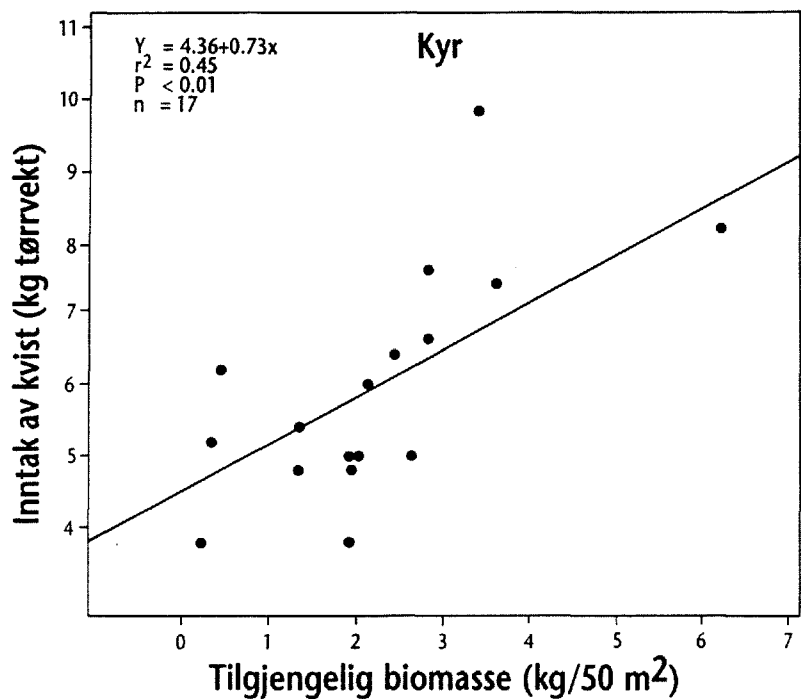
Figur 6.2

Fôropptak i forhold til kroppsvekt for ku og kalv fra Troms, Gausdal og Åsnes. - Browse intake in relation to body weight for cow and calf of moose in Troms, Gausdal and Åsnes.

a)



b)

**Figur 6.3**

Sammenhengen mellom fôrøpptak og tilgjengelig biomasse innenfor leveområdet for (a) kalv og (b) ku fra Troms, Gausdal og Åsnes. Bare data fra leveområder hvor data ble samlet både fra ku og kalv er benyttet. - The relationship between browse intake and the available browse biomass within the home range for (a) calf and (b) cow of moose. Only home-ranges where data for both cow and calf were available are included in the analyses.

6.3.4 Betydningen av tid tilgjengelig til beiting

De foreliggende økonomiske rammer for programmet tillot ikke inn-samling av data over tidsbudsjettene til individuelle dyr. Derfor vil vi undersøke effekten av tid tilgjengelig til beiting på fôrøpptaket (se **figur 6.1**) gjennom en sammenligning av beiteuttaket i Troms (beiter av høy kvalitet) og Gausdal (lav beitekvalitet).

Overraskende nok ble det ikke funnet en signifikant forskjell mellom beiteuttaket i mars-april til voksne kyr i Troms ($\bar{x}=5529 \pm 1428$ g tørrvekt, $n=15$) og i Gausdal ($\bar{x}=4292 \pm 797$ tørrvekt, $n=5$). Imidlertid var kvaliteten på kvisten i Troms så mye høyere at den mengden dyrene kunne utnytte (nettoinntaket) ble signifikant høyere i dette området enn i Gausdal.

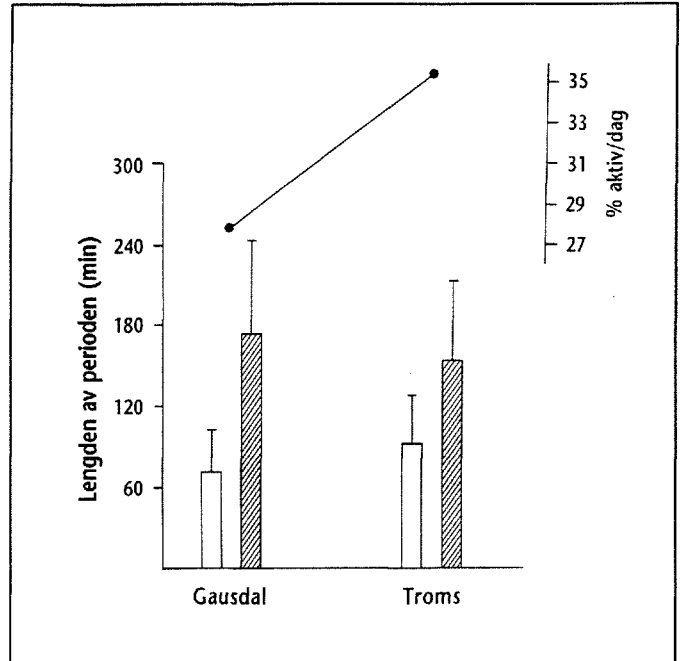
Årsaken til den relativt lille forskjellen i inntak av kvist kan forklares ved forskjeller i områdenyttelsen. Troms-elgen tilbragte en større andel av døgnet i aktivitet enn Gausdal elgen (**figurene 5.1 og 6.4**). Dette skyldes både signifikant lengere aktivitetsperioder og signifikant kortere hvileperioder (**figur 6.4**). Dette økte aktivitetsnivået utnyttet elgen i Troms til å vandre signifikant mer rundt (Sæther og Andersen 1990). Mens en elg i Troms i løpet av en 5 dagers periode (peilet 2 ganger i døgnet) i gjennomsnitt beveget seg en distanse på 6.2+1.5 km ($n=22$), var tilsvarende distanse i Gausdal Vestfjell bare 4.9+1.5 km ($n=8$).

6.3.5 Konklusjon

Disse resultatene viser at ei voksen elgku trenger ca 1.4 tonn kvist i løpet av en 4 måneders vinterbeiteperiode.

Liten variasjon ble funnet i inntaket mellom områder med ulikt beitetilbud. Imidlertid varierte netto-inntaket sterkt p.g.a. endringer i tidsbudsjettet. Tilførsel av ekstra beiteressurser f.eks. gjennom vinterhogst av furu vil derfor være et viktig beiteforbedrende tiltak. Dette vil medføre at elgen vil vandre mer rundt og beite mer selektivt (Sæther et al. 1989). Elgen vil på den måten etterlate seg en større andel av biomassen på treet enn når beitetilgangen er begrenset.

Våre resultater viser at kalven har i forhold til kroppsvekten et relativt høyt inntak av beite.



Figur 6.4

Lengden av hvileperioden (skraverte søyler) og aktivitetsperioden (hvite søyler) sammen med andelen av døgnet i aktivitet (fylte sirkler) om vinteren for kyr i Gausdal og Troms. - The length of the resting period (cross-hatched columns) and the activity period (White columns) in addition to the proportion of the 24 h period spent in activity (circles) during winter for adult cows in Gausdal and Troms.

7 Vandringer og etableringsmønstre

7.1 Innledning

Vi har i de foregående kapitlene beskrevet hva elgen velger av næring og hvordan dette påvirker elgens områdebruk om vinteren. Vi har vist at elgen på denne årstiden har et stort inntak av kvist. Dette vil kunne påvirke veksten og forekomsten til de viktige beiteartene i disse områdene. Antallet elg som opptrer på vinterbeitene har derfor store konsekvenser både for det økonomiske utbyttet av skogbruket og elgstammens videre utvikling. Dette antallet reguleres med de lave bestandene vi i dag har av store rovdyr, hovedsaklig gjennom jaktuttaket. For å oppnå en rimelig balanse mellom tilbudet av beite og elgstammens størrelse må vi derfor vite hvor dyrene vil jakte på befinner seg om vinteren.

Et av hovedmålene med "Elg-skog-samfunn" var nettopp å kartlegge omfanget av vandringer i en del norske elgbestander. En beskrivelse av vandringsmønstrene i disse områdene er tidligere gitt av Sæther et al. (1987 b) og i Hobøl av Hjeljord og Knutsen (1987). Videre foreligger det beskrivelser av trekkforholdene til norsk elg merket både i Nord-Trøndelag (Lorentsen et al. 1991), og i Løten og Stor-Elvdal i Hedmark (Sæther og Heim 1991).

I tillegg til vandringerens omfang, vil også mønsteret i etableringen av nye leveområder ha stor betydning for en vurdering av effekten av jakta på elgstammens videre utvikling. Undersøkelser fra Sverige har vist at elgen både sommers- og vinterstid kan være svært tradisjonsbundet i valg av leveområder (Cederlund et al. 1987, Sweanor og Sandegren 1989). I disse undersøkelsene hadde åringskyrne en sterk tendens til å velge leveområder i tilknytning til de områdene som mora benyttet. Kjønnforskjeller i graden av utvandring vil derfor ha stor betydning for hvordan en dreining av kjønnsforholdet i jaktuttaket vil påvirke elgens områdevalg (Sæther 1987).

I dette kapitlet vil vi gi en oversikt over vandringerens omfang i de ulike områdene og vise hvordan variasjoner i snøforholdene kan påvirke forløpet av trekket. I tillegg vil vi vise hvordan etableringen av nye leveområder, spesielt hos hunndyr, skjer i forhold til de områdene som mora benytter.

7.2 Metode

De fleste peilingene av dyrene er foretatt fra bakken. En del peilinger er også foretatt fra fly.

Peilingene er bearbeidet ved hjelp av digitaliserte kart. Peilinger som ikke kunne stedfestes sikkert innenfor et område på 1 km², er utelatt fra presentasjonene fordi svake signaler kunne stamme fra andre kilder enn elgsendere.

Bare første og siste peiling er tatt med for dyr som oppholdt seg i et avgrenset område over lengere tid. Dette er gjort for å unngå at peilinger som er foretatt i perioder med intens oppfølging av dyrene, blir overrepresentert i materialet.

I den foreliggende bearbeiding er det bare inkludert dyr som er sikkert identifisert. Dette innebærer at observasjoner hvor dyret med stor sannsynlighet er identifisert til individ ikke er tatt med i analysene. Dette gjelder blant bl.a. ei voksen ku som ble observert ved Tryvann i Oslo, som med stor sannsynlighet var merket vinteren 1984 i Gausdal Vestfjell. Dessuten oppholdt det seg ett dyr med ekspanderende halsbånd i Skjomen, sør for Narvik, sensommeren-høsten 1987. Dyret var med stor sannsynlighet individ nr. 572, merket som kukalv i Målselv vinteren 1987. Denne elgen etablerte deretter, i 1988, fast sommer- og høsttilhold i Vassdalen nord for Narvik, men trakk hver senhøst over til Øvre Bardu.

Ett annet dyr som ut fra beskrivelsen av halsbåndet, sannsynlig var merket i Bardu/Målselv, ble sett under elgjakta 2.10.90 like inne på finsk side for Goatteluobbal, Kautokeino kommune i Finnmark. Alt tyder på at det var samme voksne ku som flere ganger vinteren 1990/91 ble observert ved Galanito noe lengere nord i Kautokeino kommune.

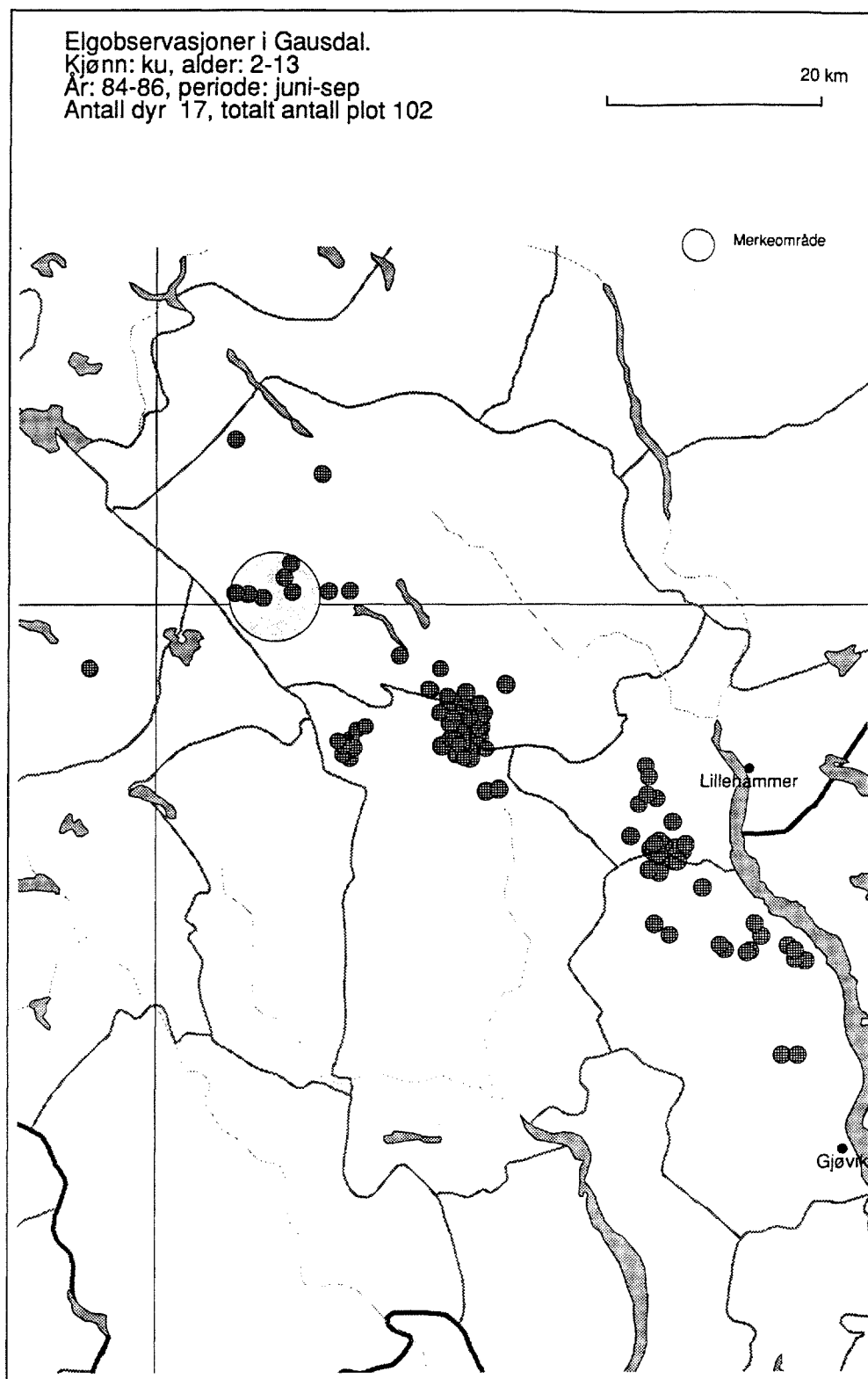
En merket elgokse ble sett og fotografert på svøm over Gisundet nord for Finnsnes, Lenvik kommune i St. Hans-tida 1989. Fra dette tidspunkt oppholdt dyret seg på Senja. Alt tyder på at dette var en kalv født i Målselv våren 1987.

Trekkdistansten ble bestemt som den lengste distansen mellom posisjonen ved første merking og en posisjon i perioden juni-september.

7.3 Vandringerens omfang

I områdene Troms, Åsnes og Gausdal ble det til dels funnet lange vandringer (**figurene 7.1-7.3**). Flere dyr trakk mer enn 50 km i luftlinje mellom vinterbeiteområder og sommeroppholdssteder (**figur 7.4**).

Dyrene som ble merket i Gausdal Vestfjell trakk hovedsaklig i sør-sørøstlig retning (**figur 7.1**), mange til områdene vest for Mjøsa. Sportellinger om våren av antall dyr som trakk ut fra området, viste



Figur 7.1

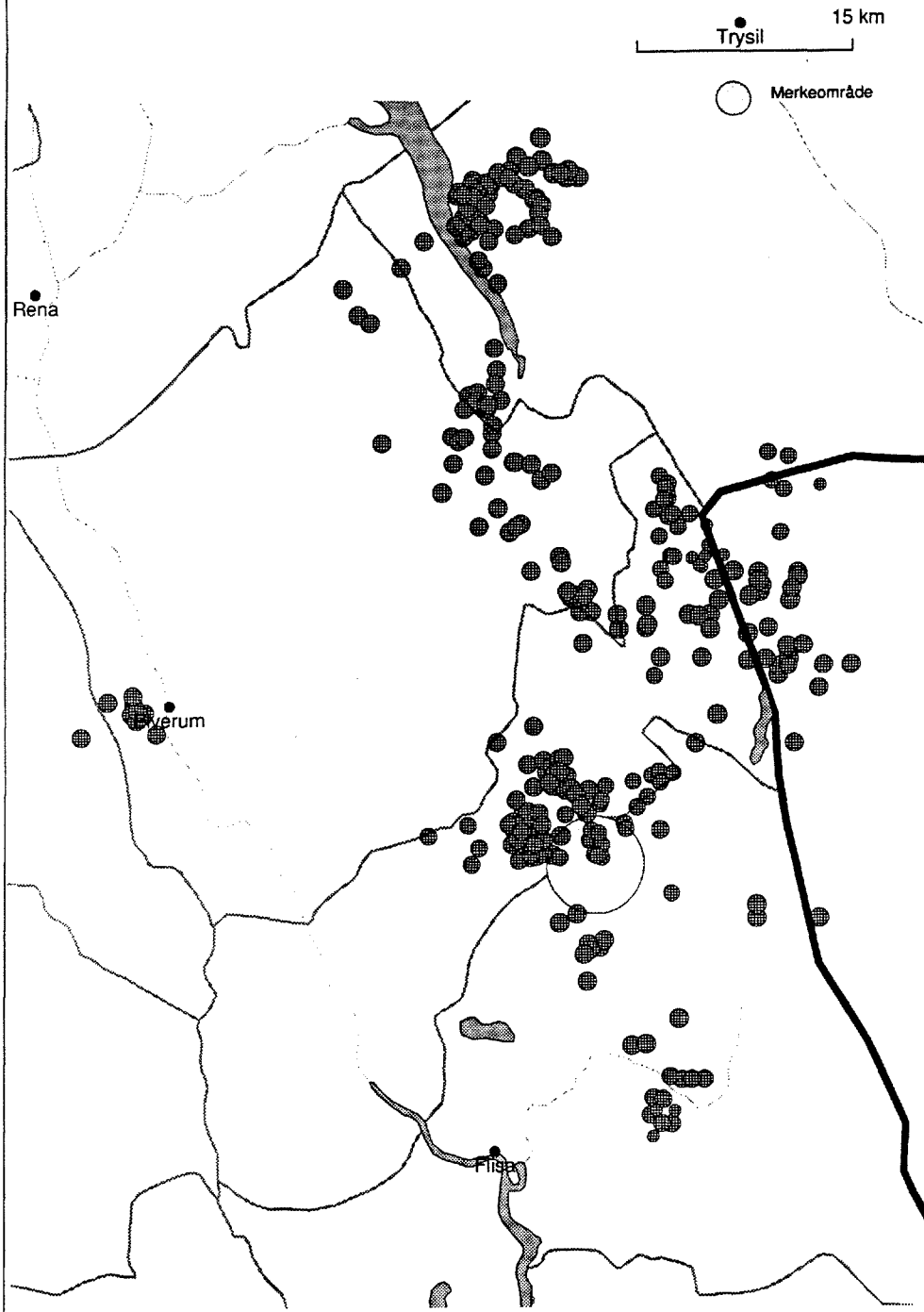
Trekkmønster til voksne kyr merket i Gausdal i årene 1984-86. - The pattern of movement of adult cows collared in Gausdal during the years 1984-86.

Elgobservasjoner i Aasnes.

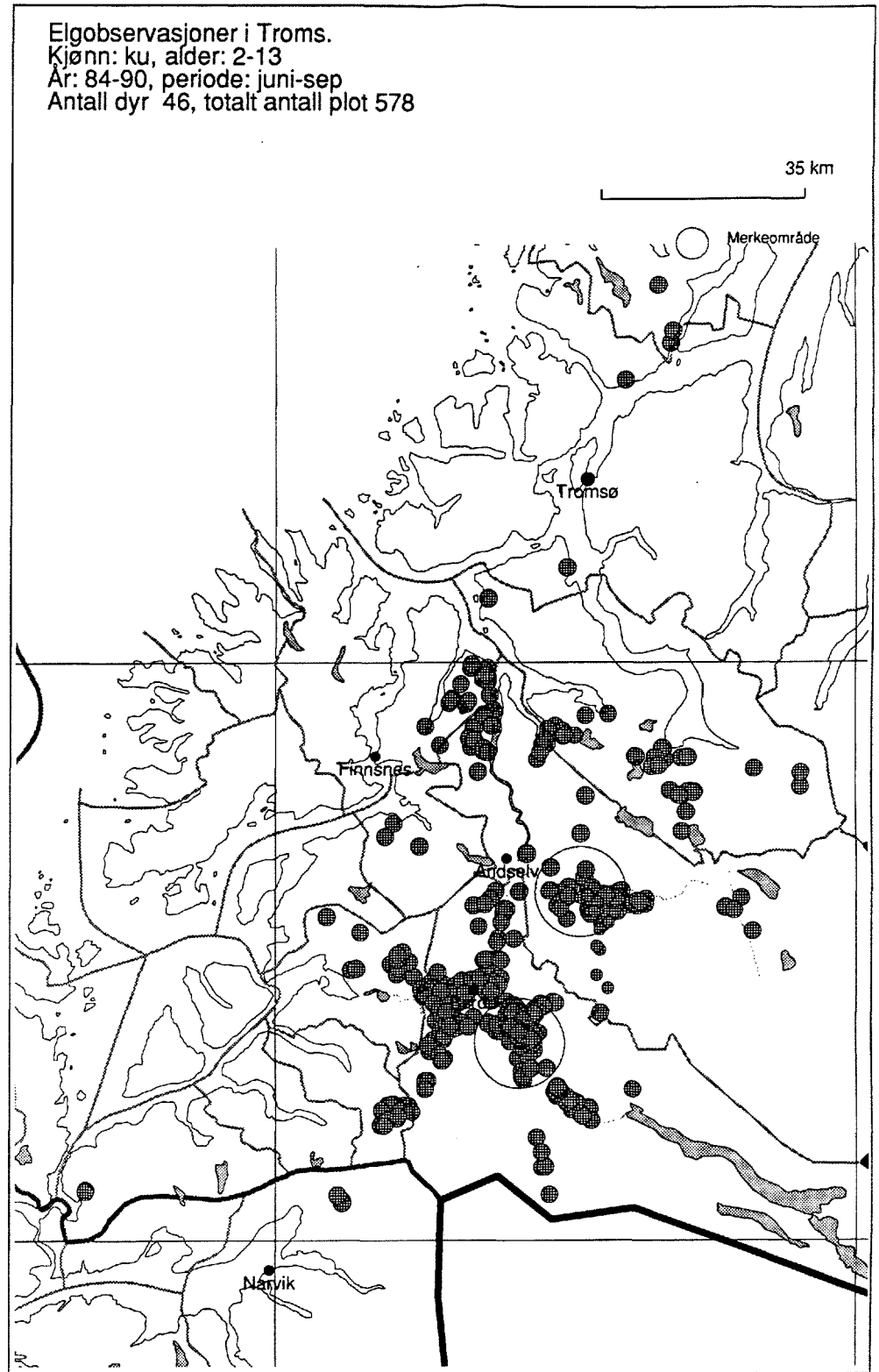
Kjønn: ku, alder: 2-13

År: 85-90, periode: juni-sep

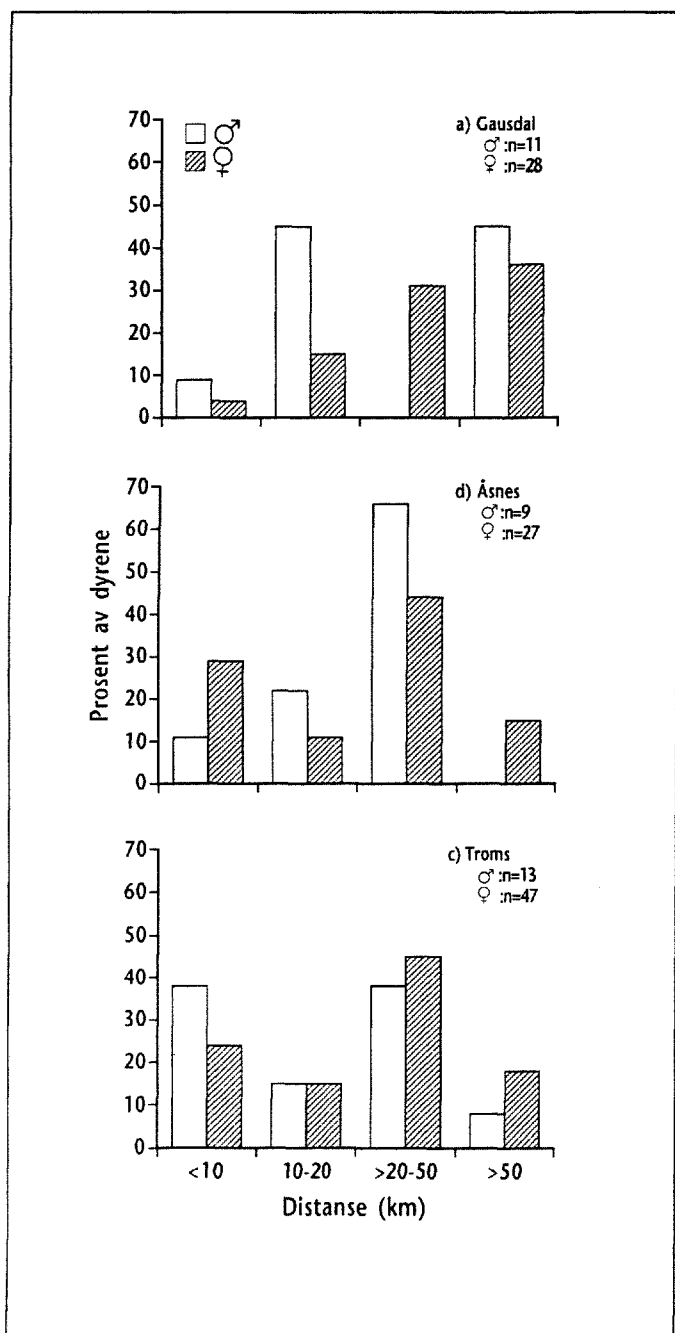
Antall dyr 30, totalt antall plot 306

**Figur 7.2**

Trekkmønster til voksne kyr merket i Åsnes. - The pattern of movement of adult cows collared in Åsnes during the years 1984-86.



Figur 7.3
 Trekkemønster til voksne kyr merket i Bardu og Målselvdalen i årene 1984-1990. - The pattern of movement of adult cows collared in Bardu and Målselvdalen in Troms during the years 1984-90.

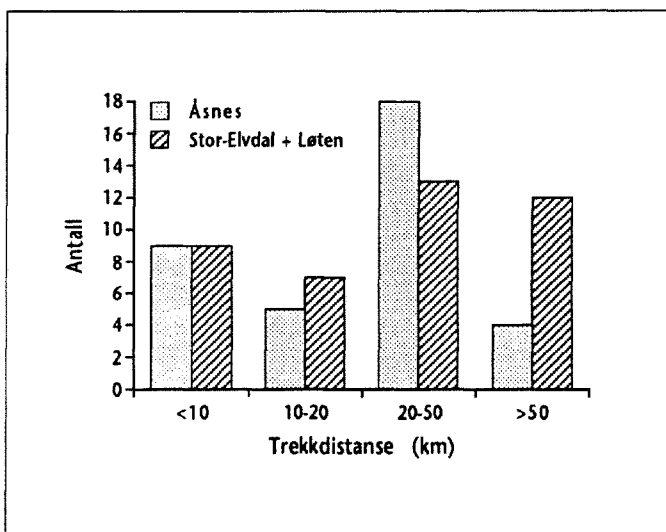


Figur 7.4
 Fordeling av trekkdistanser til voksne okser og kyr i de tre undersøkelsesområdene med trekkelg. n=antallet dyr. Hvert dyr har bidratt med bare en distanse. - The distribution of migration distances between the summer and winter home range of adult moose cows and bulls in the three study areas with a seasonal migration pattern. n=number of animals. Only one distance is computed per animal.

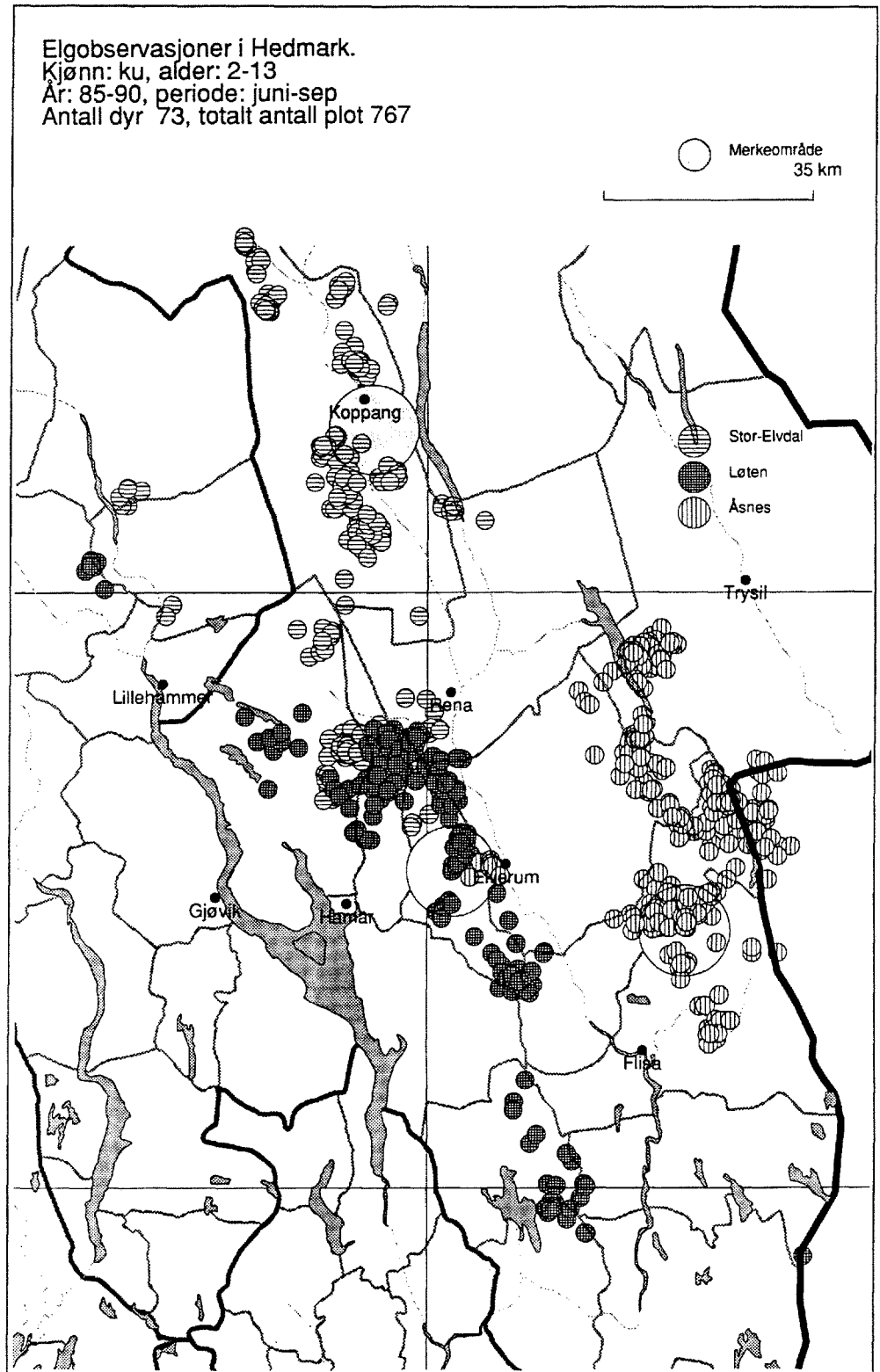
at i perioden 1980-83 trakk i snitt 166 dyr ut av området. Vinterbeitebestanden ble i samme periode antatt å være 263 dyr. Dette innebærer at ca. 63 % av vinterbestanden besto av trekkdyr (Andersen 1991). Denne andelen overenstemmer svært godt med at 19 av 26 radiomerkede elger (79 %) ble funnet å trekke ut fra dette området.

Dyrene som ble merket i Åsnes hadde en nordlig til østlig trekkretning (**figur 7.2**). Færre langt-trekkende (> 50 km) ble funnet her enn i Gausdal Vestfjell (**figur 7.4**). En sammenligning med den fordelingen av trekkdistanser som ble funnet blant kyr merket i Løten og Stor-Elvdal i Hedmark (Sæther og Heim 1991), viste vandringar av et tilsvarende omfang som funnet blant dyr fra Åsnes (**figur 7.5**). Ingen signifikant forskjell ble funnet i fordelingen av trekkdistanser mellom disse to gruppene dyr, hverken for okser eller kyr.

En sammenligning av trekkmønstrene i Hedmark (**figur 7.6**) viser at dyr merket i samme vinterbeiteområde har svært like vandringseier. F.eks. i Stor-Elvdal og Åsnes var bestemte trekkretninger framherskende. Ingen av dyrene i Stor-Elvdal trakk mot svenskegrensa. Selv om et stort antall dyr samlet er merket i Hedmark, mangler vi fremdeles sommerobservasjoner av radio-elg i store områder av fylket.



Figur 7.5
 Sammenligning av fordelingen av trekkdistanser til dyr merket i Åsnes og i Stor-Elvdal/Løten i Hedmark. - The distribution of migration distances of moose collared in Åsnes and Stor-Elvdal/Løten in Hedmark.



Figur 7.6
 Trekkmønster til voksne kyr merket i Løten, Stor-Elvdal og Åsnes i Hedmark.
 - The pattern of movement of adult cows radiocollared on the winter-grounds in Løten, Stor-Elvdal and Åsnes.

I Troms ble det funnet langt mindre retningsbestemte trekk enn i de sørnorske trekkbestandene (figur 7.3). Dyr merket i Bardu- og Målselvdalen trakk langs hoveddalførene både ut mot kysten og inn i landet. Størstedelen av dyrene som om våren trakk ut fra Bardu-dalen, beveget seg i en sør- til nordvestlig retning ut mot kysten. Flere dyr oppholdt seg imidlertid om sommeren i innlandet (Tornetråsk, Vassdalen, Fossbakken). For dyrene merket i Målselvdalen var to hovedtrekkretninger framtrepende (figur 7.3). En gruppe dyr trakk til områdene rundt Balsfjorden. Den andre hovedgruppen dyr fulgte Målselvdalen til fjord-distriktene i Lenvik.

7.4 Vandringer i forhold til kjønn

Gjennom "Elg-skog-samfunn" ble hovedvekten av merkingene lagt på hunndyrene. For å få tilstrekkelig materialstørrelse også for okseene, ble i tillegg resultatene fra merkingene i Stor-Elvdal og Løten inkludert i de følgende analysene. Dersom man betrakter materialet fra de trekkende bestandene som et hele, var det ingen signifikant forskjeller mellom kjønnene i fordelingen av trekkdistansene (figur 7.7, $X^2 = 3.78$, $p > 0.1$, d.f. = 3). Det var imidlertid en svak tendens til at en større andel av okser enn kyr oppholdt seg innenfor en avstand på 20 km fra merkestedet (figurene 7.8, 7.9 og 7.10).

Denne forskjellen var spesielt stor blant dyrene merket i Gausdal Vestfjell (figur 7.1 og 7.8). Her ble 54 % av oksene funnet innenfor en radius av 20 km fra merkestedet. Derimot trakk 82 % av kyrne lengere enn dette. Fordelingen av trekkdistanser var derfor i dette området signifikant forskjellig for de to kjønnene ($X^2 = 9.36$, d.f. = 3, $p < 0.05$). I ingen av de tre andre områdene ble det ikke funnet signifikante kjønnsforskjeller i vandringslengde (figurene 7.2, 7.3, 7.8, 7.9 og 7.10) (Sæther og Heim 1991).

7.5 Betydningen av snøforholdene for trekkets omfang

Vintrene 1988/89 og 1989/90 manglet lengre perioder med snødekke i de lavereliggende delene av Hedmark. En sammenligning av trekkforløpet disse årene med det resten av undersøkelsesperioden vil derfor gi en beskrivelse av effekten av variasjoner i snøforholdene for trekkets forløp.

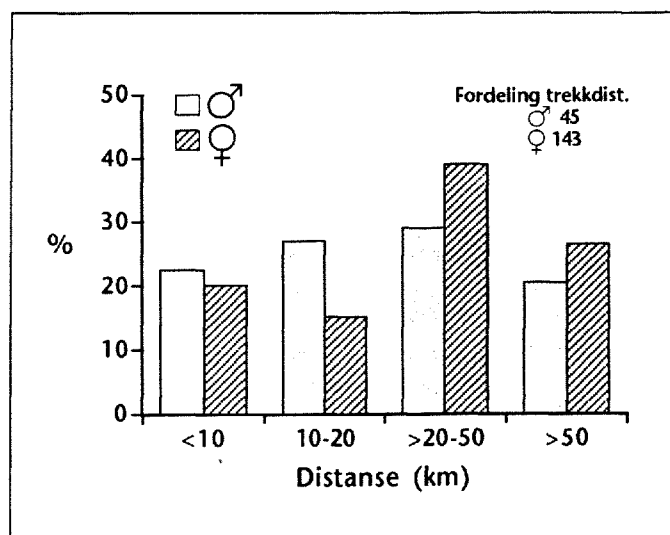
Fraværet av snødekke medførte at trekket fullstendig endret forløp (figur 7.10). Dyrene trakk kortere og ble stående lengre nord i nærmere tilknytning til sommerområdene. Her oppholdt de seg særlig i habitattyper som var lite brukt de andre vintrene, nemlig i bratte lier med hogstmoden granskog hvor de beitet blåbærlyng.

7.6 Etableringsmønster

Som et mål for graden av utvandring, benyttet vi den lengste avstanden mellom en posisjon til mora i perioden juni-september og en posisjon til kalven i perioden juli-oktober det andre leveåret. Ved å velge disse periodene ville vi unngå å få med kuas vandringer i forbindelse med brunsten samtidig som vi får inkludert observasjoner av kalver gjort under jakta.

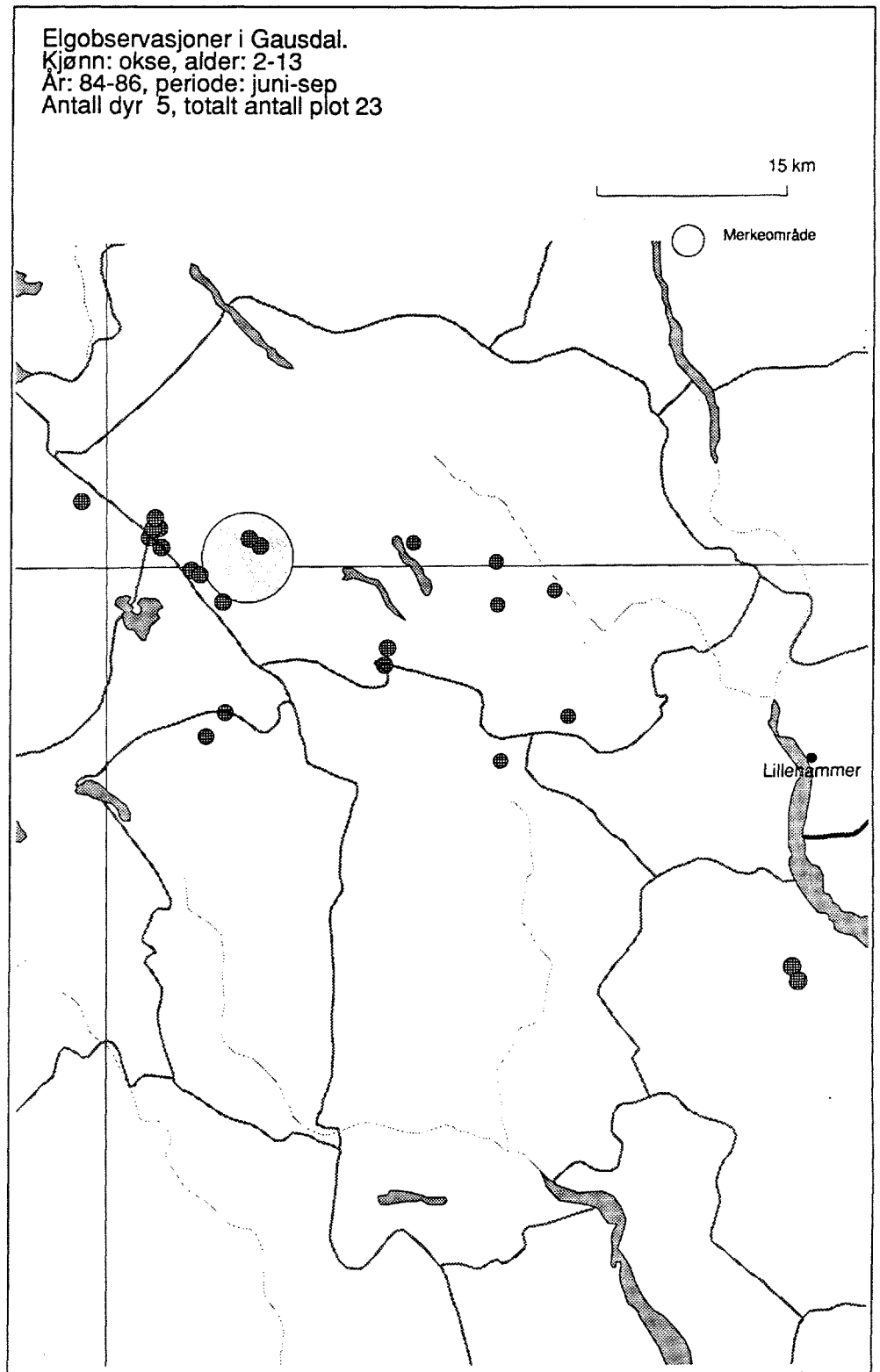
I Troms ble det funnet en klar forskjell mellom kjønnene i graden av utvandring. Alle oksekalvene ($n = 6$) befant seg mindre enn ei mil fra mora i denne perioden mens kukekalvene hadde en større tendens til å vandre ut ($X^2 = 10.69$, $p < 0.01$). Denne kjønnsforskjellen var imidlertid influert av at oksekalver som oppholdt seg i nærheten av mora hadde større sjanse for å bli peilet p.g.a. kortere rekkevidde på øresendere. Oksekalver som vandret skulle likevel bli rapportert tilbake som fellinger under jakta. I det totale merkematerialet fra Gausdal Vestfjell, Hedmark og Troms var det også en tilsvarende kjønnsforskjell i graden av utvandring mellom de to kjønnene.

I Troms etablerte et stort antall unge kyr seg langt unna moras oppholdssted (figur 7.12). Flere dyr befant seg mer enn 40 km unna moras leveområde. Også i Åsnes vandret flere kyr ut fra det områ-



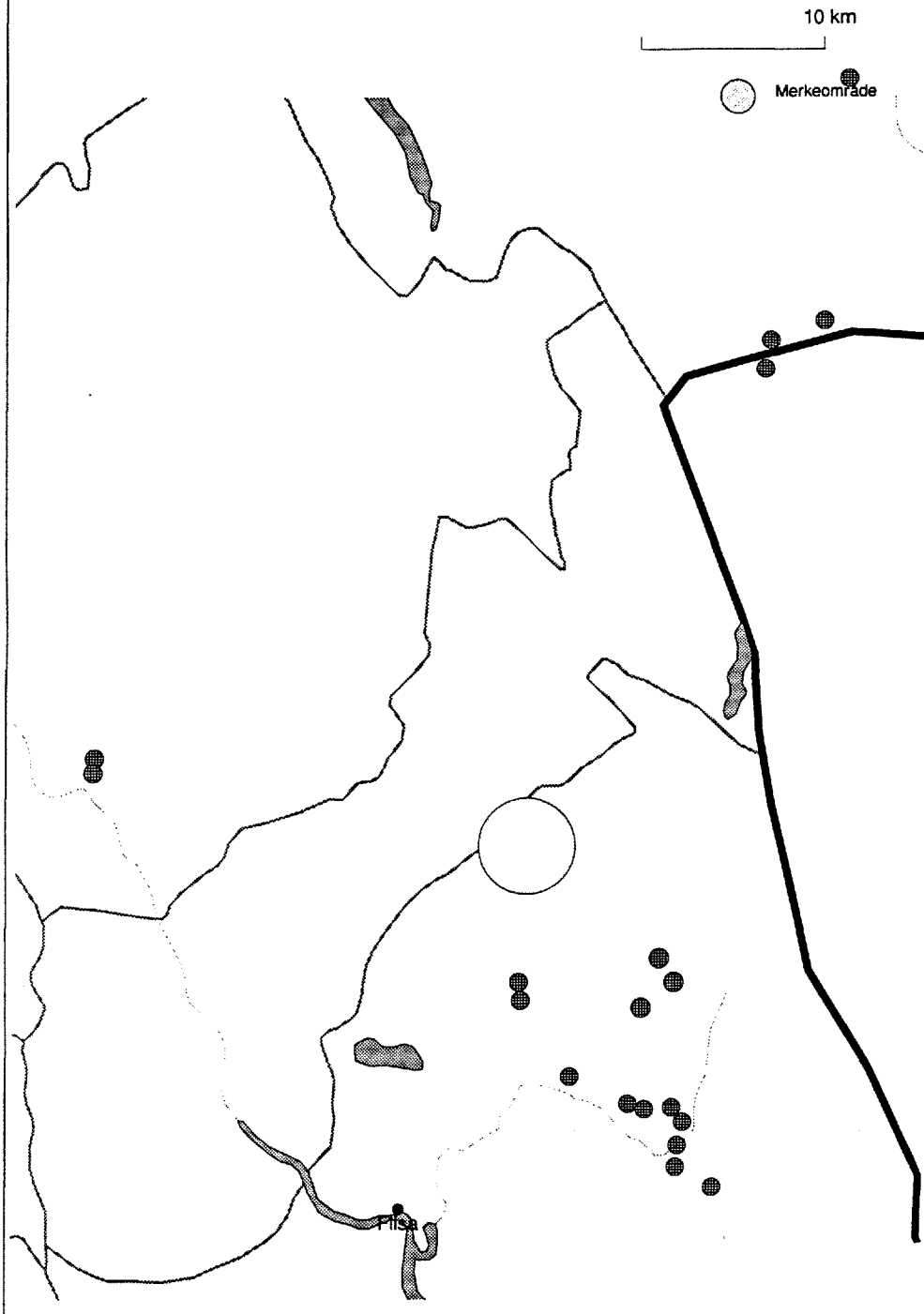
Figur 7.7

Kjønnsforskjeller i fordelingen av vandringsdistanser til elg merket i områder med trekkelg (Gausdal Vestfjell, Åsnes, Stor-Elvdal, Løten, Bardu- og Målselvdalen). - The distribution of migration distances in relation to sex for moose radiocollared on winter grounds with migratory moose (Gausdal Vestfjell, Åsnes, Stor-Elvdal, Løten and Målselvdalen).



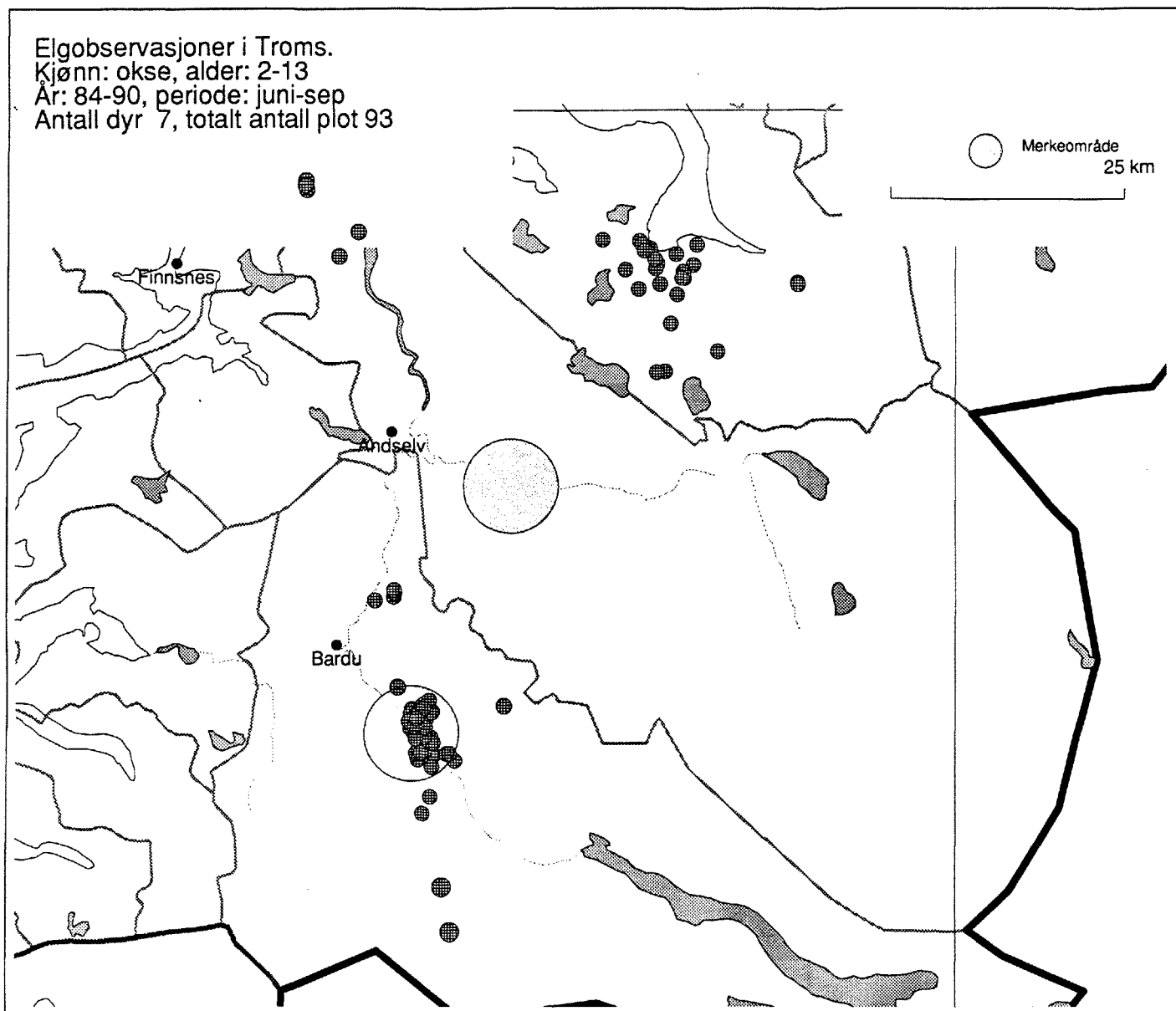
Figur 7.8
 Sommeroppholdssted til voksne okser merket i Gausdal Vestfjell. - The locations during summer of adult moose bulls radiocollared on the winter grounds in Gausdal Vestfjell.

Elgobservasjoner i Aasnes.
 Kjønn: okse, alder: 2-13
 År: 85-90, periode: juni-sep
 Antall dyr 5, totalt antall plot 19



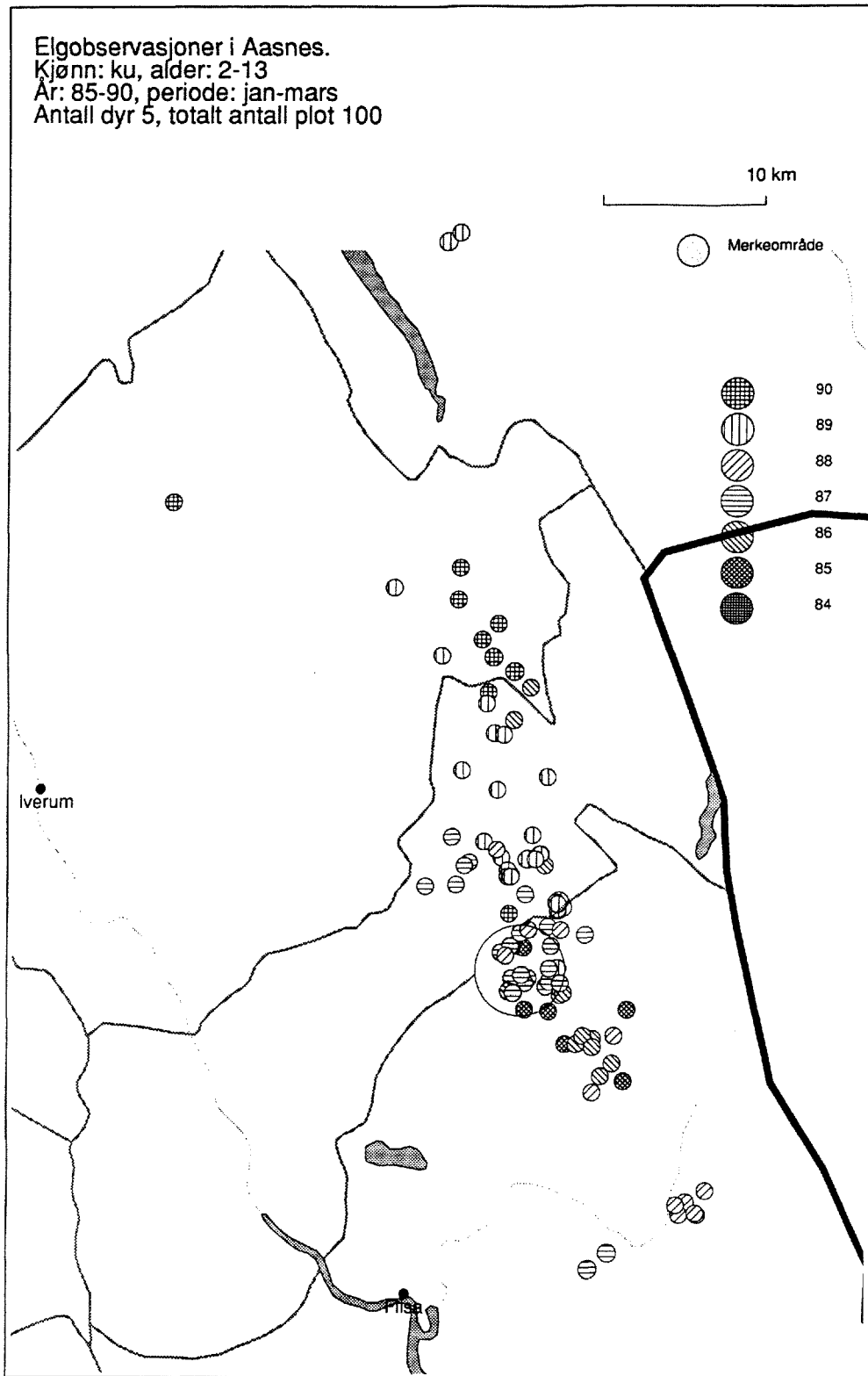
Figur 7.9

Sommeroppholdssted til voksne okser merket i Åsnes. - The locations during summer of adult moose bulls radio-collared on the winter grounds in Åsnes.



Figur 7.10

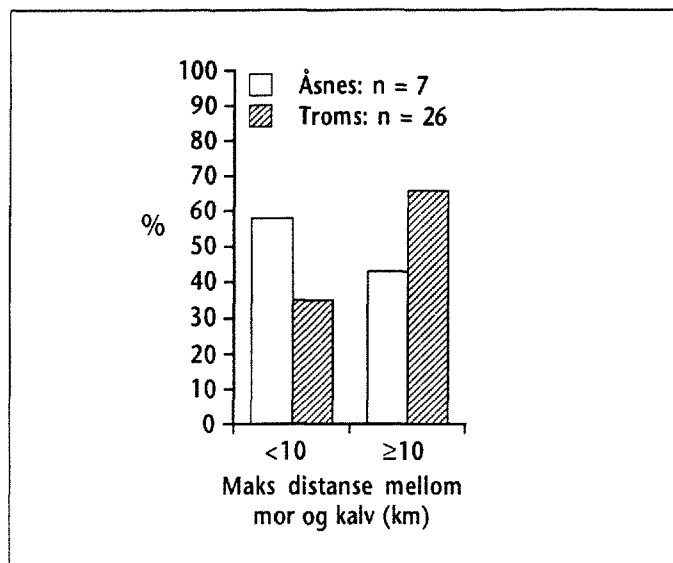
Sommeroppholdssted til voksne okser merket i Bardu og Målselvdalen i Troms. - The locations during summer of adult moose bulls radiocolored on the winter grounds in Bardu and Målselvdalen in Troms.



Figur 7.11

Posisjonen for ulike år i februar eller mars til kyr merket på vinterbeite i Åsnes, men med sommeroppholdssted i nærheten av Osen-sjøen. - Annual variation in the location during February and March of adult cows with summer home ranges in the surroundings of Osen-sjøen. Åsnes.

det hvor de var født. Likevel var utvandringen mindre her enn i Troms (figur 7.12). Mens mer enn halvparten av dyrene i Åsnes maksimalt befant seg mindre enn 10 km unna mora, var tilsvarende andel 35 % i Troms.



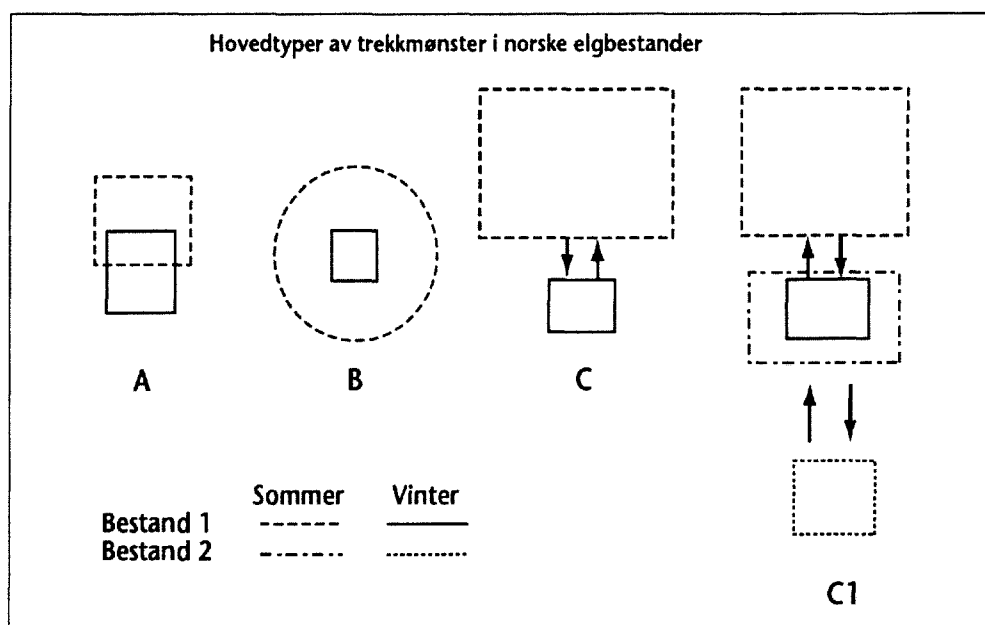
Figur 7.12
Maksimum distanse mellom en posisjon til mora i perioden juni-september og en posisjon til kalven i perioden juli-oktober. - The maximum distance between a location of the mother during June-September and a location of the calf during June-October.

7.7 Diskusjon

I forbindelse med rapporteringen av den første fasen av "Elg-skog-samfunn" ble det foreslått at trekk mønstrene hos norsk elg kunne deles inn i tre hovedkategorier (Sæther et al. 1987 b, figur 7.13). Den ene hovedtypen (A i figur 7.13) besto av bestander hvor dyrene var relativt stasjonære gjennom hele året med små forflytninger. Østfoldelgen kan tjene som et eksempel på denne typen (Hjeljord og Knutsen 1987). I den andre hovedtypen (B i figur 7.13) trakk dyrene relativt lite retningsbestemt i varierende lengde. Både trekkforholdene i Troms og Nord-Trøndelag (Lorentsen et al. 1991) kan beskrives ved hjelp av dette mønsteret. I den siste hovedtypen (C i figur 7.13) skjer det en klart retningsbestemt forflytning av en stor andel av vinterbestanden mellom et vinter- og et sommerbeiteområde. Det kan oppfattes som en variant av denne siste typen når en bestand benytter vinterområdet til en annen bestand som sommerbeite. Dette siste tilfelle er observert i Oppland hvor dyr fra vinterbeiteområdene i Murudalen brukte Gausdal Vestfjell som sommerbeite (Sæther et al. upublisert).

De vandringsdistansene som ble funnet i våre trekkende bestander, var kortere enn det som er beskrevet for flere svenske bestander (Sandegren og Ahlqvist 1980, Cederlund et al. 1987). Snøforholdene har sannsynligvis en stor innflytelse både på trekkets forløp og valg av vinterbeiteområde (Sweanor og Sandegren 1989, figur 7.10). De ofte lange trekkene mellom sommer- og vinterbeiteområder i Sverige kan tyde på at de topografiske forholdene i Norge gjør at elgen slipper å vandre så lange distanser for å finne tilfredsstillende leveområder.

Figur 7.13
Skjematisk framstilling av hovedtypene av trekk mønstre hos norske elgbestander (se tekst for nærmere beskrivelse). - A schematic presentation of the main types of migration pattern in Norwegian moose populations (see text for further description).



Disse resultatene viser at små, relativt avgrensede områder, kan tjene som vinteroppholdssteder for elg fra store områder. Alle skandinaviske undersøkelser av trekkelg viser at disse mønstrene er svært tradisjonsbundet (Andersen 1991, Cederlund et al. 1987, Sweanor og Sandegren 1988, 1989). Dette illustreres kanskje best ved undersøkelsene til Andersen (1991) i Gausdal Vestfjell. Store fangstanlegg fra helt tilbake til 5000 år f.Kr.f. er plassert midt i de trekkveiene som elgen i dag benytter (**figur 7.14**).

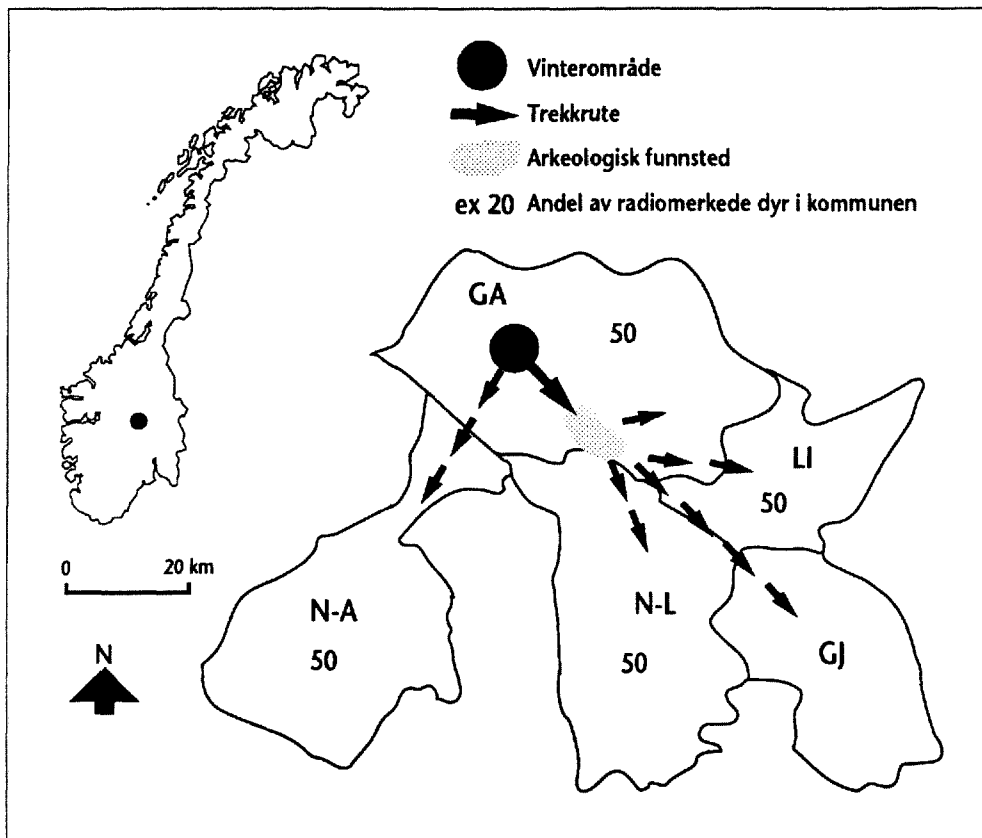
Denne sterke tradisjonsbundenheten gjør det sannsynligvis vanskelig å endre trekkforløpet ved hjelp av viltstelltiltak, som f.eks. beiteforbedrende inngrep langs trekkrutene. Elgen vil med stor sannsynlighet trekke til de vanlige vinterbeiteområdene straks de utlødende snøforholdene opptrer.

De relativt lange vandringene mellom sommer- og vinterområder gjør det nødvendig at elgforvaltningen ses som en helhet over større områder. Siden elgen under jakta ofte oppholder seg langt unna vinterbeiteområdene, må balansen mellom bestandstetthet og vinterbeite tilbud opprettes gjennom at avskytingen i større sammenhengende områder betraktes som en helhet. En biologisk riktig for-

valtning vil derfor være avhengig av at man innfører en stammevis betraktningssmåte, uavhengig av administrative grenser, og at avskytingen vurderes innenfor regionen som helhet.

Graden av stedtrohet synes å være mindre i Troms enn i Åsnes (**figur 7.12**). Selv om en kvantitativ sammenligning er vanskelig, tyder materialet på at i både Åsnes, Trøndelag (Lorentsen et al. 1991) og Troms er utvandringen blant unge kyr fra moras leveområde større enn i svenske bestander. Svenske undersøkelser har vist at både sommer- (Cederlund et al. 1987) og vinterområder (Sweanor og Sandegren 1988) gjerne velges i nærheten av der hvor mora befinner seg. Imidlertid er materialstørrelsene for liten og presentasjonen av dataene for forskjellige til at en statistisk vurdering av forskjellene er mulig.

Spredningsmønsteret i Troms (**figur 7.12**) viser at de sentrale områdene i Bardu- og Målselvdalen tjener som en kilde for kolonisering av ytterdistriktene. Elvekantskogene langs disse vassdragene vil derfor være av sentral betydning for elgen i Troms både som vednyrekruttering til andre områder og som vinterbeite. I forbindelse med viltområdekartlegging bør det legges stor vekt på å identifisere eventuelt lignende nøkkelområder også andre steder i landet.



Figur 7.14

Trekkforløp til elg merket på vinterbeite i Gausdal Vestfjell i relasjon til lokalisering av fangstanlegg fra steinalderen. GA=Gausdal, LI=Lillehammer, N-A=Nord-Aurdal, N-L=Nordre Land, GJ=Gjøvik. - The Pattern of Migration of moose radiocollared on the winter grounds in Gausdal Vestfjell in relation to the location of constructions of traps from stone age.

7.8 Forvaltningsmessige konsekvenser

Tilpasningen mellom beitegrunnlag og elgstammens størrelse bør først og fremst skje gjennom regulær avskytning. Uttaket bør derfor ses i sammenheng over større regioner fordi elgen i jakttiden ofte oppholder seg i helt andre områder enn om vinteren. Dette kan kun oppnås gjennom at elgstammen forvaltes samlet som en biologisk enhet, uavhengige av lokale forvaltningsmessige enheter, som f.eks. kommuner.

Resultatene fra Troms viser at små områder kan tjene både som vinterbeiter og som kilde for kolonisering av nye lokaliteter. Slike nøkkelområder vil spille en avgjørende rolle for elgstammens utvikling og bør derfor spesielt tas hensyn til i arealforvaltningen.

Trekkforholdene i Troms, Nord-Trøndelag (Lorentsen et al. 1991) og Rana (Bø pers. medd.) viser en tendens til at vandringsmønstrene er bestemt av de topografiske forholdene (store dalfører etc.). I disse områdene skjer det en drenering av elg fra store områder ned til bestemte avgrensede vinterbeiteområder i dalbunnene.

I Sør-Norge er derimot trekkforholdene langt mer kompliserte. Elgtrekkene kan krysse hverandre på lite forutsigbare måter. Her vil radiomerking av elg være et svært viktig hjelpemiddel for en korrekt avgrensning av elgstammene.

8 Faktorer som bestemmer kroppsvekt

8.1 Innledning

I de foregående kapitlene har vi beskrevet hvordan elgen utnytter leveområdene sine til ulike tider av året. Vi har funnet at det eksisterer store forskjeller både mellom områder og mellom individer innen et område. Vi vil i de følgende avsnitt beskrive hvordan slike forskjeller i områdeutnyttelse påvirker elgens bestandsdynamikk. Målsettingen er å kunne forutsi hvordan en elgbestand vil forandre seg som en følge av endringer i miljøbetingelsene.

Kroppsstørrelsen er en viktig kobling mellom miljø og bestandsutvikling (Sæther 1985, Sæther og Haagenrud 1985a). Problemet er at vi i dag har mangelfull kunnskap om hvilke forhold som bestemmer hjortedyrenes kroppsstørrelse. En rekke hypoteser er framsatt for å forklare variasjonene hos hjortedyr:

Tilbudet av sommerbeite. Flere undersøkelser har vist at både kalvevekter og åringsvekter er avhengig av tilbudet av sommerbeite. De egenskapene ved beitet som direkte påvirker hastigheten i oppbyggingen av kroppsvevet er imidlertid kjent bare i et fåtall tilfeller og da gjerne hos dyr i fangenskap. Undersøkelser som er utført blant annet på norsk elg (Sæther 1985), hjort (Langvatn and Albon 1986) og villrein (Skogland 1984), tyder på at værtypen om sommeren har stor betydning, sannsynligvis gjennom en innvirkning på kvaliteten eller biomassen av beiteplantene.

Antall kalver. Elgen skiller seg fra hjort og villrein ved at den regulært produserer tvillingkalver. Flere årsaker kan medføre at gjennomsnittsvekta av tvillingkalver blir mindre enn for enkeltkalver. Kostnaden for mora blir større, slik at tvillingkalver får mindre melk enn en enslig kalv. Gode beiteplanter blir fortere spist opp. Tvillinger kan også tenkes å redusere beite-effektiviteten til hverandre.

Kalvingstidspunkt. En nyfødt kalv er avhengig av tilgang på fôr av høy kvalitet. Siden plantenes kvalitet (vanligvis uttrykt i form av fordøyelighet) avtar utover sesongen (Van Soest 1982, Robbins 1983), vil det være viktig for kalven å bli født på det optimale tidspunkt i forhold til utviklingstrinnet av beiteplantene. Kalvingstidspunktet vil derfor kunne antas å påvirke kalvenes mulighet til å bygge opp kroppsreserver gjennom at det bestemmer lengden av perioden hvor kalven har tilgang på beiteplanter av høy kvalitet.

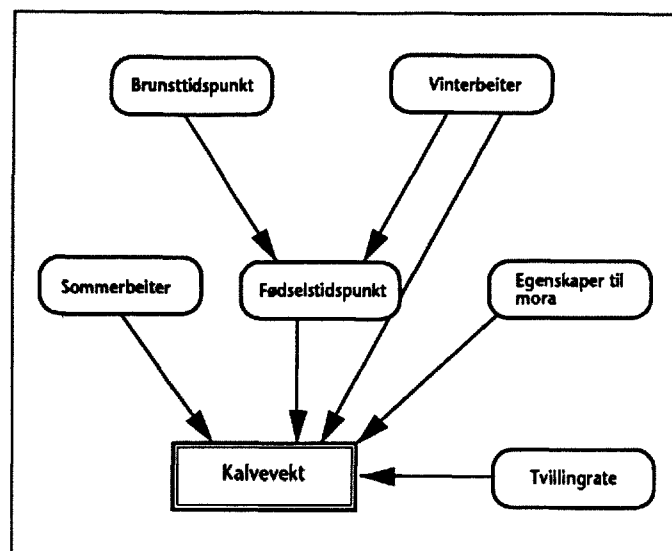
Kalvingstidspunktet bestemmes i sin tur gjennom **drektighetsperiodens lengde og parringstidspunktet**. Dersom lengden av drektighetsperioden varierer, vil denne variasjonen sannsynligvis være bestemt av vinterbeitenes egenskaper. Vi vet i dag lite om i hvor stor grad slik variasjon forekommer hos hjortedyr. Skogland (1990) fant imidlertid sterke indikasjoner for at drektighetsperioden til villreinsimlene økte når tilgangen på lav ble redusert. De miljø-faktorer som bestemmer start av brunst er også dårlig kjent hos klauvdyr. Bunnell (1982) fant hos nordamerikansk fjellsau at denne var nøye bestemt av breddegraden.

Tilgjengelig energi om vinteren. Vinteren er ved våre breddegrader flaskehalsen for hjortedyrbestandene. Knapphet på tilgjengelig energi på denne årstiden kan påvirke vektene på to måter. Som nevnt over, kan muligens dårlige vinterbeiter føre til en utsettelse av kalvingstidspunktet. Den andre mekanismen er knyttet til tilstanden som dyret kommer igjennom vinteren med. Vekten dyret har om høsten kan tenkes bestemt av størrelsen på dyret ved utgangen av vinteren. Spesielt vil en slik variasjon være viktig dersom alle individene har omtrent samme evne til å bygge opp kroppsreserver gjennom sommeren.

Energi-opptaket om vinteren er bestemt av tre forhold: beitenes kvalitet, kvantitet og tilgjengelighet (jfr. **kapittel 3**). Ved siden av habitatets produksjonsevne for vinterbeiteplanter, vil tilbudet av vinterfôr i sin tur være bestemt av **tettheten** av dyr. Tilgjengeligheten av beiteplantene er hovedsaklig bestemt av **snømengden**. Lite snø gir lett tilgang på beiteplanter av høy kvalitet (f.eks. blåbær).

Foreldrenes størrelse. Mange undersøkelser har funnet en sammenheng mellom egenskapene til foreldre og avkom. Slike sammenhenger kan oppstå på flere måter. En høy arvbarhet vil medføre at avkommet arver egenskapene til foreldrene. En slik høy grad av arvbarhet er sjelden funnet i bestander av ville dyr. En korrelasjon mellom f.eks. vekten til mor og datter kan imidlertid også oppstå ved at begge dyr oppholder seg i samme miljø. Dersom de forhold som gir høy vekt hos mora også gir tunge avkom, vil vi få en nær sammenheng mellom vekten til mor og datter, uten at genetisk bestemt arvbarhet trenger å være en medvirkende årsak.

Forholdene mellom de ulike hypotesene er skjematisk framstilt i **figur 8.1** Som det her framgår, kan en miljøfaktor (f.eks. tilbudet av vinterbeite) ha flere forskjellige effekter.



Figur 8.1

Skematisk framstilling av de faktorer som påvirker kalvevekten hos elg. Vinterbeitene kan være påvirket av både tetthet av dyr, beite-tilgang og snømengde (se tekst og **kapittel 3**). - Schematic presentation of the factors influencing the calf weight of moose. The winter food supply may be influenced of the population density, browse availability and snow depth (See **Chapter 3** and text).

8.2 Faktorer som bestemmer variasjoner i kroppsvekt innen en bestand

En forståelse av de forhold som forårsaker variasjoner i kroppsvekt kan være en viktig innfallsvinkel til å forstå hvordan miljøet påvirker elgen. Derfor ble det i oppbyggingen av merkeprogrammet i "Elg-skog-samfunn" lagt vekt på å utarbeide et opplegg som skulle gjøre oss i stand til å bestemme de faktorer som påvirker forskjeller i kroppsvekt innen en bestand (se **kapittel 2**). Dette ble gjort gjennom at merkingen ble spesielt konsentrert om kulkalver til allerede radiomerkete kyr. Både topografien og værforholdene i undersøkelsesområdene gjorde oss i stand til innenfor de foreliggende økonomiske rammer å merke en relativt stor andel av disse kalvene i de følgende år. Spesielt viste forholdene i Troms seg å være svært gunstig for å gjennomføre et slikt opplegg. I denne bestanden velger også kulkalvene leveområde uavhengig av mora i langt større grad enn i Sør-Norge (se **kapittel 7**). Dette medførte at vi i Troms fikk stor spennvidde i de miljøbetingelsene som de merkede kalvene vokste opp under.

Gjennom et slikt merkeopplegg kan en derfor ved en nøye oppfølging av kalvingens forløp og en kartlegging av beiteressursene innenfor leveområdene sommer som vinter vurdere holdbarheten av de ulike hypoteser (**figur 8.1**) som er antatt å forklare vektvariasjoner hos elg.

8.2.1 Metode

Elgen ble veid under merking ved hjelp av en digital vekt koblet til helikopterets løftekrok. Veienøyaktigheten med denne prosedyren er antatt å ligge innenfor +/- 2.5 kg av den oppgitte måling. Analysene over sammenhengen i vekt mellom ku og datter er basert på veiing-er på samme tidspunkt.

Tidspunktet for merking, og dermed veiing, varierte mellom årene. Ingen sammenheng ble funnet mellom tidspunkt for veiing og årsvariasjonen i gjennomsnittsvekten til kalvene. Det er derfor antatt at variasjonen i vekt p.g.a forskjeller i veitidspunkt er av liten betydning i forhold til variasjonen som skyldes andre faktorer. Ingen korrigerende av vektene i forhold til veiedato er derfor foretatt.

For å fastslå kalvingstidspunktet ble kyrne sjekket regelmessig (som regel hver 3.-4. dag) i løpet av kalveperioden til en eventuell kalving hadde skjedd. Med **kalvingsdato** menes her den tidligst mulige dato som kalvingen kunne ha skjedd. Denne ble basert på en samlet vurdering av størrelse på kalvene og eventuelle endringer i kuas atferd i løpet av besøkene. Sjansen for å fastslå kalvingsdato utover sesongen avtok fordi feltsjiktet og utviklingen av løvverket reduserte sikten og muligheten til ubemerket å nærme seg kyrne. Seine kalvinger er derfor sannsynligvis underrepresentert i materialet.

Ovuleringstidspunktet i bestanden ble bestemt ut fra en analyse av kjønnsorganene innsamlet fra kyr skutt under jakta. Andelen av de voksne kyrne som hadde ovulert i perioden 1.-10. oktober ble benyttet som et estimat på brunsttidspunktet. Hensikten med å bare bruke dyr skutt i løpet av denne perioden, var å minske effekten av regionale variasjoner i jakttid.

Mengden av tilgjengelig vinterbeite innenfor leveområdene ble bestemt som beskrevet i **kapitlene 3 og 6**.

Om sommeren beiter Tromselgen nesten utelukkende på planter i feltsjiktet (**kapittel 4**). En vurdering av næringstilbudet må derfor basere seg på et anslag av førproduksjonen i feltsjiktet. Om sommeren oppholdt de voksne kalveførende kyrne seg innenfor et relativt begrenset område. Det ble lagt ut sirkulære 50 m² flater in-

nenfor leveområdet, med avstand på 25-200 m. Avstanden mellom flatene økte med arealet av leveområdet. På disse flatene ble den horisontale dekningsgraden av alle dominante (dekningsgrad > 10 %) feltsjiktarter bestemt til nærmeste 10 %. I tillegg ble også dekningsgraden bestemt for alle arter hvor minst en plante på flata var høyere enn 50 cm (se **kapittel 4**).

På hver femte flate ble en kvadratisk ramme på 1 m² plassert i den vegetasjonstypen som var mest typisk for flata. Her ble alt levende plantemateriale klipt og veid. På den måten oppnådde man et anslag over den tilgjengelige biomassen av de ulike feltsjiktartene.

Materialet innsamlet på denne måten i perioden juli-august ble benyttet til å karakterisere tilbudet og sammensetningen av beiteplantene i leveområdene til kyrne. **Forekomsten** av en art ble beregnet som andelen av det totale antall flater i leveområdet hvor arten forekom. **Biomassen** av arten (eller gruppe av arter) ble bestemt som gjennomsnittsvekten beregnet for alle veieflatene innenfor leveområdet.

I de tilfellene hvor mora hadde tvillinger, ble gjennomsnittsvekten til kalvene benyttet i beregningene.

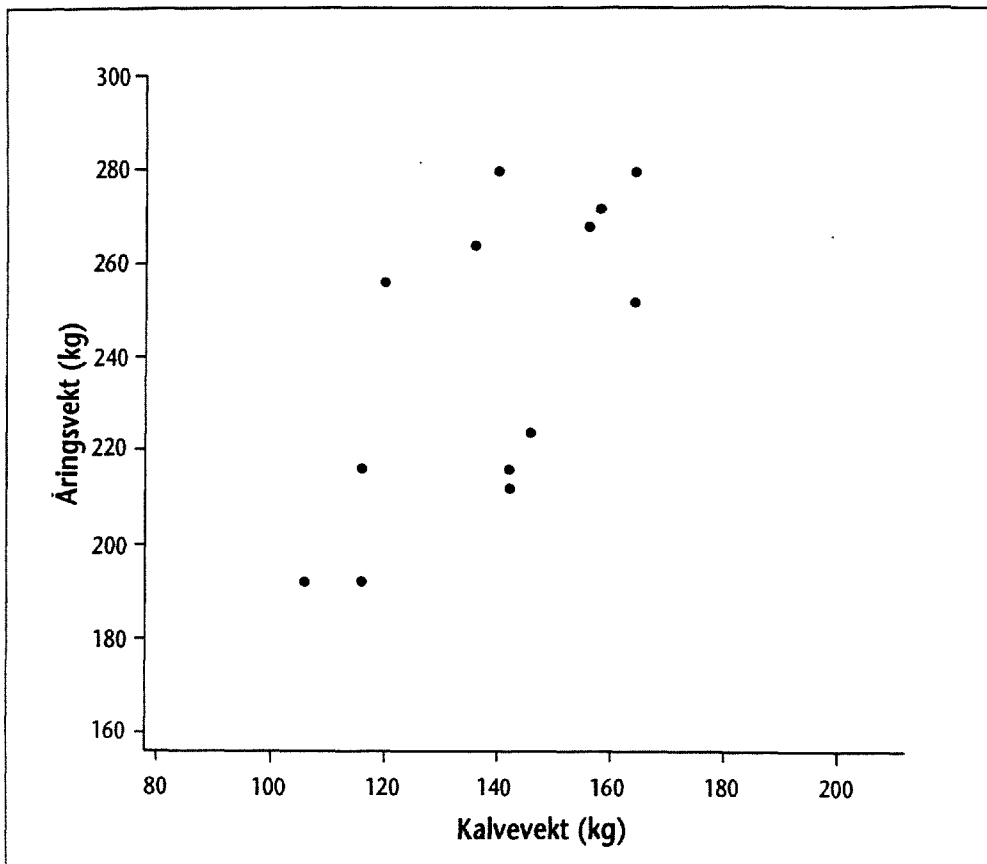
8.2.2 Variasjoner i kalvevekter hos Tromselgen

Vi lyktes å merke og veie 13 åringer som var merket som kukalv. En nær sammenheng ble funnet mellom størrelse som kalv den første vinteren og vekten som åring ved etterfølgende vinter (**figur 8.2**, $r=0.67$, $n=13$, $P < 0.05$). Dette innebærer at ca. 45 % av variasjonen i størrelsen som åring er forklart ved vekten som kalv. De forhold som bestemmer kalvevektene derfor også er viktige for størrelsen seinere i livet.

Moras vekt

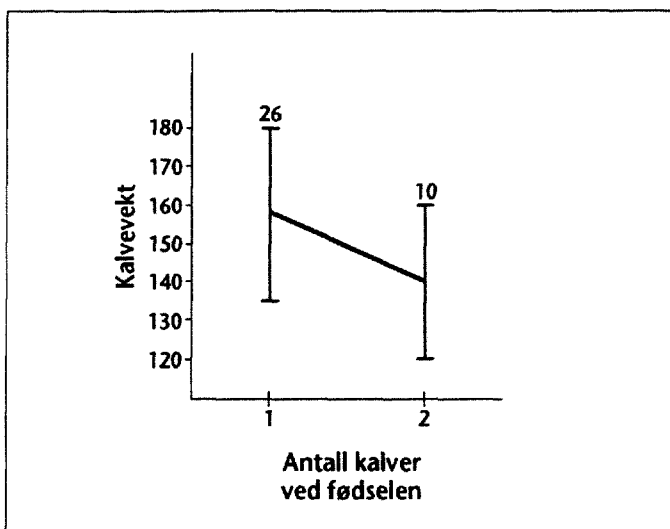
Levendevekten til kalven var ikke korrelert med vekten til mora samme vinter ($r = 0.09$, $n = 10$, $p > 0.1$). Ingen sammenheng ble funnet mellom kalvevekten til mora og størrelsen på de kalvene hun seinere fødte ($r = 0.37$, $n = 6$, $p > 0.1$). Imidlertid ble det funnet en svært nær sammenheng mellom åringsvekten til mora og størrelsen på kalven hennes ($r = 0.92$, $n = 5$, $p < 0.05$).

Enkeltkalver var signifikant tyngre enn tvillingkalver (**figur 8.3**, $p = 4.76$, d.f. = 1.33, $p < 0.05$). En forklaring på dette kunne være at i år hvor det ble født få tvillinger var det tunge kalver. En kovariansanalyse (med år som kovariat) viste imidlertid at dette ikke var tilfelle.



Figur 8.2

Sammenhengen mellom vekten om vinteren som åring og vekta som kalv året før hos elgkyr i Troms. - The relationship between yearlings and calf weight of female moose in Troms.



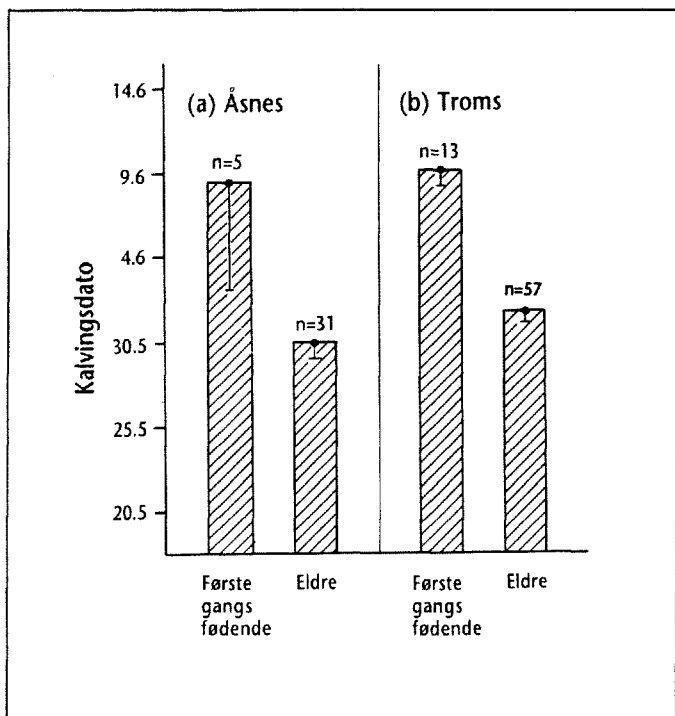
Figur 8.3

Gjennomsnittsvekten om vinteren til enkelt- og tvillingkalver i Troms. - The mean winter weight of single and twinning calves in Troms.

Fødselsdato

Hoveddelen av kalvingene til norsk elg (se også Lorentsen et al. 1991) foregår i de siste to ukene av mai, og de første to ukene av juni. Innenfor et område kunne det imidlertid være svært stor variasjon i fødselstidspunktet til kalvene. Selv om størsteparten av kalvingen i f.eks. Troms skjedde i månedsskiftet mai-juni, kalvet ikke enkelte kyr før i slutten av juni. I tillegg til forskjeller mellom år (se seinere), kunne en stor del av denne variasjonen forklares ved en forskjell i kalvingstidspunkt mellom førstegangsfødende og erfarne mødre. Forskjellen i kalvingsdato for alle år mellom disse to gruppene kyr var ca. 1 uke (figur 8.4, forskjellen i gjennomsnittlig kalvingsdato var signifikant, $F = 10.09$, d.f. = 1, 61, $p < 0.01$). Ved at kyrne var vanskeligere å sjekke, og også ble kontrollert mindre hyppig utover sesongen, ble sannsynligvis en del av de seinest fødte kalvene oversett. Dette innebærer at forskjellen mellom førstegangsfødende og erfarne mødre i kalvingstidspunkt sannsynligvis er større enn uttrykt i figur 8.4.

Kalvevekten varierte imidlertid ikke i forhold til disse variasjonene i fødselstidspunktet ($r = -0.07$, $n = 24$, $p > 0.1$). Selv om forskjellen i



Figur 8.4
Kalvingsdato til førstegangsfødende og erfarne (kalving sikkert konstatert tidligere år) hos kyr i Åsnes og Troms. n =antallet. Stolpen representerer standardavvik. - The calving date of primiparous and experienced females in Åsnes and Troms. n =number of females. The bar represents 1 standard deviation.

fødselsdato mellom den seinest og den tidligst fødte kalven i dette materialet var mer enn en måned, gav dette seg ikke utslag på forskjeller i størrelsen etterfølgende vinter. Kalvevekten i Troms er derfor forholdsvis uavhengig av fødselstidspunkt.

Tilbudet av sommerbeite

Analysene av sammenhengen mellom sommerbeitets sammensetning og kalvevektene ble delt i to. I de første analysene ble forekomst og biomasse (se over) av alle arter som forekom på mer enn 50 % av flatene benyttet. Dette for å unngå at verdien 0 får en svært stor representasjon i materialet og dermed skaper uheldige statistiske egenskaper ved fordelingen. I tillegg ble en analyse foretatt av sammenhengen mellom kalvevekter og forekomst og biomasse av **prefererte** beiteplanter. Med prefererte beiteplanter menes her arter som ble observert beitet på mer enn 45 % av alle flater med konstatert elgbeiting og hvor arten forekom (se **kapittel 4**). Dette gjaldt artene elvesnelle, turt, geitrams, marimjelle spec., skogburkne, mjødurt, sauetelg, høymole spec. og strutseving.

Ingen sammenheng ble funnet mellom forekomsten av noen art innenfor leveområdet og kalvevekten. Kalvevekten avhang heller ikke av andelen av flater innenfor leveområdet hvor minst en av de prefererte beiteartene forekom ($r = 0.15$, $n = 11$, $p > 0.1$).

En nær sammenheng ble derimot funnet mellom størrelsen av kalven og den gjennomsnittlige biomassen av planter innenfor leveområdet. Kalvevekten var både korrelert med den totale biomassen i feltsjiktet, biomassen av bregner og biomassen av turt (Sæther og Heim in prep.). Imidlertid var det ingen sammenheng mellom den totale biomassen av prefererte beiteplanter og kalvevektene.

Et komplett datasett med plantebiomasse, morvekt, fødselstidspunkt og antall kalver ved fødselstidspunktet var tilgjengelig for 12 kalver. En multipel regresjonsanalyse av disse variablene viste at den totale biomassen i feltsjiktet var den faktoren som best forklarte variasjonen i kalvevekt. I tillegg forklarte antall kalver ved fødselstidspunktet en signifikant andel av variasjonen, kalvevekten. Ingen andre variabler kunne forklare noe mer av variasjonen. I Troms ble altså enslige kalver i leveområder med stor planteproduksjon tyngst.

Betydningen av fødselsår

Det ble ikke funnet noen signifikant forskjell mellom årene i gjennomsnittsvekten av kalvene om vinteren i løpet av undersøkelsesperioden (1985-91) ($F = 0.44$, $p > 0.1$, d.f.=6,32). I disse analysene ble det bare benyttet data fra kyr som hadde hatt kalv tidligere og hvor vektdata var tilgjengelig fra minimum 2 vintre.

En nærmere analyse av materialet viste imidlertid store årsvariasjoner i kalvevekter forekom dersom man tok hensyn til individuelle forskjeller mellom kyrne. Ideelt sett skulle man bare ha benyttet vekter til kalver av mødre hvor avkommet var veid et gitt antall år gjennom hele undersøkelsesperioden. På den måten kan man unngå at ett år avviker p.g.a. at utvalget av kyr skiller seg ut fra resten av perioden. Innenfor de foreliggende økonomiske rammer var det ikke mulig å oppnå et slikt utvalg av dyr. Imidlertid kan vi gjennom en toveis variansanalyse anslå den relative betydningen av variasjoner mellom år i forhold til individuelle variasjoner mellom mødrene for kalvevekten i Troms. Denne analysen viste at både individuelle forskjeller mellom mødrene i vekten på avkommet ($F = 18.21$, d.f.= 11,32, $p < 0.001$) og forskjeller mellom år ($F = 13.69$, d.f.= 6,32, $p < 0.01$) forekom i materialet. I tillegg avvek avkommet til noen kyr enkelte år signifikant fra den gjennomsnittlige kalvevekten ($F = 11.21$, d.f.= 15,32, $p < 0.01$).

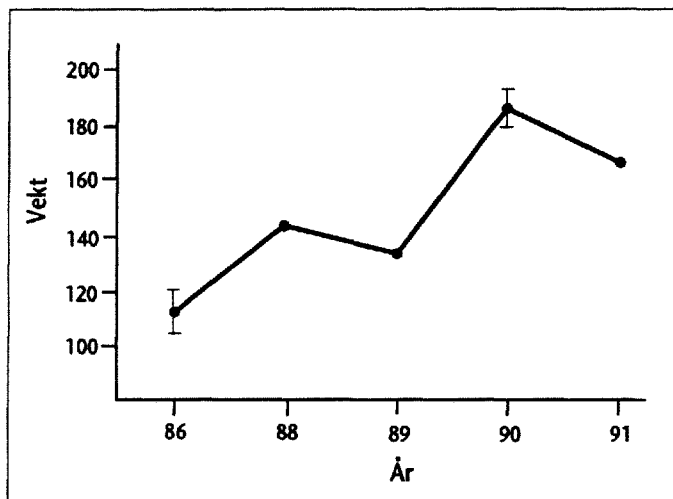
Denne store variasjonen mellom år kan kanskje best illustreres ved hjelp av variasjonen i kalvevektene til de kyr hvor kalvene er veid gjennom flere år. F.eks. varierer kalvevektene til ku nr. 533 fra 111 kg i 1986 til 187 kg i 1990 (**figur 8.5**). Variasjonen mellom år i vekten

på avkommet til denne kua var derfor like stor som den en finner mellom gjennomsnittsvekten til kalvene i ulike norske elgbestander (jfr. **kapittel 8.2.5**).

Ikke bare vekten, men også kalvingstidspunktet varierte signifikant mellom årene (**figur 8.6**, $F = 2.32$, d.f. = 8,35, $p < 0.05$, bare kyr som hadde vært kalvførende tidligere år ble benyttet i beregningene). I 1989 var f.eks. det gjennomsnittlige kalvingstidspunktet til disse kyrne nesten 3 uker seinere enn i 1985.

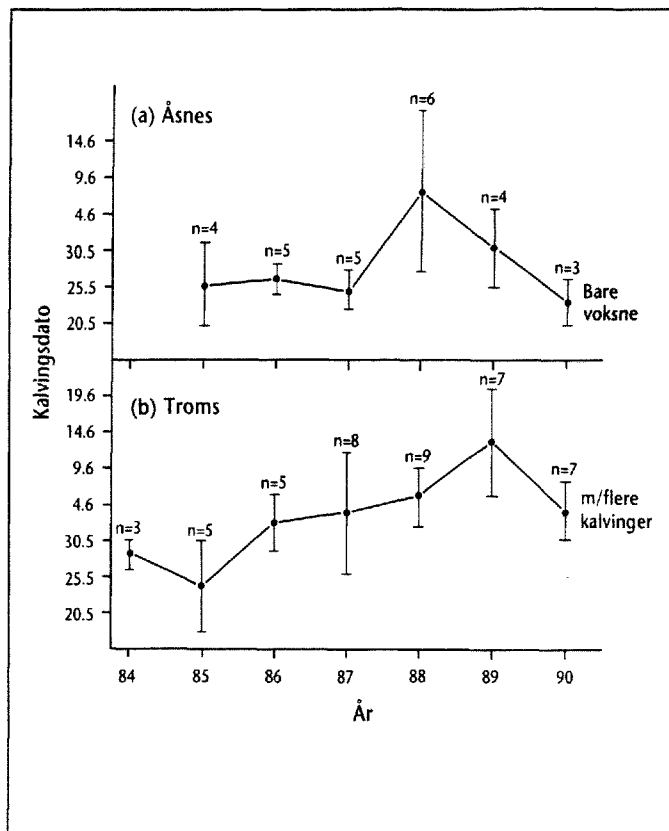
Spørsmålet blir da om forskjeller i kalvingstidspunkt kan forklare forskjellene mellom individer og år i kalvevekter. Selv om det ikke er en direkte sammenheng mellom kalvingstidspunkt og vekten på kalven etterfølgende vinter (se over), kan det likevel tenkes at **relative** variasjoner i kalvingstidspunkt kan ha betydning. M.a.o. vil da ei ku som jevnt over kalver seint få relativt mindre kalver ett gitt år enn kyr med tidligere kalvingstidspunkt.

En svak sammenheng ble funnet mellom den gjennomsnittlige kalvevekten til erfarne kyr (kyr som hadde født kalv tidligere år) og den gjennomsnittlige kalvingsdatoen til disse kyrne ($r = -0.64$, $n = 9$, $0.1 > p > 0.05$). Disse dataene kan derfor tyde på at variasjoner i kalvingstidspunktet kan forklare en liten andel av variasjonen mellom kyrne i kalvevekter. Imidlertid ble det ikke funnet noen sammenheng



Figur 8.5

Variasjoner i gjennomsnittsvekten om vinteren til kalvene til ku nr. 533 i Bardu-dalen i årene 1986-91. Søylen indikerer standardavviket når to kalver ble veid. - The annual variation in the mean winter weight of the calves belonging to no. 533 in Troms during the years 1986-91. The bar show 1 standard deviation for the years with twins.



Figur 8.6

Årsvariasjon i gjennomsnittlig kalvingsdato til elgkyr som hadde kalvet tidligere år i Åsnes (a) og Troms (b). - The annual variation in the calving dates of experienced mother in Åsnes (a) and Troms (b).

mellom gjennomsnittlig kalvingsdato og gjennomsnittsvekten til kalvene til erfarne kyr etterfølgende vinter ($r = 0.14$, $n = 7$, $p > 0.1$).

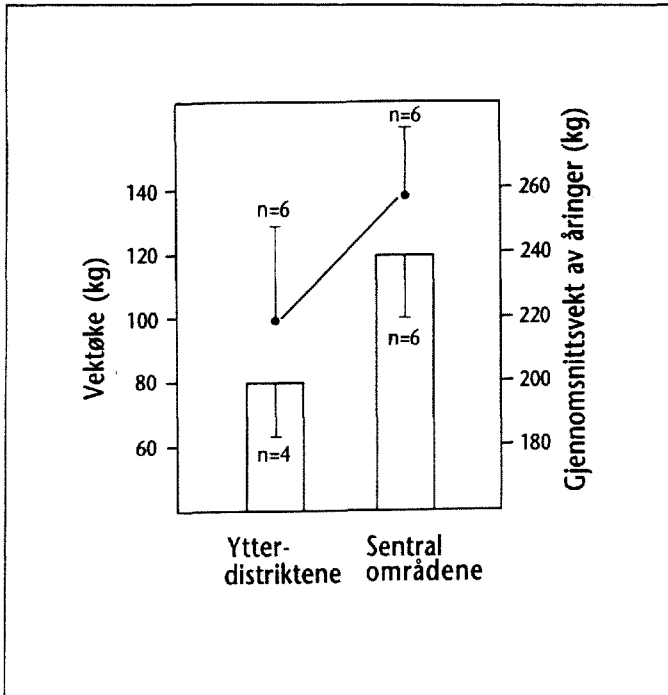
8.2.3 Variasjoner i årlingsvekt til Tromselgen

Som nevnt tidligere, var det en nær sammenheng mellom kalve- og årlingsvekten til ei elgku i Troms (**figur 8.2**). I tillegg viser **figur 8.2** at det eksisterte en forskjell mellom dyrene i vektøkning fra kalv til årling.

Denne økningen i vekt var uavhengig av størrelsen på kalven. Hellingsvinkelen for regresjonslinjen mellom årling- og kalvevekt (1.14) var nemlig ikke signifikant forskjellig fra 1 ($t = 0.37$, $p > 0.1$). Dette innebærer at en liten kalv i snitt ikke vokste mer fra det ene året til det andre enn et stort individ.

I Troms forlater som regel åringen moras leveområde i løpet av sommeren (**kapittel 7**). I denne perioden kan enkelte dyr bevege seg over store områder. Andre individer opptrer mer stasjonært og etablerer nye leveområder i de sentrale områdene i Bardu- eller Målselvdalen.

Disse forskjellene i etableringsmønster gav seg store utslag på dyrenes vekt den etterfølgende vinteren. Vektøkningen fra den første til den andre vinteren til de kyrne som oppholdt seg i Bardu- eller Målselvdalen sin andre sommer var signifikant høyere enn vektøkningen til de individene som vandret ut fra disse dalførene (**figur 8.7**, $F = 5.44$, $p < 0.05$, $d.f. = 1,8$). Selv om det ikke var noen forskjell mellom disse to gruppene kyr i gjennomsnittsstørrelsen som kalv ($F = 0.18$, $p > 0.1$, $d.f. = 1,11$), var åringvekten til elgkyr som hadde vært stasjonære i Bardu- eller Målselvdalen signifikant høyere enn hos utvandrende dyr (**figur 8.7**, $F = 5.96$, $p < 0.05$, $d.f. = 1,10$).



Figur 8.7

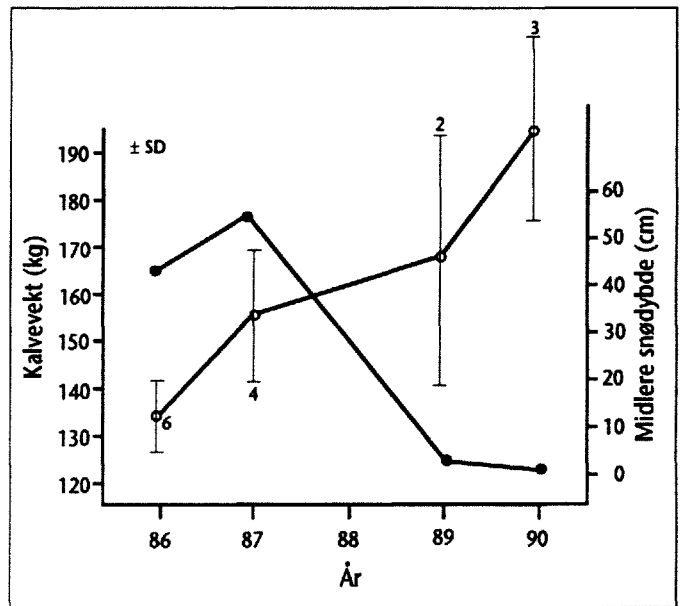
Gjennomsnittsvekten (punkt) og vektøkningen fra foregående vinter (søyler) til åringer som hadde tilbragt sommeren i Bardu- eller Målselvdalen (sentralområdene) og i ytterdistriktene. - The mean winter weight (circles) and the weight increase from the preceding winter (bars) of yearling female moose which spent the summer in Bardu- or Målselvdalen (the central areas) and those that spent the summer in the outer area.

8.2.4 Vektvariasjoner i Åsnes

Materialets størrelse i Åsnes tillot ikke samme grad av detaljert analyse som i Troms. Imidlertid ble det i dette området på samme måte som i Troms funnet stor årsvariasjon i kalvevektene. En sammenligning mellom år i kalvevektene til voksne kyr hvor avkommet var veid minimum 2 vintre viste at gjennomsnittsvekten i 1990 var 60 kg større enn i 1986 (**figur 8.8**, $F = 10.04$, $d.f. = 3,11$, $p < 0.01$). Denne variasjonen var nært knyttet til midlere snødybde om vinteren (januar-mars), d.v.s. størst vekt ble funnet i de vintrene med minst snø.

I dette området ble det ikke funnet signifikante forskjeller i gjennomsnittlig kalvevekt mellom ulike kyr ($p > 0.1$). I Åsnes betydde derfor individuelle forskjeller mellom kyrne langt mindre for å forklare variasjonene i bestanden enn i Troms. I begge bestandene forklarte imidlertid fødselsåret en stor andel av variasjonene i kalvevektene.

Det bør også påpekes at selv om forskjellen ikke var signifikant, var det på samme måte som i Troms en tendens til at avkom av stasjonære mødre i Åsnes var litt tyngre enn kalvene til trekkende kyr.



Figur 8.8

Gjennomsnittlig kalvevekter til kyr som hadde kalvet tidligere, og midlere snødybde i perioden januar-mars i Åsnes i perioden 1986-90. Tallene viser antallet dyr veid. Stolpene representerer standardavvik. - The mean calf weight of moose cows, and mean snow depth, during the period January-March 1986-90 in Åsnes. The numbers show the number of animals weighed. The bars represent 1 standard deviation.

8.2.5 Regionale vektvariasjoner

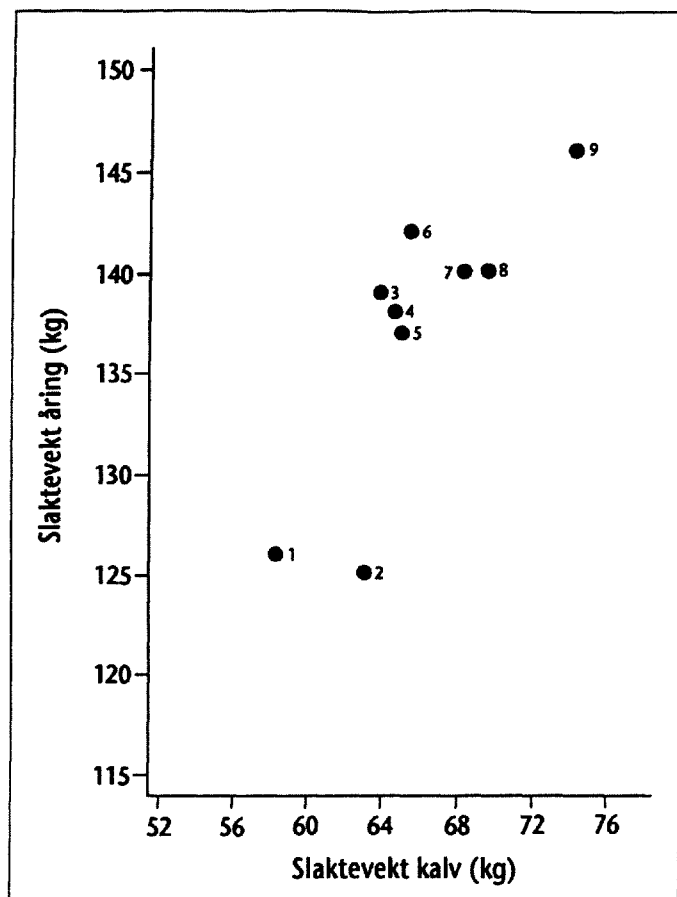
Hvor overførbare og generelle er disse mønstrene som er funnet i Troms og Åsnes? På samme måte som innen Troms ble det ved en sammenligning av vektene i ulike norske elgbestander funnet en nær sammenheng mellom gjennomsnittsvekten til kalv og åring (**figur 8.9**, $r = 0.80$, $n = 9$, $p < 0.01$). Store åringer ble funnet i de bestandene hvor kalvevektene var høyest.

En betraktning av **figur 8.9** viser at selv om det er en klar sammenheng mellom kalve- og åringsvekt i en bestand, gjenstår det å forklare mye av variasjonen i åringsvektene. På samme måte som innen Troms betyr også vektøkningen fra første til andre høst mye for størrelsen dyret oppnår. Legg spesielt merke til de lave åringsvektene som ble funnet i Gausdal-Murudalen trass i en normal gjennomsnittsstørrelse på kalvene i dette området.

Det er vanskelig å foreta en kvantitativ evaluering av hvilken hypotese (**kapittel 8.1**) som best kan forklare de regionale variasjonene i vekter. At tilbudet på sommerbeite har stor betydning kan best illustreres ved de høye vektene i Troms (**figur 8.9**). Flere ting tyder på at vinterforholdene også kan ha betydning for vektutviklingen i de yngste aldersgruppene. I Gausdal Vestfjell hvor dyrene hadde det dårligste beitetilbudet og dermed det laveste fôrinntaket, var åringsvektene blant de laveste i landet (**figur 8.9**).

Kalvingen hos Gausdal-elgen skjedde ca. 10 dager seinere enn både i Hobøl, Åsnes, Nord-Trøndelag og Troms (**figur 8.10**). Sannsynligvis er denne forskjellen enda større enn det framgår av materialet fordi flere dyr i Gausdal med usikker kalvingsstatus i midten av juni seinere på året ble observert kalveførende. Kalvingen måtte følgelig ha skjedd seint uten at vi klarte sikkert å fastslå tidspunktet. Den forsinkete kalvingen i Gausdal Vestfjell kan forklares på to måter (se **kapittel 8.1**). Forhold spesielle for dette området kan forårsake sein brunst. Dårlige forhold om vinteren kan også medføre redusert fostervekst slik at drektighetsperioden blir forlenget.

Ei analyse av regionale variasjoner i forløpet av brunsten viste at andelen av kyrne i brunst i perioden 1. - 10. oktober avtok med økende breddegrad (**figur 8.11**). I de nordlige bestandene inntraff dermed brunsten seinere enn i sør. I Gausdal avvek ikke andelen av de voksne kyrne som hadde ovulert fra den man skulle forvente ut fra området breddegrad. Den seine kalvingen i dette området kan derfor ikke forklares ved hjelp av en sein brunstperiode. Årsaken er sannsynligvis at de dårlige vinterbeitene medførte en forlenget drektighetsperiode.

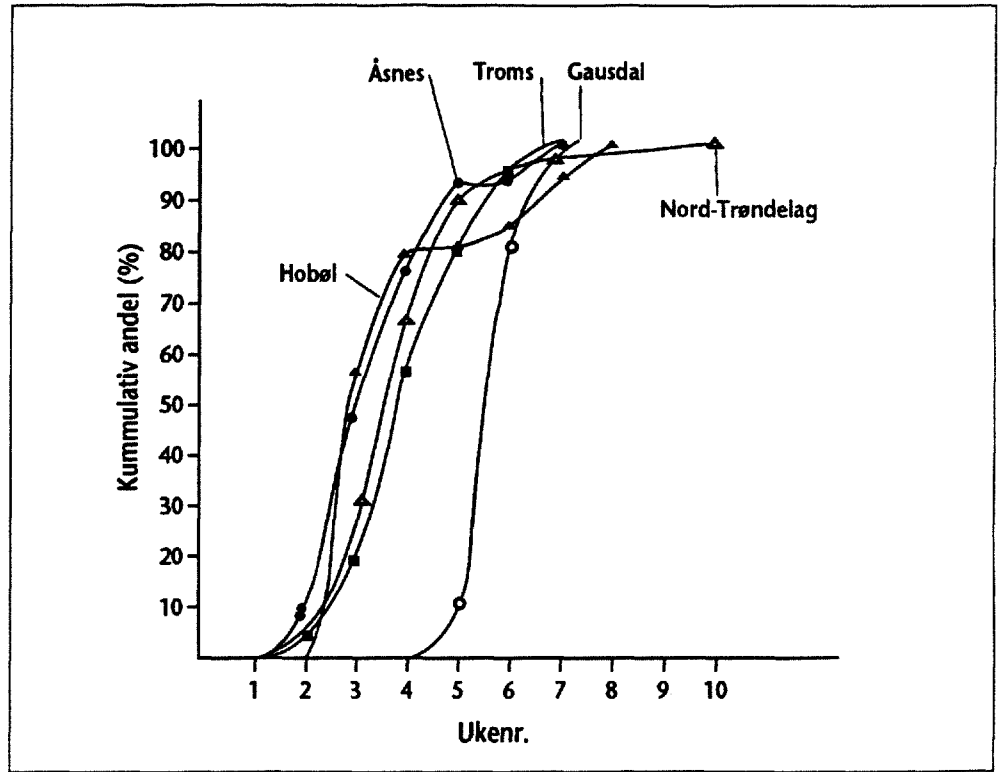


Figur 8.9

Sammenhengen mellom gjennomsnittsvекter til åringskyr og kulkalver i ulike norske elgbestander. 1-Kystdistriktene i Trøndelag, 2-Gausdal Vestfjell, 3-Nord-Trøndelag, 4-Sørlandet, 5-Vestfold, 6-Hedmark, 7-Østfold, 8-Vefsndalføret og 9-Troms. - The relationship between mean yearling and calf weight in different Norwegian moose population.

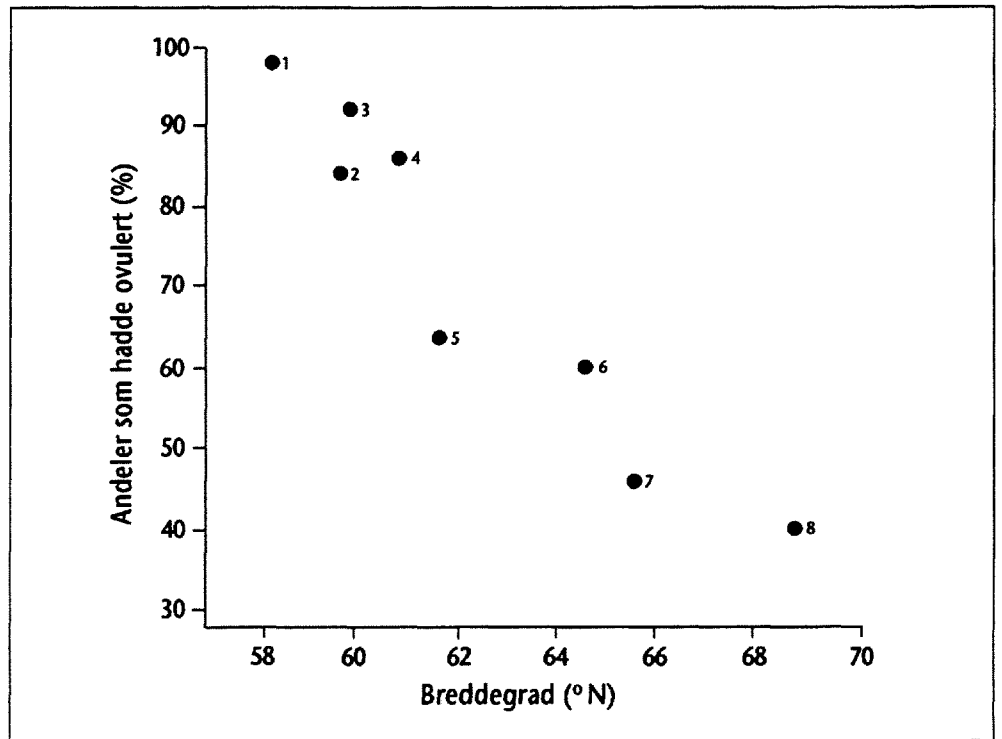
Figur 8.10

Andelen av det totale antallet kalvinger som hadde skjedd innen utløpet av perioden. (Fylt trekant)-Hobøl, (Fylt sirkel)-Åsnes, (Trekant)-Nord-Trøndelag (fra Lorentsen et al. 1991), (Fylt firkant)-Troms og (Sirkel)-Gausdal. Ukenummer er regnet ut fra 1.5. som startdato.-The proportion of the total number of calvings which had occurred within the end of the period. The week number is counted from May 1 as starting date. (Filled triangle)-Hobøl, (Filled circle)-Åsnes, (Triangle)-Nord-Trøndelag (Filled quadrate)-Troms and (Circle)-Gausdal.



Figur 8.11

Andelen av voksne (> 3 1/2 år) kalveførende kyr skutt i de første ti dagene av oktober som hadde ovulert, i forhold til breddegrad. 1-Sørlandet, 2-Vestfold, 3-Østfold, 4-Hedmark (Solør), 5-Oppland, 6-Nord-Trøndelag, 7-Vefsndalføret og 8-Troms. - The proportion of calf-producing adult (> 3 1/2 years old) cows shot during the ten days of October which had ovulated in relation to latitude.



8.3 Diskusjon

8.3.1 Kalvingstidspunkt

De foreliggende analysene viser at hovedårsaken til variasjoner i kalvingstidspunkt mellom kyr var at førstegangsfødende kyr kalver seinere enn erfarne kyr (**figur 8.4**). I gjennomsnitt kalvet denne gruppen kyr ca. 10 dager seinere enn resten av kyrne. Lengden av denne perioden overensstemmer godt med den forskjellen i ovuleringstidspunkt som ble funnet mellom åringer og eldre kyr i Trøndelag (Haagenrud og Markgren 1974). Dette kan tyde på at forskjellen i fødselstidspunkt i forhold til moras kalvingserfaring skyldes forskjeller i bedekningstidspunkt.

Dersom det er et samsvar mellom forskjellen i ovuleringstidspunkt og forskjellen i fødselsdato kan dette tyde på at parringstidspunktet bestemmer forskjellen i kalvingstidspunkt mellom kyrne. Dette innebærer at forskjeller i beitetilbud mellom ulike kyr (jfr. **kapitlene 3 og 4**) har liten betydning for variasjoner i kalvingstidspunkt innen en sesong.

Sammenhengen mellom tidspunktet for kalving og graden av kalvingserfaring innebærer at alderssammensetningen blant kyrne vil ha stor betydning for fødselstidspunktet til kalvene i bestanden. Unge kyr vil i en raskt voksende bestand utgjøre en større andel av bestanden enn i en stabil eller avtagende bestand. Under slike forhold vil en oppleve at en større andel av kalvingene vil skje seint i sesongen. En høy andel av seint fødte kalver kan derfor ikke direkte tolkes som et resultat av en økt hyppighet av ombrunst i bestanden (f.eks. som en følge av oksemangel) uten at eventuelle endringer i alderssammensetningen tas med vurderingen.

I både Åsnes og Troms ble det blant kyr som tidligere hadde vært kalveførende, funnet en stor variasjon mellom de ulike årene i det gjennomsnittlige kalvingstidspunkt (**figur 8.6**). Denne variasjonen kan forklares enten som en konsekvens av forskjeller mellom årene i den gjennomsnittlige parringsdato eller som en følge av en variasjon i vinterbeitetilbudet. Dessverre tillot ikke materialstørrelsen hverken i Troms eller Åsnes en sammenligning av årsvariasjoner i ovuleringstidspunkt, f.eks. basert på analyse av kjønnsorgan av voksne kyr. Imidlertid var det lite trolig at årsvariasjonen i tilbudet av vinterbeite i Troms kan være så stor at det kan forklare forskjellene mellom år i kalvingsdato. Disse forskjellene skyldes derfor mest sannsynlig årsvariasjoner i parringstidspunkt.

8.3.2 Variasjoner i kalvevekter

Kalvevektene i både Troms og Åsnes varierte sterkt mellom år (jfr. **figurene 8.5 og 8.8**). I tillegg ble det i Troms funnet en variasjon mellom mødre i størrelsen på avkommet. I dette området var det lite sannsynlig at moras egenskaper i seg selv bestemte kalvens vekt. Begrunnelsen for dette er at det eksisterte ingen signifikant sammenheng mellom vekten av mor og kalv. Dessuten ble det funnet store variasjoner mellom år i gjennomsnittsvekten til kalvene til en enkelt ku (**figur 8.5**). Dette tyder på at variasjoner i kalvevektene er miljøbestemt.

Som nevnt eksisterte det i Troms signifikante forskjeller i kalvingstidspunkt både mellom ulike grupper kyr i forhold til graden av kalvingserfaring (**figur 8.4**) og mellom år (**figur 8.6**). Disse forskjellene gjenspeilet seg derimot ikke i tilsvarende variasjoner i kalvevektene. Kalver som ble født svært seint i sesongen, kunne oppnå den samme vekten som en kalv som var født nesten en måned tidligere. Likeledes hadde variasjoner i det gjennomsnittlige fødselstidspunktet liten betydning for årsvariasjonene i kalvevektene. Fødselstidspunktet hadde derfor svært liten betydning for den gjennomsnittlige kalvevekten i Troms.

Som forventet ut fra dette, hadde beitetilbudet på kuas sommerområde stor betydning for kalvens vekt. Det var en nær sammenheng mellom den gjennomsnittlige biomassen av enkelte beiteplanter per m² og kalvens vekt etterfølgende vinter (Sæther og Heim in prep.). Det var imidlertid ingen sammenheng mellom forekomsten av de enkelte beiteplantene og kalvevektene. Dette tyder på at Tromselgen kan kompensere for fraværet av en beiteart med å beite mer på andre arter. Dette er mulig i Troms hvor både tilbud og forekomst av prefererte beiteplanter er høyt. I andre områder med lavere produksjon i feltsjiktet vil man muligens vente en nærmere sammenheng mellom kalvevekten og forekomst eller tilbud av viktige beiteplanter. Det er likevel verdt å understreke at selv i Troms hvor sommerbeiteproduksjonen er høy, kan likevel variasjoner i tilbudet av beiteplanter bestemme variasjoner i kalvevekter (Sæther og Heim in prep.).

De store variasjonene i kalvevekter som ble funnet i både Troms og Åsnes er i overensstemmelse med resultatene fra tidligere analyser av vektvariasjoner innen norske elgbestander (Sæther 1985). De foreliggende resultatene støtter hypotesen fra disse tidligere analysene om at ulike mekanismer eksisterer for vektvariasjonene i Sør- og Nord-Norge.

I Åsnes gav de milde snøvintrene i 1989 og 1990 store utslag på kalvevektene (**figur 8.8**). Dette hang sammen med at elgen i disse vin-

trene oppholdt seg utenfor de tradisjonelle vinterbeiteområdene (**kapittel 7**). På den måten oppnådde den tilgang på beiteplanter av høyere kvalitet (f.eks. blåbær) enn i en vinter med normalt snødekke. Dette medførte at veksten fortsatte lenger utover høsten eller at vektnedgangen var mindre enn vanlig. En sammenligning av kondisjonen til kalver i en snøfattig og en snørik vinter i Hedmark viste nettopp at fettinnholdet var signifikant høyere hos dyr skutt i den milde vinteren enn hos dyr fra den harde vinteren (Sæther og Gravem 1988).

I Troms varierte de klimatiske forholdene om vinteren gjennom undersøkelsesperioden mindre enn i Åsnes. Dette innebærer at en eventuell sammenheng mellom klima og vektvariasjoner må vurderes med en statistisk analyse. Konsekvensen av dette er at man må ha lengere tidsserier tilgjengelig enn det som foreligger i Troms (jfr. Sæther 1985). Imidlertid er det grunn til å anta at variasjoner i klimaforholdene om sommeren kan ha stor betydning for å forklare vektvariasjonene mellom år i Troms. Dette baserer seg på at variasjoner i tilgangen på sommerbeiteplanter kunne forklare forskjeller innenfor et år i størrelsen på kalvene. Videre ble det i Vefsn-dalføret funnet en nær sammenheng mellom vekt og sommerklima (Sæther 1985). En tilsvarende effekt av sommerklimaet og de geografiske variasjoner i størrelsen på norsk hjort er også påvist (Langvatn og Albon 1986).

Vi vet i dag ikke hvordan klimaet påvirker vektutviklingen til kalvene. Den mest sannsynlige hypotesen er at forskjeller i været fra det ene til det andre året påvirker beiteplantenes vekstforløp. Årsaken til dette er at en plante i vekst inneholder langt mindre fiber og har et lavere innhold av vanskelig nedbrytbare kjemiske forbindelser enn fullt utviklede planter (Van Soest 1982, se **kapittel 4**). Dersom veksten nedsettes p.g.a. ugunstige værforhold (tørke, kulde etc.), vil elgen kunne beite en større del av sesongen på planter av god kvalitet. Dette vil gi et raskere opptak av viktige næringsemner enn i somre hvor plantene modnes raskt og dermed gi muligheter for større kroppsvekst (Klein 1970, White 1983).

En slik sammenheng mellom plantekvalitet og kroppsvekst innebærer at en tilstrekkelig biomasse av beiteplanter er tilstede. Det er nærliggende å anta at denne antagelsen er oppfylt om sommeren hvor det ser ut til å være en overflod i tilbudet av beiteplanter. En skal imidlertid huske på at ei elgku som f.eks. har tvillinger trenger svært store kvanta av beiteplanter for å tilfredsstille både kalvenes og sitt eget behov, bl.a. når metabolismen har en topp på forsommeren (Renecker and Hudson 1986). Forskjeller i kalvevekt innenfor samme år var også avhengig av biomassen av beiteplanter. Derfor kan årsvariasjonene i kalvevekt også skyldes forskjellene mellom år i produksjon av beiteplanter. Dette kan i sin tur også være avhengig av variasjoner i klimaet. I dag mangler vi data som kan brukes til

å vurdere om det er kvaliteten, kvantiteten eller begge av beiteplanten som bestemmer forskjellene i vektutvikling.

8.3.3 Variasjoner i årsingsvekt

En nær sammenheng ble funnet mellom vekten som kalv og åring (**figur 8.2**). Starten i livet er derfor bestemmende for den vekta elgen oppnår seinere i livet. I tillegg eksisterte det i Troms store forskjeller i vektøkning mellom individene. Dyr som fikk tilbringe sin andre sommer i de frodige dalførene i Indre Troms kompenserte til en viss grad forskjellene i utgangspunktet i vekten som kalv (**figur 8.7**). De største åringene var derfor store kalver som sin andre sommer oppholdt seg i Bardu- eller Målselvdalen.

Spredningsmønsteret på ungdyra i Troms avvek fra det man fant i Sør-Norge i og med at færre kyr valgte leveområde i nærheten av moras (**kapittel 7**). Overførbarheten av sammenhengene mellom årsingsvekt og valg av oppholdssted den andre sommeren til andre bestander er derfor muligens lav. Imidlertid viser dette resultatet at egenskaper ved leveområdet sannsynligvis er avgjørende for veksten også etter at de unge kyrne er blitt uavhengig av mora. De faktorer som styrer valg av leveområde har derfor stor innflytelse på størrelsen på dyret.

De kyrne som den andre sommeren vandret ut, oppnådde signifikant lavere vektøkning enn dyrene som ble stående i ro i Bardu eller Målselvdalen (**figur 8.7**). Denne forskjellen kan forklares på to måter. De dyrene som vandret ut kan ha blitt fordrevet av større dyr. Utvandringen startet i slutten av juni. Tettheten av dyr f.eks. i kjerneområdene i Bardu er på denne tiden av året høy. Det kan derfor tenkes at dyr som f.eks. hadde gått mye ned i vekt gjennom vinteren eller ikke lyktes i å oppnå en tilfredsstillende vektøkning på forsommeren, ikke lyktes i å etablere leveområde her. Disse små dyrene vil derfor vandre ut og i sin tur skape et forhold mellom vektøkning og utvandring.

En annen forklaring på at unge kyr som ikke oppholder seg i sin andre sommer i Bardu eller Målselvdalen, får lavere vektøkning er at en direkte kostnad kan være knyttet til en etablering i ytterdistriktene. Dyr som vandret ut, beveget seg over svært lange distanser (ofte 100-150 km i luftlinje) før de etablerte mer permanente leveområder (**kapittel 7**). Dette innebærer at muligheten til å bygge opp kroppsreserver blir redusert som en følge av et høyt energiforbruk i forbindelse med selve vandringen. I tillegg kan energi-inntaket også bli redusert i slike perioder fordi topografien i Troms medfører at en stor del av døgnet nødvendigvis tilbringes i habitat-typer (myr, alpin mark etc.) hvor det er vanskelig for elgen oppnå et høyt energi-inntak.

8.3.4 Variasjoner i vekt: klima eller tetthet?

Både klimatiske forhold sommer som vinter spiller en avgjørende rolle for vektutviklingen til norsk elg. I en forvaltningsmessig sammenheng er likevel betydningen av elgtettheten den avgjørende. Det foreliggende materialet kan også oppfattes som en nødvendig understreking av betydningen av bestandsstørrelsen for elgens vektutvikling.

Sammenhengen mellom vekt og tetthet kan best illustreres med grunnlag i situasjonen for vinterbeitene i Åsnes. I de snøfattige vintrene hadde elgen mulighet til å oppsøke områder som den vanligvis ikke benyttet og dermed oppnå tilgang på beite av god kvalitet. Mattilbudet økte. Tilsvarende vil en økning av bestandsstørrelsen innebære en reduksjon av tilbudet av fôr per elghode, noe som vil redusere fôrinntaket (**kapittel 6**). På samme måte som økt tilbud medfører en økt vekst, vil en redusert beitetilgang kunne forårsake et økt forbruk av kroppsreserver og redusert kroppsvekt.

Data foreligger som kan underbygge denne argumentasjonen. I Vefsn-dalføret, hvor dyr er systematisk veid helt siden 1967, ble det funnet at tettheten kunne forklare en stor andel av de vektvariasjonene blant okser som ble funnet i løpet av denne perioden (Solberg 1991). Lave vekter ble funnet i år med høye tettheter. En viktig effekt som ble dokumentert i denne undersøkelsen, er at forskjeller tidlig i livet kunne forplante seg også etterfølgende år. Slike "kohort-effekter" i størrelse er også dokumentert i andre elgbestander (Mech et al. 1988). Også hos norsk hjort er det funnet slike forskjeller mellom årganger (Albon et al. 1991).

Disse resultatene kan også indikere en form for sammenheng mellom tetthet og vektøkning som hittil har vært lite kjent hos store herbivorer. Dersom muligheten til å velge sommeroppholdssted i Indre Troms bestemmer hyppigheten av nyetablering i ytterdistriktene, innebærer dette at tettheten kan spille en viktig rolle for vektutviklingen i bestanden. Det kan antas at ved høye tettheter vil muligheten til å etablere seg i de frodige dalstrøkene i Indre Troms være mindre enn når tettheten er lav. Dette innebærer at tettheten bestemmer muligheten til å finne et leveområde av tilstrekkelig god kvalitet slik at høy kroppsvekt kan oppnås, spesielt som åring. Dette er en mekanisme som også kan være viktig i sørnorske elgbestander hvor datteren i større grad velger leveområde i tilknytning til moras (**kapittel 7**). Dersom mange søsken fra foregående år har etablert seg i området, vil muligheten til å finne et leveområde av god kvalitet være redusert (Sæther 1987).

Dette viser at høye tettheter kan medføre en vektreduksjon i elgstammen.

9 Tidspunkt for kjønnsmodning

9.1 Innledning

Tidligere undersøkelser av norsk elg basert på analyser av kjønnsorgan fra dyr skutt under jakta har vist at tidspunktet for kjønnsmodning er en svært viktig populasjonsdynamisk variabel (Sæther og Haagenrud 1983, 1985a). I disse undersøkelsene ble det funnet at kroppsvekten hadde stor innflytelse for hvor tidlig ei ku begynte å reprodusere. Store dyr ble tidligere kjønnsmodne enn små individer. Et annet resultat fra disse analysene var at dyr som ble kjønnsmoden i ung alder, begynte også tidlig å føde tvillingkalv (Sæther og Haagenrud 1983). Dette innebærer at alderen for kjønnsmodning kan være en viktig indikator på reproduksjonsevnen i bestanden.

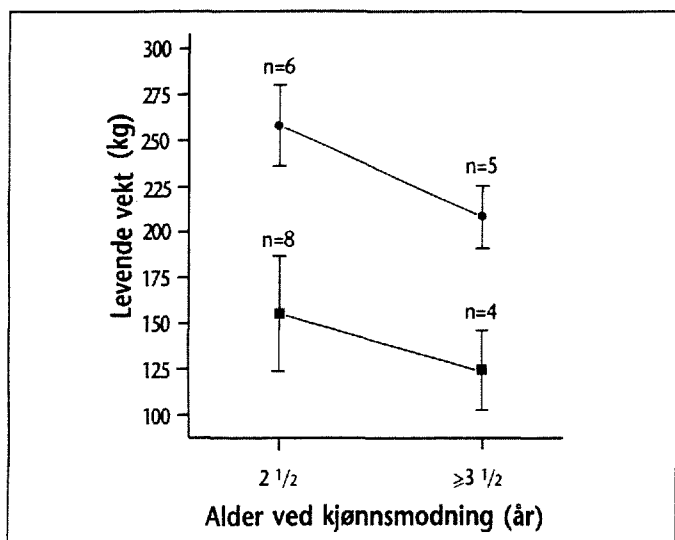
I opplegget for "Elg-skog-samfunn" ble det derfor lagt stor vekt på å oppnå en forståelse av de faktorer som bestemmer tidspunktet for når ei ku blir kjønnsmoden. Slik kunnskap vil derfor kunne gi oss innsikt i hvordan ulike miljøfaktorer bestemmer en elgstammes reproduksjonsevne og dermed dens bestandsdynamikk.

9.2 Metode

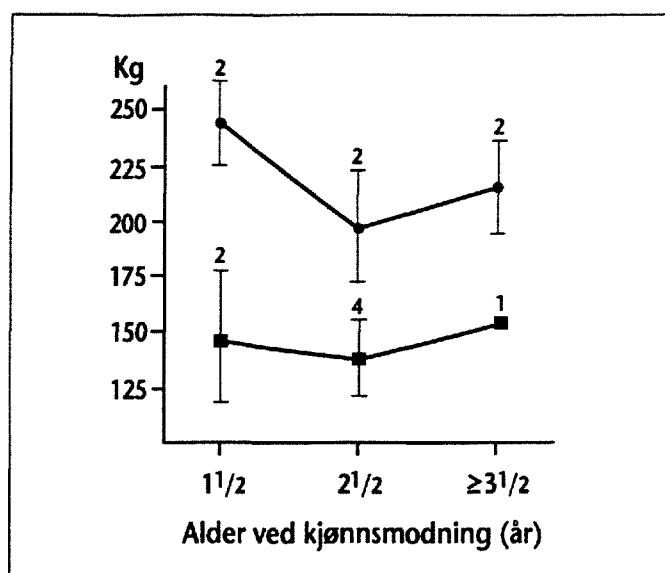
Kalvings-status ble bestemt til kyr av kjent alder. Alle slike dyr ble nøye sjekket gjennom hele kalvings-sesongen. I de tilfellene hvor kalvings-status fremdeles var usikker, ble jegerne i de områdene hvor dyret oppholdt seg i jakta kontaktet og forespurt om opplysninger om kuas kalvings-status i begynnelsen eller slutten av jaktperioden. På den måten unngikk man at ei ku kunne få fraskutt en kalv som ikke tidligere var oppdaget og dermed få anslått en for sein alder for kjønnsmodning.

9.3 Resultater

I Troms produserte ingen av de merkete kyrne med kjent alder kalv som 2 åring. Dyr som ble bedekket som 2 1/2 åring var signifikant tyngre som åring (**figur 9.1**, $F = 8.38$, d.f. = 1,10, $p < 0.05$) enn kyr som ble kjønnsmoden seinere i livet. Som forventet ut fra den positive sammenhengen mellom kalve- og åringsvekt (**figur 8.2**), var tilsvarende forskjell til stede mellom disse to gruppene kyr også for kalvevektene (**figur 9.1**, $F = 4.74$, d.f. = 1,11, $p < 0.05$). Tidspunkt for kjønnsmodning til elgen i Troms var altså positivt relatert til dyrets størrelse.



Figur 9.1
Vekten til kalver (Fylt firkant) og åringer (Fylt sirkel) i Troms i forhold til alder ved kjønnsmodning. n=antallet dyr. Stolpen viser standardfeilen til gjennomsnittet. - The winter weight of calves (filled square) and yearling (Filled circle) female moose in Troms in relation to age at maturity. n=number of animals. The bar represent 1 SE.

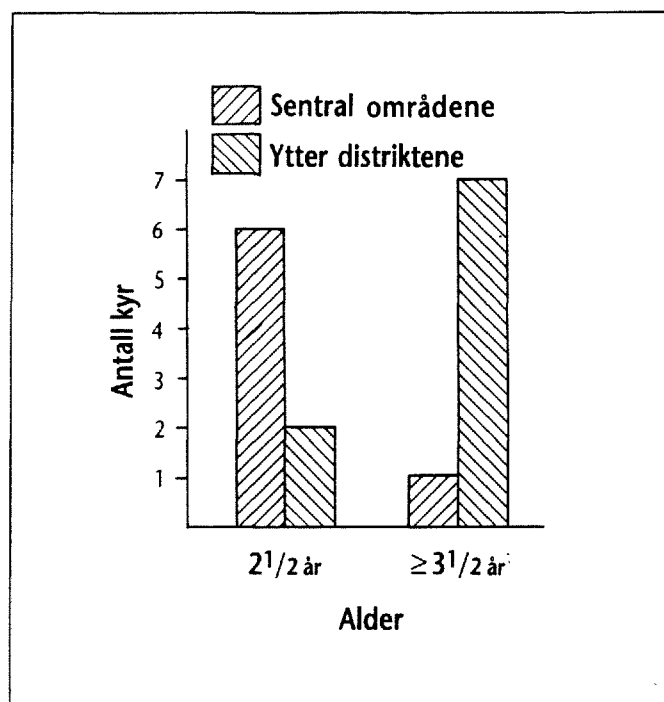


Figur 9.2
Vekten til kalver (Fylt firkant) og åringer (Fylt sirkel) i Åsnes i forhold til alder ved kjønnsmodning. n=antallet dyr. Stolpene viser standardfeilen til gjennomsnittet. - The winter weight of calves (filled square) and yearling (Filled circle) female moose in Åsnes in relation to age at maturity. n=number of animals. The bar represent 1 SE.

Selv om forskjellene ikke var signifikante, var en tilsvarende trend tilstede også blant dyr merket i Åsnes. I dette området ble 2 dyr kjønnsmodne allerede som 1 1/2-åring. Også her var det en svak tendens til at dyr som ble kjønnsmodne som 1 1/2 eller 2 1/2-åring var tyngre både som kalv og åring enn dyr som først begynte å reproducere seg seinere i livet (figur 9.2).

Som påvist i kapittel 8.3, var dyr som slo seg ned i ytterdistriktene i Troms lettere enn kyr som oppholdt seg de to første sommerne av livet sitt i Bardu- eller Målselvdalen (figur 8.6). Ut fra sammenhengen mellom kroppstørrelse og tidspunkt for kjønnsmodning (figur 9.1 og 9.2), vil en derfor forvente en forsinket kjønnsmodning hos dyr som etablerte seg i ytterdistriktene. Dette ble også funnet. Fordelingen av alder for kjønnsmodning var signifikant forskjellig

Figur 9.3
Tidspunkt for kjønnsmodning i forhold til lokalisering av leveområdet om sommeren. Sentralområdene representerer dyr som etablerte seg i Bardu- eller Målselvdalen. Ytterdistriktene gjelder hovedsakelig kystdistriktene i ytre Troms. - The age at maturity in relation to the location of the summer home range. The central area represents females that established home ranges in the winter grounds in the Bardu- and Målselvdalen. The outer areas represent the outer districts of Troms.



blant dyr som etablerte seg i ytterdistriktene enn den fordeling som ble funnet blant kyr som etablerte seg i Bardu- eller Målselvdalen (**figur 9.3**). Dette førte til at langt flere dyr i Indre Troms ble bedekket som 2 1/2-åring enn i ytterdistriktene.

9.4 Diskusjon

De foreliggende resultatene viser at tidspunkt for kjønnsmodning hos elgkyr er avhengig av størrelsen (**figurene 9.1 og 9.2**). En forståelse av de faktorer som styrer variasjonene i kroppsvekt i en bestand kan derfor vise hvilke miljøfaktorer som er viktig for produktiviteten til en elgbestand.

Resultatene i **kapittel 8** fra Troms viser at elgkyrnes kroppsvekt varierer både mellom år og regionalt innenfor elgbestandens leveområde. En konsekvens av dette er at man i denne type bestander vil kunne oppleve årsvariasjoner i rekrutteringen. I en del områder vil dette sannsynligvis være avhengig av klimaet om sommeren (Sæther 1985). Denne typen bestander vil en sannsynligvis spesielt finne i nord (fra Trøndelag og nordover) og i høyreliggende områder i Sør-Norge.

Sammenhengen mellom vekt og tidspunkt for kjønnsmodning innebærer også at forholdene om vinteren kan ha stor betydning for rekrutteringen til elgstammen. Undersøkelsene i Åsnes dokumenterte at snøfattige vintre medfører økt kroppsvekst hos de yngste dyrene (**figur 8.7**). Resultatet vil bli nedsatt alder for kjønnsmodning.

Begge disse effektene av klima innebærer at en høy grad av **variasjon** introduseres i norske elgbestanders populasjonsdynamikk. Rekrutteringsevnen til de ulike årsklassene vil variere sterkt etter de klimaavhengige oppvekstforholdene som dyrene har de første årene av livet. Resultatet blir at såkalte "kohort effekter" kan ha stor betydning for elgens populasjonsdynamikk. Tilsvarende forhold er også funnet tidligere både hos elg (Mech et al. 1987) og flere andre hjortedyr (Albon et al. 1991).

De høye vektene i de snøfattige vintrene på Østlandet innebærer at beitetilgangen vinters tid kan ha betydning for dyrenes vekst de første årene av livet og dermed påvirke alderen for kjønnsmodning. Klimaforholdene om vinteren er tidligere funnet å ha en betydning for årsvariasjoner i vekt i norske elgbestander (Sæther 1985). På samme måte fører snørike vintre til en nedsatt kondisjon til de yngste dyrene (Sæther og Gravem 1988). I samsvar med dette ble det funnet at forskjeller i tetthet kunne forklare en høy andel av vektvariasjonen mellom år i elgbestanden i Vefsndalføret (Solberg 1991).

Dette innebærer at ikke bare tetthetsuavhengige, men også tetthetsavhengige effekter kan ha betydning for elgens bestandsdynamikk.

9.5 Forvaltningsmessige konsekvenser

Resultatene som er presentert i **kapitlene 8 og 9** viser at rekrutteringen til en elgbestand kan være sterkt influert av tilfeldige variasjoner i klima både sommer som vinter. Dette kan medføre at store forskjeller mellom ulike årganger i deres bidrag til den framtidige bestandsveksten. Utarbeiding av avskytingsplaner for større områder (f.eks. fylker, elgregioner) må basere seg på kunnskap om de ulike årgangenes rekrutteringsevne. Dette kan bare oppnås gjennom en overvåking over flere år av de demografiske forholdene i bestanden.

Det store apparatet som berører utøvelsen av elgjakta, innebærer en treghet i gjennomføringen av store endringer i avskytingsopplegg. En kriterium for valg mellom ulike avskytingsplaner må derfor være at bestandsutviklingen blir minst mulig følsom for variasjoner mellom årgangene i rekrutteringsevne. Dette innebærer at en stabil avkastning blir en målsetning i seg selv.

Sæther og Haagenrud (1983) viste at kjønnsmodning i ung alder også innebærer tidlig start av tvillingproduksjon. Dette medfører at det tar lang tid før en ser de fulle konsekvensene for bestandsutviklingen av en økning av vektene i de yngste aldersklassene. Dette skjer ikke før disse årgangene når de tvilling-produserende aldersgruppene. Dette introduserer en treghet i elgforvaltningen - det kan ta lang tid før en ser konsekvensene på elgstammen av et forvaltningsmessig tiltak. Dette innebærer at stabilitet bør søkes i forvaltningsopplegget fordi konsekvensene av endringer ikke vil kunne avleses før etter flere år. Derfor bør man ikke velge et forvaltningsopplegg som krever store variasjoner mellom år i avskytingen fordi en da lett kan miste kontrollen over stammen. Det lange tidsrommet mellom at en hendelse inntreffer, og til at man ser de fulle konsekvensene av dette for elgstammens utvikling, innebærer også at muligheten for en rask regulering av veksten i en elgstamme gjennom naturlige regulerende prosesser i bestanden vil være vanskelig å oppnå.

En stabil bestandsutvikling kan derfor bare oppnås gjennom en balansering av jaktuttaket i forhold til tilveksten i stammen. Det bør derfor være et siktemål for forvaltningen å holde størrelsen av elgstammen på et nivå som ligger lavere enn den økologiske bæreevnen. Dette gir tid til å tilpasse bestandsstørrelsen til beiteressursene dersom vekstraten i bestanden endres.

En annen forvaltningsmessig konsekvens av de foreliggende resultatene er at store variasjoner i avskytningpolitikk innenfor en region kan medføre effekter på bestandsutviklingen som kan være vanskelig å forutse. Dersom graden av utvandring og dermed immigrasjonsraten til ytterdistriktene av Troms er en funksjon av tettheten i de indre dalstrøkene, vil en kraftig reduksjon av elgbestanden her ikke bare påvirke området hvor dette skjer, men også utviklingen i rand-distriktene. Materialet fra Troms viser at lokaliseringen av nyetableringene også bestemmer tidspunktet for kjønnsmodning. Endringer i dette etableringsmønsteret vil dermed kunne endre produktiviteten i stammen.

10 Geografisk variasjon i livshistoriemønster

10.1 Innledning

I kapittel 9 har vi sett at innen en elgbestand bestemmes tidspunkt for kjønnsmodning av dyrenes størrelse. Store dyr har større sjanse for å få kalv tidlig i livet enn små dyr. Et nærliggende spørsmål blir da om regionale vektforskjeller kan forklare variasjoner mellom de ulike elgbestandene i tidspunkt for kjønnsmodning. I så fall vil dette innebære at kyrnes slaktevekter som f.eks. kalv eller åring kan benyttes som en indikator på bestandens reproduksjonsevne.

Tidligere undersøkelser av norsk elg har dokumentert store regionale forskjeller i størrelse både blant okser og kyr (Sæther og Haagenrud 1985a,b, Sæther 1987). F. eks kan slaktevekten til åringene variere med mer enn 50 kg fra den ene bestanden til den andre. Store regionale variasjoner i andelen åringer som ovulerer, er også funnet (Sæther og Haagenrud 1985a).

Dersom kroppsvekten skal kunne benyttes som en indikator for bestandens reproduksjonsevne, må det eksistere en nær sammenheng mellom ulike reproduksjonsparametre. Tidligere undersøkelser har vist at tidspunkt for kjønnsmodning er en variabel som er velegnet til en karakterisering av flere forhold ved elgens reproduksjonsbiologi (Sæther og Haagenrud 1983). Årsaken til dette er at kyr som blir kjønnsmodne i ung alder, også begynner å produsere tvillingkalver tidligere enn seint kjønnsmodne kyr.

10.2 Hvorfor varierer tidspunkt for kjønnsmodning geografisk?

Et individs genetiske bidrag til fremtidige generasjoner bestemmes av hvor mange avkom det er i stand til å produsere. Hvordan ungproduksjonen skal variere med alder er i mange tilfeller bestemt av sjansen for at dyret skal overleve (jfr. Clutton-Brock 1988). I tilfeller hvor dødeligheten er høy, vil individer som blir tidlig kjønnsmoden og produserer mange avkom i ung alder gjerne bidra mer til seinere generasjoner enn individer som utsetter tidspunkt for kjønnsmodning. Slike bestander vil derfor etter en tid bli dominert av individer med høy reproduksjonskapasitet i de yngste aldersgruppene. Derfor har vi forsøkt å korrelere variasjonene mellom bestandenes reproduksjonsevne til forskjeller i naturlig mortalitet.

En annen faktor som kan påvirke utviklingen av geografiske variasjoner i reproduksjonsmønster er regionale forskjeller i kostnaden av

å starte kalveproduksjon ved ung alder. Tidligere undersøkelser av norsk elg har vist en stor kostnad ved tidlig start av reproduksjon gjennom at muligheten for videre kroppsvekst blir kraftig redusert (Sæther og Haagenrud 1983, 1985a, Sæther 1987). Mens åringer som ovulerer generelt er tyngre enn ikke-ovulerende kyr, er denne forskjellen reversert blant 2 1/2 - åringene. I denne aldersgruppen var nemlig kalveførende kyr nå litt mindre i snitt enn kyr som ikke ble bedekket som åring. Vi har derfor undersøkt om forsinket kjønnsmodning forekommer i de bestandene hvor tidlig start av kalveproduksjon innebærer den kraftigste reduksjonen av muligheten for videre vekst.

10.3 Materiale og metode

Sammenligningen av reproduksjonsmønster er basert på en analyse av materiale innsamlet under jakta i 10 norske elgbestander (**figur 2.1**). Disse er fordelt fra Sørlandet i sør til Pasvik i nord. Samlet sett er dette materialet antatt å beskrive en stor del av spennvidden en finner i norske elgbestander.

Sammenlignet med den geografiske oppdelingen av bestandene som ble foretatt i de tidlige analysene av geografisk variasjon hos norsk elg (Sæther og Haagenrud 1985a,b), viser **figur 2.1** at materiale fra større områder enn tidligere er behandlet samlet. Dette skyldes at de merkestudiene som er foretatt de siste årene (**kapittel 7**, Lorentsen et al. 1991, Sæther og Heim 1991) viser at elgen i løpet av året benytter større områder enn tidligere antatt.

I analysene er det bare benyttet materiale som er analysert ved Viltforskningen eller Norsk Institutt for Naturforskning for å oppnå sammenlignbarhet i dataene. Materialet fra perioden 1972-76 er slått sammen med senere data når det gjelder analysene av Sørlandet, Nord-Trøndelag og Vefsndalføret.

Prosedyrene for analyseringen av materialet er beskrevet i detalj andre steder (Langvatn 1977, Haagenrud 1978, Sæther og Haagenrud 1983, 1985a, Sæther et al. in prep.). Derfor vil det her bare bli gitt et kort sammendrag. Kalv og åringer ble aldersbestemt ut fra tannfellingmønsteret. Alderen på alle eldre dyr ble bestemt ut fra en optelling av antallet vekstsoner i dentinet i snitt preparert fra den fremre framtanna. Bare slaktevekter fra dyr som ble veid, ble benyttet i analysene.

Antallet kalver produsert inneværende år ble fastslått fra en makroskopisk analyse og bestemt ut fra antallet *corpora rubrum* i ovariene (se Langvatn in prep. for terminologi og beskrivelse av strukturer). Bare dyr hvor to ovarier forelå, ble benyttet i disse analysene.

Kalvene fra tidligere år ble bestemt ut fra tilstedeværelsen av *corpora albicantia*. Tidspunkt for kjønnsmodning ble fastslått ut fra forekomsten av *corpora lutea*. Intet forsøk ble gjort på å skille mellom de ulike typene av denne strukturen. Dette innebærer at andelen kjønnsmodne dyr sannsynligvis er overestimert. Gjennom at bare materiale innsamlet i oktober ble benyttet i analysene av ovuleringsfrekvensen, skulle imidlertid denne feilkilden være relativt lik i alle bestandene. En geografisk sammenligning skulle derfor være mulig.

For å minimalisere effekten av feilkildene i denne indirekte analysemetodikken av reproduksjonsmønster ble også data fra radiomerkete kyr i Gausdal, Åsnes og Troms benyttet i analysene av reproduksjonsmønster. Tvillingraten ble bestemt hos voksne kyr som tidligere hadde kalvet gjennom at forløpet av kalvingen ble fulgt ved regelmessige besøk (se **kapitlene 2 og 9**). Bare data fra dyr hvor antallet kalv ble sikkert bestemt innen 1 måned etter kalving ble benyttet i disse analysene. Siden det i enkelte tilfeller (se **kapittel 9**) var vanskelig å bestemme kuas kalvingsstatus, ble ikke gjennomsnittlig antall kalv per voksen ku beregnet ut fra dette materialet.

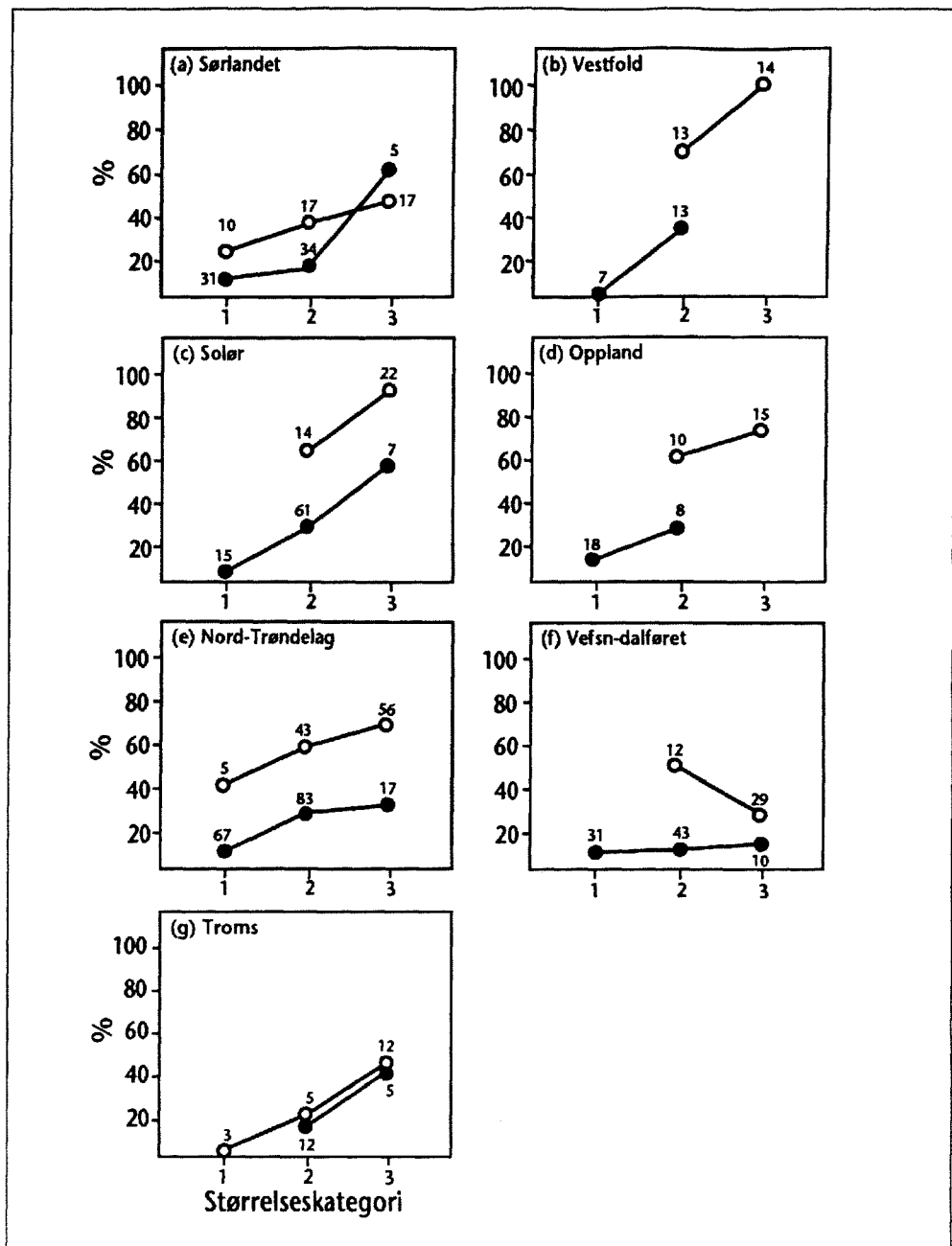
Tidspunkt for kjønnsmodning ble bestemt hos kyr radiomerket som kalv. Disse dyrne ble spesielt nøye fulgt opp under og etter kalvingen slik at alder for start av kalveproduksjon kunne bestemmes mest mulig sikkert (se **kapittel 9**).

10.4 Resultater

10.4.1 Tidspunkt for kjønnsmodning i forhold til kroppsvekt

Sannsynligheten for å bli kjønnsmoden som åring øket signifikant med dyrets vekt (**figur 10.1**) både på Sørlandet ($X^2 = 6.34$, $P < 0.05$), i Solør ($X^2 = 10.50$, $P < 0.01$) og i Nord-Trøndelag ($X^2 = 10.50$, $P < 0.01$). Tilsvarende trend (men ikke signifikant) ble også funnet i Vestfold, Oppland og Troms (**figur 10.1**). Ingen sammenheng mellom tidspunkt for kjønnsmodning og vekt ble funnet i Vefsndalføret (**figur 10.1f**), hvor en svært liten andel av åringene ovulerte.

Blant 2 1/2-åringene ble det ikke i noen av studieområdene funnet en signifikant sammenheng mellom vekt og andelen av dyrene som hadde hatt egglosning (**figur 10.1**). Effekten av kroppsvekt på tidspunktet for kjønnsmodning var derfor mest markert blant åringene. Denne forskjellen blant kyr fra disse to aldersgruppene skyldes hovedsakelig at en signifikant større andel av mellom-store (135 - 164 kg) kyr ovulerte blant 2 1/2-åringene enn blant åringene (**figur 10.1**) både på Sørlandet ($X^2 = 3.78$, $P < 0.05$), i Vestfold ($X^2 = 3.95$, $P <$



Figur 10.1

Andelen av åringskyr (Fylt sirkel) og 2 1/2 år gamle ikke-kalveførende kyr (Åpen sirkel) skutt i oktober som hadde ovulert i forhold til størrelsen i ulike norske elgbestander. Tallene angir antallet. Størrelseskategoriene er: 1-<135 kg, 2-135-164 kg, 3->164 kg. - The proportion of yearlings (Filled circle) and 2 1/2 years old that did not produce calf (Open circle) shot during October that had ovulated in relation to carcass weight for different Norwegian populations (the locations are shown in **Figure 2.1**). The figures denote the sample sizes. The size categories are: 1-<135 kg, 2-135-164 kg, 3->165 kg.

0.05), i Solør ($X^2 = 8.49$, $P < 0.01$), i Nord-Trøndelag ($X^2 = 11.02$, $P < 0.001$) og Vefsndalføret ($X^2 = 8.90$, $P < 0.001$). Dette mønsteret innebærer at den største effekten av **alder** forekom blant de mindre dyrene.

Vi har nå sett at forskjeller i størrelse innen en bestand forklarer en stor del av variasjonen i sannsynligheten for at et individ blir tidlig kjønnsmodent. Dette overenstemmer svært godt med resultatet fra analysene av dataene fra de radiomerkete kalvene fra Troms hvor de største kalvene, og dermed de største åringene, begynte å produsere kalv tidligere enn små dyr (**figur 9.2, kapittel 9**). Kan derfor forskjeller i størrelse benyttes som en indikator på bestandenes reproduksjonsevne?

Ingen signifikant sammenheng ble funnet mellom gjennomsnittlig slaktevekt i bestanden og andel av åringene som ovulerte ($r = 0.38$, $P > 0.1$). Dette skyldes først og fremst den lave andelen av åringene i Nord-Norge som ovulerte (**figur 10 f,g**), selv om gjennomsnittsvekten her var høy.

Konsekvensen av den manglende sammenhengen mellom vekt og tidspunkt for kjønnsmodning når ulike bestander ble sammenlignet, var at sannsynligheten for at et dyr av en bestemt størrelse ovulerte varierte geografisk. For åringene ovulerte en signifikant lavere andel av både de middelstunge ($X^2 = 4.72$, $P < 0.05$) og de tyngste ($X^2 = 4.72$, $P < 0.05$) kyrne i nord enn i sør. På samme måte var det

for 2 1/2 - åringene en signifikant regional forskjell i andelen av de største kyrne som ovulerte ($X^2 = 41.93$, d.f. = 6, $P < 0.001$).

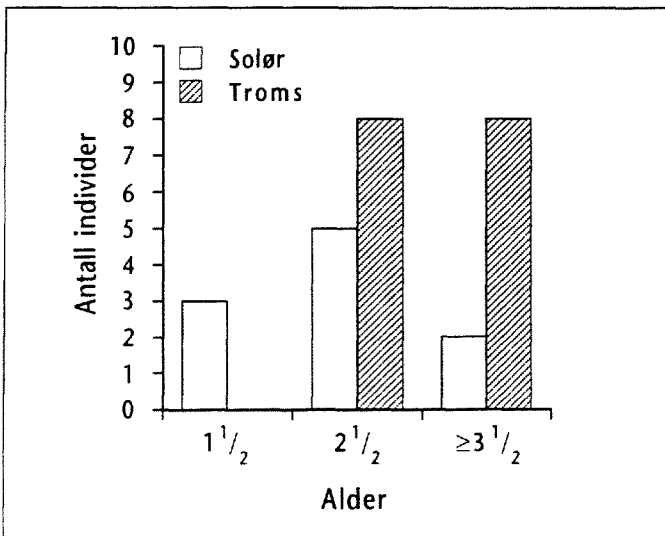
Denne geografiske variasjonen i starten av kjønnsmodning som ble funnet i analysene av kjønnsorganene, gjenspeilet seg også i en forskjell mellom Åsnes og Troms i tidspunktet for når de radiomerkete elgkyrne startet kalveproduksjon. I Åsnes begynte en signifikant større andel av kyrne å produsere kalv i ung alder enn i Troms (**figur 10.2**, $X^2 = 7.32$, d.f. = 2, $P < 0.05$). F.eks. ble ingen av de merkete kalvene i Troms kjønnsmodne som åring, mens 2 kyr i Åsnes produserte sin første kalv som 2 1/2 - åring (se også **kapittel 9**).

10.4.2 Kostnader knyttet til tidlig kjønnsmodning

De regionale forskjellene i det vektavhengige tidspunktet for kjønnsmodning kan være utviklet som et resultat av variasjoner mellom bestandene i kostnadene forbundet med tidlig kjønnsmodning. Som vi har sett i kapittel 10.2, kan slike kostnader være knyttet til reduksjon i kroppsveksten eller redusert reproduksjonsevne som voksen. Sein kjønnsmodning skal ut fra dette forventes i bestander hvor de høyeste kostnadene eksisterer.

Hemming av videre vekst - En konsekvens av den vektavhengige starten av reproduksjonen er at i de fleste (sørnorske) bestandene er ovulerende åringene signifikant tyngre enn åringene som ikke har hatt eggløsning (**tabell 10.1**). Blant 2 1/2 - åringene var det imidlertid ingen forskjell i størrelse mellom kyr som hadde hatt kalv og kyr uten kalv. De eneste unntakene var Sørlandet og Solør hvor de kalveproduserende kyrne også var tyngre som 2 1/2 -åringene. Dette skyldes at vektene i disse to områdene varierte sterkt over tid og at ovulering blant åringene bare var avgenset til noen spesielle år (se **figur 8.8**). Dersom en bare benytter årene med vekt i analysene, ble det ikke funnet noen signifikant forskjell blant 2 1/2 åringene i størrelse i forhold til kuas reproduksjons-status. Dette viser at kroppsveksten til reproduserende åringene blir redusert, men de oppnår likevel samme vekt følgende år som de kyrne som ikke reproduserer.

Blant de kyrne som **ikke** produserte kalv, var det en nær sammenheng mellom geografisk variasjon av gjennomsnittsvekten som 2 1/2-åring og åring ($r = 0.75$, $P = 0.05$, $n = 7$). Dette forholdet var imidlertid ikke til stede når vektene til de 2 1/2-åringene som hadde produsert kalv ble sammenlignet med gjennomsnittsvekten til åringene som hadde ovulert ($r = 0.67$, $P > 0.1$, $n = 7$). Dette viser at kostnaden i form av redusert kroppsvekst av å starte reproduksjon tidlig varierer mellom bestandene. I noen bestander (f.eks. Vestfold) medfører store åringene en tidlig kjønnsmodning, men dette innebærer at disse dyrene blir relativt små seinere i livet. I andre bestander medførte derimot bedekning som åring liten reduksjon i den videre



Figur 10.2
Fordelingen av alder ved kjønnsmodning blant radiomerkete kyr i Åsnes og Troms. - The distribution of age at maturity among radio-collared females in Åsnes and Troms.

Tabell 10.1 Gjennomsnittlig slaktevekt til ovulerende og ikke-ovulerende kyr skutt i oktober i ulike norske elgbestander se **Figur. 2.1** for lokalisering. - The mean carcass weight of ovulating and non-ovulating moose cows shot during October in different Norwegian moose populations (see **Figur 2.1** for their location).

Region	Bestand	Kategori	X	Slaktevekt(kg)		F
				SD	n	
Sørlandet	1	Ovulerende	149.0	25.5	10	4.76 *
		Ikke-ovulerende	133.8	19.5	60	
Vestfold	2	Ovulerende	154.0	4.5	4	4.96 *
		Ikke-ovulerende	138.5	13.5	16	
Solør	3	Ovulerende	153.1	12.4	19	11.74 ***
		Ikke-ovulerende	139.6	15.9	74	
Oppland	4	Ovulerende	142.5	15.6	4	4.02
		Ikke-ovulerende	123.1	18.0	22	
N-Trøndelag	5	Ovulerende	146.7	15.7	34	9.65 **
		Ikke-ovulerende	135.2	20.1	133	
Vefsn	6	Ovulerende	140.6	14.4	8	0.16
		Ikke-ovulerende	143.1	16.7	76	
Troms	7	Ovulerende	157.5	14.6	4	0.61
		Ikke-ovulerende	148.2	22.4	16	

kroppsvekten. Bare en svak sammenheng ble derfor funnet mellom andelen av åringene i bestanden som ovulerte og kroppsvekten av kalveproduserende kyr mellom 1 1/2 og 2 1/2 års alder ($r = 0.52$, $P > 0.1$).

Reproduktive kostnader - Det ble ikke funnet noen indikasjoner på at sein kjønnsmodning innebærer en bedret reproduksjonsevne som voksen. Tvertimot var det en positiv sammenheng mellom tidlig kjønnsmodning og produktiviteten seinere i livet. F.eks. ovulerte en høy andel av 2 1/2 - åringene i de bestandene med tidlig kjønnsmodning ($r = 0.76$, $P < 0.05$, $n = 8$). Videre ble det funnet en signifikant sammenheng mellom kalveproduksjonen blant 3 1/2 - åringene og andelen av åringene i bestanden som ovulerte ($r = 0.89$, $P < 0.01$, $n = 8$). Høy reproduksjonsevne blant de høyreproduktive aldersgruppene (4 1/2 - 8 1/2 år) var også signifikant korrelert både med ovuleringsraten blant 2 1/2-åringene ($r = 0.84$, $P < 0.01$) og kalveproduksjonen blant de eldste ($> 8 1/2$ år) kyrne ($r = 0.84$, $P < 0.01$).

Forskjeller i vekten til de voksne kyrne kunne ikke forklare en signifikant ($P > 0.1$) andel av den regionale variasjonen i noen av reproduksjonsparametrene.

10.4.3 Variasjoner i dødelighet

En sammenligning av dødeligheten til avkommet av mødre som ble observert i forbindelse med kalvingen i Troms, Nord-Trøndelag (Lorentsen et al. 1991) og Åsnes, viste store regionale variasjoner i avgangen av kalv i løpet av det første leveåret (**tabell 10.2**). Svært få kalver døde i løpet av vinteren. I Åsnes overlevde alle kalvene som var i live etter jakta, vinteren mens 1 kalv ble i denne perioden funnet død i Troms. I Nord-Trøndelag døde 1 kalv i løpet av vinteren som et resultat av påkjørsel (Lorentsen et al. 1991). I tillegg døde 3 kalver i Nord-Trøndelag og 1 kalv i Åsnes i perioden etter merking. I alle disse tilfellene var matmangel antatt å være den primære dødsårsaken.

Langt større dødelighet ble funnet om sommeren. Mens bare 2 kalver i Åsnes og 3 kalver i Nord-Trøndelag ble sikkert fastslått til å ha dødd i løpet av den første sommeren, var avgangen i Troms langt større (**tabell 10.2**). Her forsvant 14 av 83 (16.8 %) fødte kalver i perioden før jaktstart. I tillegg kunne hverken dødsårsak eller dødstidspunkt sikkert fastslås for ytterligere 9 individ. Avgangen det første året var derfor signifikant forskjellig mellom de tre områdene (**tabell 10.2**, $X^2 = 11.62$, d.f. = 2, $P < 0.01$).

Tabell 10.2. Tapet av kalver til voksne radiomerkete kyr i Troms, Åsnes og Nord-Trøndelag¹⁾. - The loss of calves belonging to adult radiocollared moose cows in Troms, Åsnes and northern Trøndelag (Lorentsen et al. 1991).

Status Kalv	Studieområder		
	Troms	Åsnes	Nord-Trøndelag
Tap i løpet av sommeren	14	2	3
Drept i løpet av jakta	5	3	27
Tapt i løpet av juni-oktober	9	6	-
Død i løpet av desember-april	1	-	12)
Overlevende i løpet første året	53(64%)	44(80%)	75(70%)
Antall kalver født	83	55	106

¹⁾Data fra Lorentsen et al. 1991.

²⁾Trafikk-drept.

10.5 Diskusjon

Disse resultatene støtter på flere områder de tidlige undersøkelsene som ble foretatt av den norske eigens reproduksjonsbiologi (Sæther og Haagenrud 1983, 1985a). En nær sammenheng eksisterer **innen** en bestand mellom størrelse og sannsynligheten for kjønnsmodning i ung alder. Denne effekten av kroppsvekt er imidlertid aldersavhengig: Ei ku av en gitt størrelse har større sjanse for å ovulere det eldre den blir. Dette mønsteret med en vektavhengig start av reproduksjonen stemmer med resultatene fra tilsvarende analyser av

andre hjortedyr som f.eks. hjort (Albon et al. 1983) og villrein (Skogland 1984).

Det var imidlertid ingen sammenheng mellom gjennomsnittsvekten i bestanden og andelen av kyrne som ovulerte som åring. Selv om dyrene gjennomgående ble større mot nord, ovulerte ikke kyrne tilsvarende tidligere. Sannsynligheten for at et dyr av en gitt størrelse ble kjønnsmoden varierte derfor geografisk. Siden kroppsstørrelsen er avhengig av miljø-betingelsene (**kapittel 8**), innebærer dette at reaksjonsnormen på variasjoner i miljøet varierer mellom de ulike bestandene. I noen bestander vil dyr som vokser opp under gode forhold og oppnår høy vekt med stor sannsynlighet bli kjønnsmodne tidlig. I andre områder vil slike gunstige oppvekksbetingelser ikke gi seg utslag i en tilsvarende tidlig kjønnsmodning.

En konsekvens av disse resultatene er at sannsynligheten er stor for at det eksisterer genetiske forskjeller mellom ulike norske elgbestander. I nord (Nordland og Troms) har man en elg som vokser raskt, men er relativt seint kjønnsmoden i forhold til elgen lenger sør. En annen tolking av denne variasjonen er at det skyldes en feilkilde i materialet. I nord inntreer brunsten seinere enn i sør (**kapittel 8, figur 8.11**). Dette innebærer at den høye andelen av seint kjønnsmodne dyr i nord kan representere dyr som ville ha brunstet etter at jakta var slutt. Den seine kjønnsmodningen av radiomerkete kalv (**figur 10.2**) og den signifikant lavere andelen av kalveproduserende 2 1/2 - år gamle kyr i Nordland og Troms enn i resten av landet (26.6 % og 14 % i henholdsvis Sør- og Nord-Norge, $X^2 = 7.93$, d.f. = 1, $P < 0.01$) viser imidlertid at denne forklaringen ikke kan være riktig.

En rekke undersøkelser av flere taxa har vist at forskjeller i tidspunkt for kjønnsmodning ofte er bestemt av variasjoner i kostnadene forbundet med start av reproduksjonen (se f.eks. Stearns 1989). I vår undersøkelse kunne ikke en geografisk variasjon i kostnaden av å begynne kalveproduksjon i ung alder forklare forskjellene mellom bestandene i tidspunkt for kjønnsmodning. I stedet ble det funnet en **positiv** sammenheng mellom tidlig start og seiere reproduksjonsevne. Denne sammenhengen opptrådte uavhengig av regionale forskjeller i kroppsstørrelse. Det var derfor en tendens til at norske elgbestander kunne fordeles langs en akse fra god til dårlig produksjonsevne.

En årsak til en slik inndeling ligger i det aldersavhengige reproduksjonsmønsteret til elgen (Sæther og Haagenrud 1983, Caswell 1988). Tidspunktet for start av produksjon av tvillingkalver er til en viss grad bestemt av alderen for kjønnsmodning. Tvillingfødsler opptrer tidligere hos dyr som var kjønnsmodne i ung alder. M.a.o. kan sein start av reproduksjon i bare i liten grad oppveies av høy reproduksjonsevne i de eldre aldersklassene.

Disse forskjellene mellom reproduksjonsevne ble ytterligere forsterket når man også tok hensyn til forskjellene mellom de tre undersøkelsesområdene Troms, Nord-Trøndelag og Åsnes i avgangen av kalv (**tabell 10.2**). Sannsynligvis ble omfanget av tapet av kalver i Troms underestimert, fordi flere av kalvene hvor dødsårsak og dødstidspunkt ikke var kjent (**tabell 10.2**) også kunne ha dødd av naturlige årsaker. I Åsnes var sjansen for at de fleste av kalvene i denne kategorien ble skutt større fordi et stort antall dyr ofte kommer på post og gjør det vanskelig å fastslå om mora var merket. En tilsvarende høy avgang av kalv som i Troms ble funnet blant et mindre antall dyr merket i Rana (T. Bø pers. medd.). I dette området døde 6 av 17 fødte kalver før starten av jakta.

Vi kjenner i dag ikke årsaken til denne høye avgangen av kalv i nord. En medvirkende årsak kan imidlertid være topografien i disse områdene. Kyrne kalvet ofte i bratte lier. Dette kan gjøre små kalver utsatt ved kryssing av flomstore bekker. Kalvingen faller i disse områdene av landet ofte sammen med den mest intense fasen av snøsmelting. Det kan i den forbindelse nevnes at ei ku i Troms mistet en kalv under forflytning fra et leveområde til et annet som lå ca. 10 km unna. Likevel er avgangen i Nord-Norge langt mindre enn det en finner i Nord-Amerika (Ballard et al. 1981, Larsen et al. 1989).

Teoretiske analyser av livshistoriemodeller har vist at utsatt start av reproduksjon favoriseres gjennom evolusjonen når den juvenile dødeligheten er høy i forhold til den adulte (Charlesworth 1980, Stearns and Koella 1986). Spesielt gjelder dette når avgangen av avkom er spesielt stor blant de yngste dyrene. I Troms så dette ut til å være tilfelle i og med at 3 av kalvene som forsvant tilhørte førstegangsfø-

dende kyr. Dette kan støtte hypotesen om at sein kjønnsmodning har utviklet seg i nord p.g.a. seleksjon for å redusere tapet av kalv hos de yngste mødrene. Flere undersøkelser er imidlertid nødvendig for å teste denne hypotesen.

10.6 Forvaltningsmessige konsekvenser

Disse undersøkelsene har flere forvaltningsmessige konsekvenser. De viser at produksjonsevnen til norske elgbestander varierer mye geografisk. En rekke forhold kan tyde på at en del av dette skyldes genetiske forskjeller mellom elg i ulike deler av landet. Dette innebærer at et beskatningsopplegg som er korrekt for en bestand, kan være uriktig i en annen del av landet. En forsvarlig elgforvaltning er derfor avhengig av kunnskap om reproduksjonsforholdene i stammen. Avskyttingsopplegget må derfor tilpasses de lokale forholdene.

Kroppsstørrelsen kan bare i liten grad benyttes som indikator på reproduksjonsforholdene i bestanden. Dette fordi reproduksjonsmønsteret varierer geografisk, uavhengig av forskjeller i kroppsvekt. Analyser av materiale basert på innsamling av kjever og kjønnsorganer er derfor nødvendig for en korrekt bestemmelse av reproduksjonsforholdene i stammen.

Variasjoner mellom år i slaktevekt blant de yngste dyrene kan benyttes som en indikator på forskjeller i de ulike årsklassers reproduksjonsevne. Spesielt gjelder dette i sørnorske elgbestander.

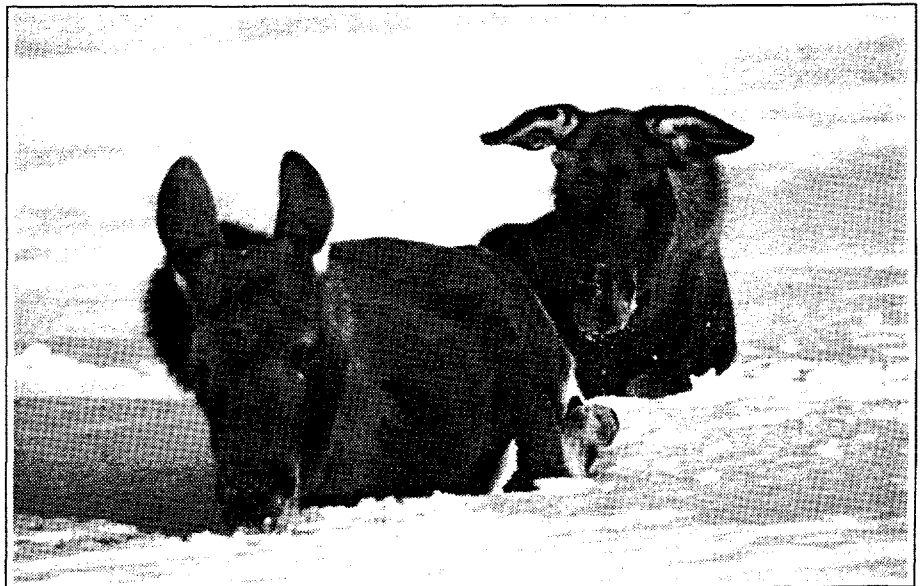


Foto: Arne J. Gravem

11 Økologisk bæreevne og økonomisk optimal elgbestand

11.1 Innledning

I de foregående kapitler har vi presentert de eksisterende kunnskapene omkring elgens biologi. Før vi går videre med å de mer direkte forvaltningsrelaterte temaene som skadeproblematikk, avskytningsmodeller og jaktens økonomiske verdi, skal vi reise spørsmålet om hvor mye elg vi bør ha i norske skoger. Formålet med dette er å vise noen prinsipielle sammenhenger mellom økologiske og økonomiske forhold knyttet til en optimal elgforvaltning. Vi betrakter elgen som en fornybar naturressurs, og viser prinsippene for å bestemme den samfunnsøkonomisk optimale størrelsen på elgstammen. I følgende kapitler vil vi så gå nærmere inn på de kunnskapene vi har om disse sammenhengene.

Utgangspunktet for den prinsipielle analysen i dette kapitlet er at elgstammen skaper både inntekter og kostnader, som varierer med avskytingen og elgtettheten. Avskytingen kan imidlertid ikke varieres fritt, men må følge de biologiske lovene for elgens vekst. Disse tre faktorene, biologisk vekst, inntekt og kostnad, gir tilsammen grunnlag for en optimaliseringsmodell for elgstammen.

11.1 Den biologiske muligheten til å produsere elg

Figur 11.1 viser en av de enkleste matematiske beskrivelsene av veksten i en dyrestand. I del (a) kan man tenke seg at den S-formede kurven beskriver hvordan en liten gruppe elg som settes ut i et nytt leveområde som er uten elg fra før vil øke i antall. I starten vil bestanden øke stadig raskere, men så vil det bli trangere om maten slik at tilveksten går saktere. Til slutt vil stammen tilpasse seg et konstant nivå, der det er like mange som dør som det fødes nye hvert år. Dette er den økologiske bæreevnen til området - m.a.o. den tetthet hvor bestandsstørrelsen er konstant.

Vi har tidligere sett at i praksis vil denne bestandstettheten variere mellom år. F.eks. vil variasjoner i værforholdene både sommer og vinter kunne endre terrengets produksjonskapasitet for elg fra det ene året til det andre (jfr. **kapitlene 3, 8, 9, 10**). Selvsagt vil også gjensidig påvirkning mellom elgstamme og beiteplanter skape tilsvarende svingninger. Alt dette ser vi nå bort fra. Del (b) av **figur 11.1** viser den samme sammenhengen som del (a). Her fremstilles direkte hvordan nettotilveksten i bestanden varierer med bestan-

dens størrelse. Ved den økologiske bæreevnen (K dyr) er bestandstettheten maksimal, og den produserer ikke noe høstbart overskudd. Etter hvert som vi reduserer stammen gjennom jakt, øker nettotilveksten. Ved en bestemt bestand X_{mva} er nettotilveksten den største som er mulig. Denne tilveksten tilsvarer den største stabile varige avkastningen som elgbestanden kan gi fra det aktuelle arealet, og denne avkastningen kan oppnås dersom vi gjennom jakten akkurat høster nettotilveksten hvert år. Bestanden vil da holde seg konstant lik X_{mva} . På samme måte uttrykker resten av kurven i (b) andre mulige likevektstilstander mellom bestand og avkastning. Denne analysen forutsetter at beitetilgangen er konstant. Vi vet imidlertid at overgangen til bestandsskogbruk siden 1950 har økt elgens beitetilgang betydelig i de aller fleste områder. Bortfall av rovdyr og av konkurranse fra husdyrbeiting har nok også virket positivt. Denne utviklingen er vist skjematisk i **figur 11.2**. Siden elgen henter mesteparten av føret i ungskogen og på hogstflatene (**kapitlene 3 og 4**), vil bæreevnen stabilisere seg nå når andelen av hogstklassene I og II i skogen slutter å øke. I noen områder kan den tildels gå noe ned igjen framover.

Ulike former for avskyting påvirker vekstmuligheten til elgstammen (**figur 11.3**). En retting av avskytingen endrer produktiviteten i bestanden gjennom å påvirke andelen voksne kuer. Formålet med dette er å øke kjøttavkastningen for en gitt vinterbeiteressurs. I vår modell uttrykkes dette gjennom at hver bestandstørrelse yter en større varig avkastning i likevekt. Den maksimale størrelsen på vinterstammen (målt i biomasse) som området kan opprettholde varig, bæreevnen, påvirkes ikke av dette.

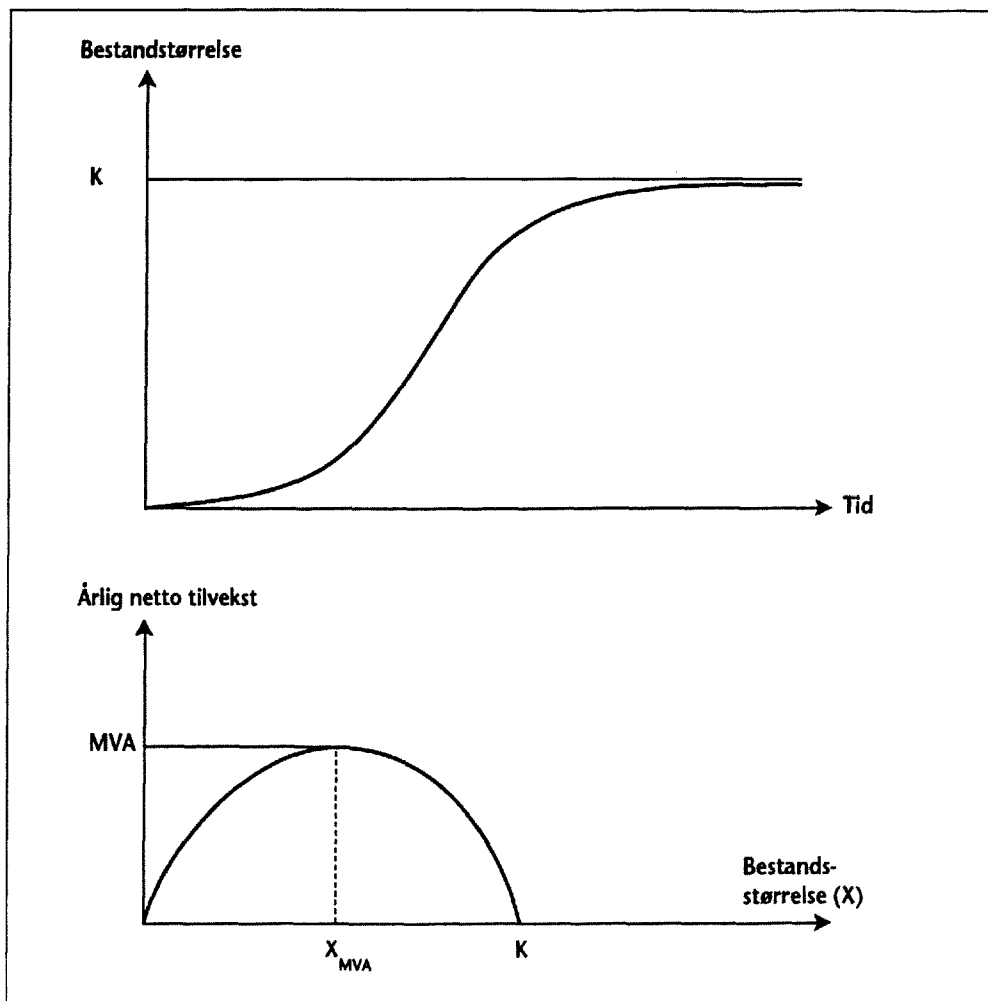
11.2 Kostnadene som elgstammen skaper

Elgen påfører samfunnet kostnader på tre viktige måter. Den beiter på skog og i åker, og den er årsak til trafikkulykker. Skadene på innmark er hovedsaklig knyttet til korndyrking i områder med blanding av skog og jordbruksmark, og til perioder med svært stor elgbestand. Været kan også virke inn gjennom kvaliteten på skogsbeitet på ettersommeren og høsten (jfr. **kapitlene 3, 4, 7** se også Sæther 1985). Den økonomiske betydningen av dette problemet synes å være begrenset i nasjonal sammenheng. De enkeltpersonene som rammes hardest vil normalt få erstatning fra viltfondet (se også Sødal 1985).

Trafikkulykker forårsaket av elg er et alvorlig problem, og det er vanskelig å forestille seg økonomiske avveininger mellom jaktverdi og personskader fra kollisjoner mellom elg og bil. Det er også uklart om det er noen direkte sammenheng mellom elgtettheten og antall ulykker. Vi har heldigvis hatt få virkelig alvorlige elgulykker i Norge.

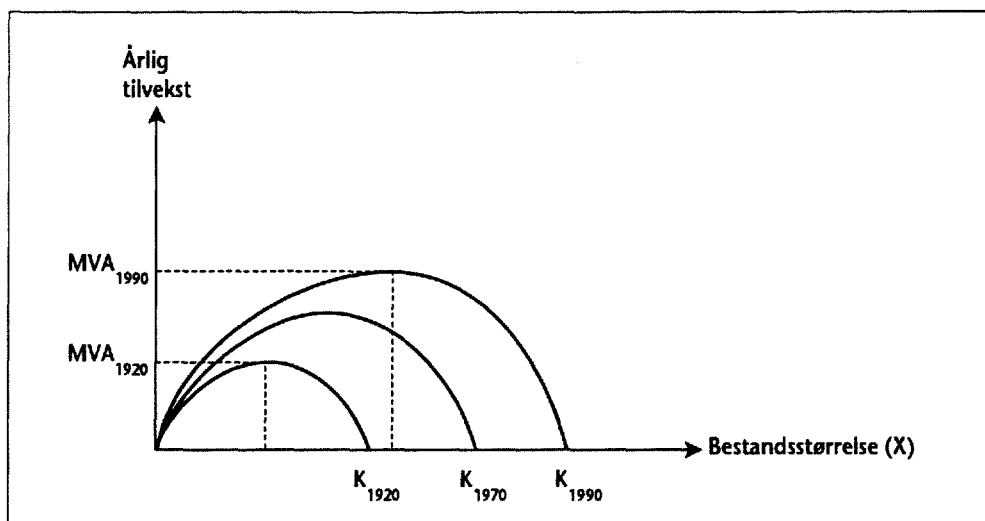
Figur 11.1

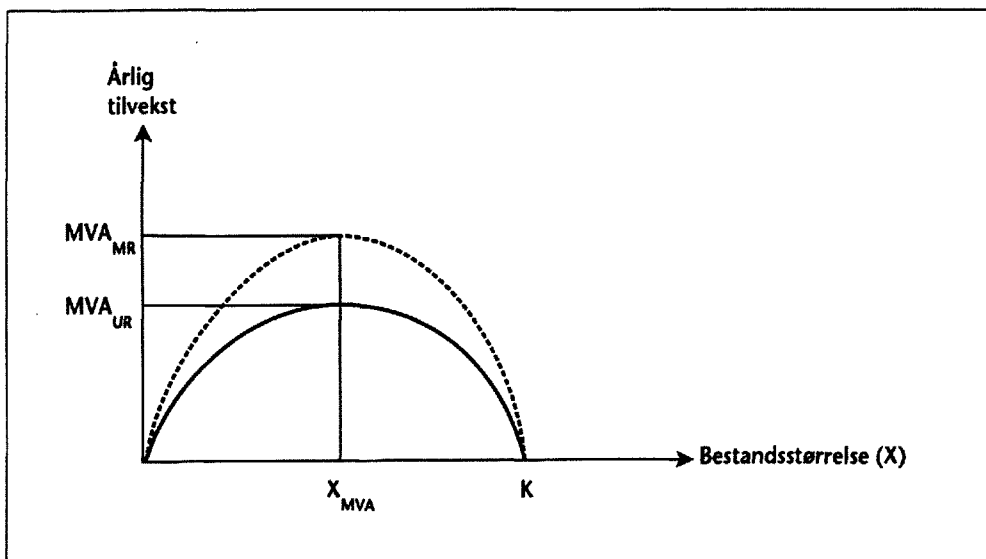
Grafisk beskrivelse av en logistisk vekstfunksjon. Kurven i (b) er den deriverte av kurven i (a). K er den økologiske bæreevnen for et gitt skogsareal. Ved bestandsstørrelsen X_{mva} er nettotilveksten den størst mulige. Dersom elgbestanden holdes konstant på dette nivået, får vi den maksimale varige avkastningen (mva) av kjøtt fra arealet. Bestandsstørrelse og tilvekst måles som kg/da, eller antall "gjennomsnittsdyr"/da. Bestanden er vinterstamme. - Graphic discription of a logistic function. The (b)-curve shows the derivative of (a). K is the biological carrying capacity of a fixed area of forest land. At population density X_{mva} the net growth is at maximum. If the population is kept constant at this level, it will produce the maximum sustainable yield of meat. Population size and net growth is measured as kg's of biomass or number of "mean" animals per hectar. Density is measured as winter population.



Figur 11.2

Figuren viser skissemessig hvordan den økte bæreevnen for elg på grunn av bl.a. omleggingene i skogbruket kan framstilles i tilvekstmodellen fra figur 11.1. K øker over tid fra et lavt nivå før flatehogstens tid og fram til i dag. Samtidig øker den maksimale varige kjøttavkastningen (mva) også kraftig. - The graph shows in principle how changes in forest management and logging systems has led to increased carrying capacity for moose, explained by the language of the figure 11.1 model. Introduction of clear cutting as dominant logging system after the second world war increase both K and the maximum sustainable yield (mva).





Figur 11.3

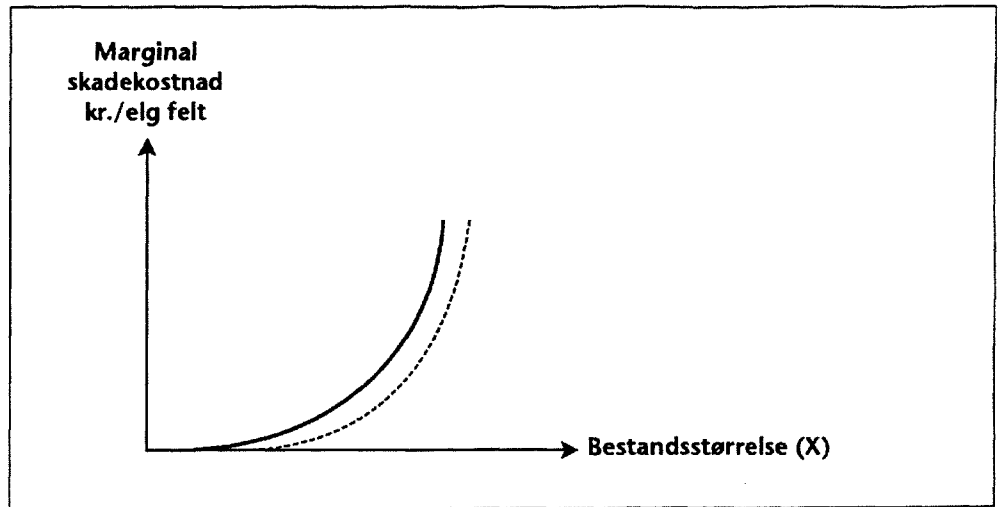
Figuren viser skissemessig hvordan rettet avskyting påvirker tilveksten i en elgstamme i vår enkle modell. Bæreevnen K påvirkes ikke, men produksjonen av kjøtt ved et gitt vinterbeiteopptak øker. Den størrelsen på vinterbestanden som gir maksimal kjøttavkastning (X_{MVA}) endres heller ikke målt i biomasse. Sammensetningen av vinterstammen på dyrekategori vil imidlertid endres. I dette eksemplet øker den maksimale varige kjøttavkastningen fra mva_{UR} uten retting til mva_{MR} med rettet avskyting. - The graph shows in principle how changes in moose harvesting systems will affect growth, explained by the figure 11.1 model. An optimal harvesting policy including protection of the adult females and harvesting mainly young animals does not affect population density at K or X_{MVA} measured as biomass, only the age and sex distribution of the population will change. The meat production at maximum sustainable yield will however increase to mva_{MR} , compared to mva_{UR} with an unstructured harvesting policy.

I Sverige var det derimot en rekke dødsulykker og alvorlige skadetilfeller mens elgstammen var på det høyeste omkring 1980. Vi tar her som utgangspunkt at elgstammen aldri vil kunne økes så mye at trafikulykkene øker vesentlig, og at ulempene knyttet til normale tettheter i stor grad kan avdempes ved hjelp av forebyggende tiltak.

Vi avgrensner oss derfor til å se på skogskadene i resten av denne analysen. Skogskadene er knyttet til vinterbestanden. Rimeligvis kan vi ha en viss elgbestand uten at økonomisk målbare skader oppstår. Etter hvert som elgbestanden øker, vil skadene bli gradvis sterkere. Et eksempel på en slik sammenheng er skissert i **figur 11.4**. Legg merke til at skadene oppgis som den økningen i skade som følger av å øke likevektsbestanden så mye at den varige avkastningen øker med en elg ekstra, dvs. marginalkostnaden pr. skutt elg når vi forutsetter konstant elgstamme og avskyting gjennom lang tid.

Ser vi på et konkret skogbestand, vil det være et tak for den totale skadekostnaden lik totalverdien av virkesproduksjonen på arealet. Lager vi derimot kurven for et helt elgforvaltningsområde, vil den være slakere, og i praksis aldri nå opp til noe slikt tak. Kurven vil bare gjelde for det aktuelle området, og være betinget av skogtilstanden, bonitetsfordelingen, og elgens trekk- og beitemønster.

Det vil også være mulig å påvirke kurven gjennom viltstelltiltak og elgtilpasset skogskjøtsel. "Halshogging" av beiteplanter i ungskogpleien, gjødsling i kraftledningsgater og styrt vinterhogst av furu med sikte på beiting av baret, er noen eksempler på tiltak som kan styre elgen unna den økonomisk skadelige beitingen. Dette vil komme fram i vår modell som en forskyvning av skadekurven, slik at samme varige elg-avkastning kan produseres med mindre skader enn før når tiltak utføres. Disse forholdene drøftes mer inngående i kapittel 12.



Figur 11.4

Skissemessig antydning av marginale skadekostnader pr. elg felt for et skogbestand ved ulike størrelser på elgbestanden. Hvert punkt på kurven representerer en likevektstilstand der elgavskytingen er lik tilveksten hvert år. Den stiplete kurven viser skadekostnaden dersom forebyggende tiltak gjennomføres. - The graph indicates how the marginal cost per moose harvested of moose damages to a given forest stand will change as moose density changes. Each point on the graph represents a steady state situation where net growth of moose equals the harvest every year. The dotted curve shows the damage after preventive management actions has been implemented.

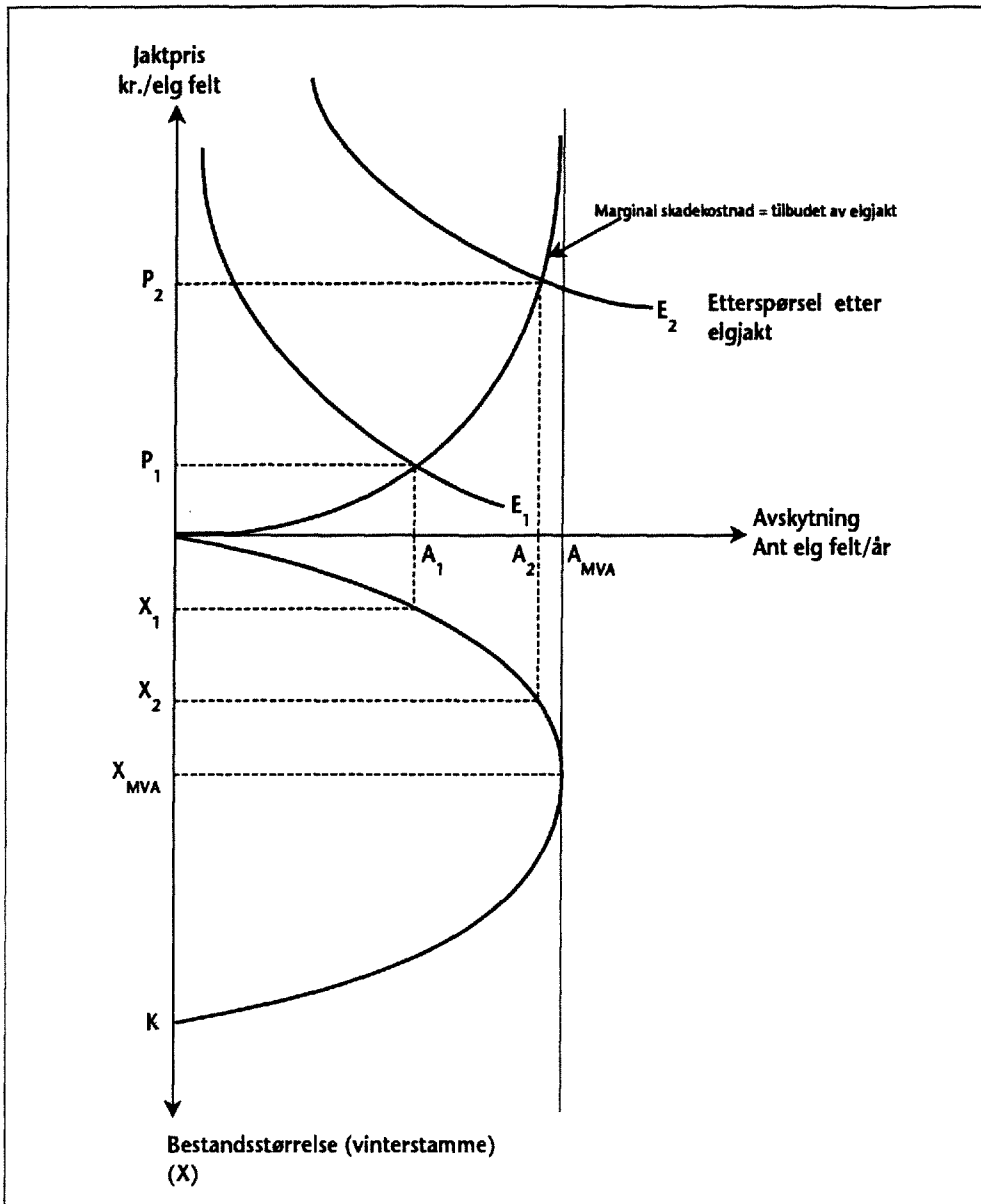
11.3 Inntektene som elgstammen skaper

Elgstammen er en viktig del av den "nasjonalformuen" som naturen vår utgjør. Elgen har verdi i mange sammenhenger utenom jakten, så som i undervisning og forskning, i friluftsliv av ulike slag og som opplevelseskilde både på TV-skjermen og i åkerkanten. Dersom elgen skulle bli truet av utryddelse, ville det derfor være snakk om sterke bevaringsinteresser og stor økonomisk "eksistensverdi". Vi tar imidlertid her for gitt at vi vil ha en nokså stor elgstamme i Norge uansett forvaltningsopplegg, og antar derfor at innenfor det aktuelle variasjonsområdet er alle de andre verdiene av elgen enn jakten nokså konstante. Vi kan derfor avgrense oss til bare å vurdere endringen i jaktverdi når elgstammen endres.

I dette ligger en erkjennelse om at elgforvaltningen i dag i første rekke er et produksjonsproblem, der en må avveie de to produktene elgjakt og trevirke mot hverandre. I den grad det er knyttet noen egentlige naturverninteresser til elgforvaltningen, kan disse like gjerne trekke i retning av redusert elgtetthet som økt. Eksempelvis er hverken redusert furu-andel i den viktige bærlyng-barblandings-skogen, eller den nærmest totale utraderingen i mange områder av

prefererte vinterbeiteplanter som f.eks. rogn (se **kapittel 3**) ønskelig naturvernmessig.

Verdien av elgjakten oppstår ved at noen jegere synes elgjakt er verdifullt og noe de vil ofre andre goder for å kunne drive med. I denne prinsipielle analysen må verdien av jakten regnes pr. dyr skutt. Det er rimelig å anta at verdien av å øke elgavskytingen med et ekstra dyr avtar etter hvert som stammen vokser. Det betyr at når det er lite elg, vil bare de mest interesserte og de "rikeste" kunne jakte, fordi prisen er høy. En veldig stor stamme vil gi plass for mange flere jegere, det vil bli liten konkurranse om jaktmulighetene og lave priser. En slik kurve over marginalverdien av å skyte elg kalles i økonomien for en etterspørselskurve (**figur 11.5**). Det å beskrive elgjakten som et åpent marked på denne måten er selvsagt en forenkling, som ser bort fra betydningen av at mange grunneiere jakter selv, og at slektninger og innenbygds jegere lettere får tilgang til jakt. Forenklingen betyr likevel lite for de prinsippene vi skal illustrere. Framgangsmåten for å måle verdien av elgjakten og konstruere en slik etterspørselskurve er presentert i kapittel 13.



Figur 11.5

Grafisk framstilling av teoretisk økonomisk optimal elgtetthet i en statisk modell. Dersom elgjegernes betalingsvillighet for jakt er som vist ved etterspørselslinjen E_1 , er det samfunnsøkonomisk optimalt å ha en konstant elgtetthet X_1 med en tilhørende årlig avskyting A_1 . Er verdien av jakten høyere, slik som vist ved E_2 er det optimalt med elgtettheten X_2 . Vi ser at de marginale skadekostnadene da er høye, men de veies opp av jegernes store vilje til å betale for jakten. Tilsvarende vil en økning i tømmerprisen føre til at tilbudskurven forskyves mot venstre, og det blir optimalt med en noe lavere elgbestand. A graphical analysis of the theoretically economic optimal moose density in a static model. If E_1 represents the demand schedule for moose hunting, the socially correct moose density is X_1 , representing a yearly harvest of A_1 at steady state. If the willingness to pay is higher as in E_2 , moose density should be X_2 . Higher willingness to pay corresponds to the increased damage necessary to produce this number of moose. An increase of timber prices will reduce the economically optimal moose density.

11.4 En modell for beregning av optimal elgtetthet

Økonomisk optimal elgtetthet kan defineres som den tetthet der det samlede økonomiske overskuddet fra produksjon av både elg og trevirke i et område er størst mulig. Dette er den tettheten hvor det maksimale overskuddet fra elgjakten oppnås etter at skogskadekostnadene er trukket fra. Hvis vi nå går ut fra at kostnader og

inntekter varierer med elgtettheten slik som beskrevet foran, vil den optimale tettheten være der hvor kostnaden ved å øke elgbestanden med en elg til, akkurat tilsvarer inntekten fra den tilsvarende økningen i årlig avskyting. Dette er økonomenes standard regel for optimalitet, nemlig at marginal kostnad skal være lik marginal inntekt.

Figur 11.5 illustrerer dette ved å sammenstille de kurvene vi har drøf-

tet foran i ett diagram. Nederste del av figuren viser samme kurve som i **figurene 11.1-3**, dvs. sammenhengen mellom årlig avkastning og vinterbestand for alle mulige likevektsbestander. I øvre del av **figur 11.5** vises marginalinntektskurven eller etterspørselskurven og marginalkostnadskurven fra **figur 11.4**. Marginalkostnadskurven viser de samfunnsøkonomiske kostnadene ved å øke avskytingen av elg. Sagt på en annen måte viser denne kurven sammenhengen mellom prisen man kan selge elgjakt for, og hvor mange elg-fellinger det lønner seg for samfunnet å produsere. Dette er en vanlig tilbudskurve, og optimalpunktet blir der tilbud og etterspørsel (marginal kostnad og marginal inntekt) er like store.

Det optimale omfanget av elgjakten i denne modellen når etterspørselen er som vist ved kurven E_1 er en årlig avskyting på A_1 dyr, som tilsvarer en vinterbestand på X_1 dyr. Dersom jakten var blitt omsatt i et fritt marked som fungerte perfekt, ville denne tilpasningen blitt oppnådd ved en pris P_1 pr felt elg. Dersom etterspørselen etter jakt øker til E_2 , får vi en løsning i A_2/X_2 . I det tenkte frie markedet ville prisen da stabilisert seg på P_2 . Den årlige avkastningen av elgstammen kan aldri bli større enn A_{MVA} , som er den maksimale varige avkastningen. Uansett hvor høy prisen blir, er det derfor aldri lønnsomt å øke bestanden ut over en vinterstamme på X_{MVA} . En bestand i nærheten av den økologiske bæreevnen K vil gi store skadekostnader fordi vinterbestanden er stor, samtidig som det blir få felte elger å fordele skadene på. Prisen pr felt elg vil derfor bli svært høy.

Det gjenstår ennå et moment før den økonomiske analysen av økonomisk optimal elgstamme er fullstendig. Vår betraktning så langt, tar ikke hensyn til tidsaspektet. Dette betyr egentlig at vi betrakter alle år som like, og maksimerer avkastningen i hvert enkelt år uavhengig av hverandre. Dette er ikke tilfredsstillende ut fra den økonomiske teorien om optimal forvaltning av fornybare (biologiske) ressurser. Når vi trekker inn tidsaspektet, blir målet for elgforvaltningen å maksimere avkastningen av alle framtidige jakt sesonger sett under ett, ikke bare for førstkommande sesong. Den analysen som førte oss fram til optimalpunktet A_1/X_1 i **figur 11.5** foran er fortsatt riktig. Men nå må vi i tillegg stille spørsmålet om det lønner seg å skyte enda enda en elg mer i år, selv om dette fører til en mindre vinterbestand og redusert avskyting neste og senere år. Så lenge vi har en positiv kalkulasjonsrente i samfunnet vil svaret på dette spørsmålet være ja. Det at vi trekker inn tiden i analysen og ser alle framtidige år under ett, betyr at likevektsbestanden skal være litt lavere enn når vi ser bare på ett enkelt år. Summen av alle framtidige nettoinntekter fra elgstammen målt i dag (nåverdien) øker dersom vi skyter litt hardere nå på bekostning av framtida.

Jo høyere renten er, jo mindre elgtetthet vil det være lønnsomt å ha, isolert sett. Men samtidig vil en høy rente påvirke kostnadskur-

ven. Skadene elgen gjør på ungsbogen blir ikke realisert før skogen hogges mange tiår senere. Verdien av skogskaden blir derfor relativt sett lavere jo høyere renten er. Dette vil trekke i retning av en tettere optimalbestand. Ved normale norske rentenivåer vil antakelig avviket fra løsningen A_1/X_1 i **figur 11.5** på grunn av at tiden trekkes inn i analysen være små i forhold til usikkerheten forbundet med å tallfeste sammenhengene. Spørsmålet om valg av rentesats er diskutert nærmere i avsnitt 11.5.

Denne prinsipielle analysen er viktig for å klargjøre mer presist hva som ligger i begrepene økologisk bæreevne, maksimal varig kjøttavkastning, og økonomisk optimal elgtetthet. Uttrykket økonomisk bæreevne bør unngås, da det ikke er klart hva det innebærer. Det er for eksempel mange ulike elgtettheter som gir positiv nettoinntekt etter at skogskadene er dekket, men bare en tetthet er optimal.

Modellen forutsetter at inntekter og kostnader ved elgstammen er jevnt fordelt på de berørte parter. Spesielt i trekkende bestander vil dette ikke være tilfelle. Da må det settes inn tiltak for å utlikne fordelene og ulemper mellom de jegerne og grunneierne som bare har fordelene ved jakten, og de grunneiere i vinterbeiteområdene som må tåle brorparten av skadene. Dersom slike tiltak ikke blir effektive, kan ikke den optimale elgtettheten oppnås.

11.5 Sammenlikning av kostnader og inntekter som inntreffer til ulike tidspunkter

Et viktig moment i vurderingen av økonomisk optimal elgtetthet er at inntekten fra elgjakten kommer hvert år, mens inntektene fra skogproduksjonen kommer bare omkring hvert 100 år. Når vi skal sammenlikne verdien av elgjakten med verdien av skader på skogen, må vi oversette inntektene av framtidig elgjakt og framtidige reduserte hogstinntekter til en felles verdi som kan legges sammen med dagens inntekter og kostnader. Dette gjøres ved hjelp av kalkulasjonsrenten, og innebærer at det som antas å skje i en fjern framtid tillegges mindre vekt enn det som skjer i dag eller i nærmeste framtid. Jo høyere rentsatsen er, jo mindre vekt vil det legges på framtidige kostnader og inntekter.

Det er mange årsaker til at vi har en positiv rente i samfunnet vårt. Renten kan oppfattes som kostnaden med å vente, slik den verdsettes av oss som forbrukere. Hvis vi har valget mellom å få 1000 kroner nå, og 1000 om ett år, så vil de fleste velge å få dem nå. Hvis vi derimot kan velge mellom 1000 kroner nå og 1150 kroner om ett år, er det ikke så opplagt hva som velges. Det beløpet som vi kre-

ver ekstra for å vente på de 1000 kronene i ett år, er rentekravet vårt. På samme måte er samfunnets rentekrav i elgforvaltningen den avkastningen vi krever at den siste elgen som settes på som produksjonsdyr i vinterbestanden skal gi i form av ekstra jaktutbytte neste år. Høy rente betyr at vi krever svært mye igjen for å la være å skyte flere dyr nå, det vil si at vi må ha en liten og meget produktiv bestand. Lav rente betyr at vi aksepterer en større og mindre produktiv bestand.

Forhold som påvirker renten er:

- tidspreferansene i befolkningen, ofte kalt forbruksutålmodigheten
- avkastningen på investeringsprosjekter i samfunnet
- usikkerhet og risiko

Valget av rentesats er til syvende og sist en politisk avgjørelse. I Norge anbefaler Finansdepartementet generelt en samfunnsmessig kalkulasjonsrente på 7%. I skogbruket brukes normalt en rentesats mellom 2% og 4% avhengig av boniteten. Dette tilsvarer omtrent skogens tilveksthastighet. Dersom 7% skulle brukes i skogbruket, ville nesten all skogkultur bli ulønnsom, og virkesproduksjonen bli et rent høstingsskogbruk. Da ville også elgbeite bli mer lønnsomt enn virkesproduksjon på de fleste arealer.

Slike kalkulasjonsrenter som vi diskuterer her, vil alltid være realrente, fordi beregningene utføres med faste priser. Inflasjonen kan derfor holdes helt utenfor.

Det synes klart at de kostnadstallene som ESS-programmet har beregnet på bakgrunn av takseringer utført i forskningsområdene, er overraskende lave i forhold til det mange hadde trodd på forhånd. Det er flere grunner til de lave tallene. Dels kan man ha overvurdert skadenes arealmessige omfang, noe som vi nå har svært sikre data for etter den systematiske takseringen. Skadene faller dessuten hovedsaklig på lavproduktive arealer der verdien av virkesproduksjonen i utgangspunktet er relativt liten. Man må også vurdere nøye hvilken beiting som skal til for å gi økonomisk skade i en tett foryngelse.

En grunn til at ESS-tallene blir vurdert som lave, er muligens at en del enkle kalkyler som ble presentert på svensk hold tidlig på 80-tallet kom fram til vesentlig større tall (Skogsstyrelsen 1983:56-59, Jakobsson 1983, Scharnell 1983:35-37). Alle disse arbeidene dreier seg om taksering av elgbeiteskader, der de økonomiske beregningene fremstår som korte tillegg. Disse beregningene gir åpenbart alt for høye skadekostnader, og det kan rettes alvorlige grunnleggende innvendinger mot beregningsmåten. Det kanskje mest alvorlige er at man legger sammen direkte kostnader til planting i dag og kost-

nader som inntreffer først ved sluttavirkning om kanskje 100 år, uten noen form for renteberegning. Videre velges klart urimelige forutsetninger om tømmerpriser og om sammenhengen mellom beiteskade og kostnadene for virkesproduksjonen. I tillegg til den vanlige tømmerprisen som skogeieren mottar, trekker Skogsstyrelsen (1.c.) inn en såkalt nasjonaløkonomisk foredlingsverdi av tømmeret. Fordi vi her i høyden regner på en liten marginal nedgang i tømmerproduksjonen, er den riktige ekstrakostnaden som eventuelt kunne tas hensyn til, differansen mellom det industrien betaler for importert virke og svensk virke, levert industritomt. Dette vil være et langt lavere tall enn den omtalte foredlingsverdien. Det må i så fall også forutsettes at tilgangen på svensk virke vil være en minimumsfaktor for industrien når de skadde bestandene skal avvirkes en gang i framtida. Dette er på ingen måte sikkert.

Videre forutsettes det at hele forskjellen mellom den ideelle/ønskede skogtilstand, som i Sverige er fastsatt i lovs form, og den antatte framtidige tilstanden etter elgskade, skyldes elgen. Det er jo på ingen måte sikkert at skogen ville utviklet seg etter idealbildet selv om elgen ikke hadde forekommet i området. Til sammen gir dette en klar overvurdering av kostnadene ved skogskader. Disse kalkylene synes heller ikke å være egnet som grunnlag for diskusjon og sammenlikning mot våre beregninger (se nærmere diskusjon av dette i Sødal (1985:95) og Solbraa et al. (1987c)).

12 Elgbeite på trær og busker

12.1 Elgens vinterbeite

Elgen beiter mest på trær og busker når lyng og andre vekster er dekket av snø. Kvist inngår imidlertid også i elgens sommerdiett. Like etter snøsmelting kan dyrene ta småfuru og vier. På forsommeren, når løvet er ungt og næringsrikt, raspes ofte bladene av kvisten. Deler av nye skudd vil da følge med. Senere på sommeren og utover høsten tas både kvist og løv av arter som bjørk, vier, selje og eik. Det er derfor en gradvis overgang fra sommerens beiting på urter, lyng og løv og til kvistbeiting i normale vintre. Også furu og gran beites i en viss grad om sommeren, spesielt før de nye skuddene er ferdig utvokst og forvedet (juli-august).

Når vi registrerer beiting på trær og busker, dekker dette derfor mer enn det rene vinterbeitet. På den andre siden vil elgen beite lyng i snøfattige vintre og dessuten kvist av større furu- og løvtrær som er hogget eller blåst ned. Av og til gir dette mer beite tilsammen enn det elgen tar fra mindre trær og busker, spesielt i snøfattige vintre.

Til tross for dette vil kvist og planter i beitehøyde utgjøre en vesentlig andel av elgens vinterdiett i de fleste tilfeller. Mengden av tilgjengelig vinterbeite avgjør hvor mange dyr vi kan ha innen et område. Kvistproduksjonen er derfor en viktig faktor ved vurdering av bæreevnen for elg. Ofte vil imidlertid beiteskader på skog og innmark sette grensen for antall dyr pr. arealenhet. Beiteskadene brukes da som mål på når den optimale elgtettheten er nådd. Dyr av forskjellig alder og kjønn beiter forskjellig, slik at også bestandens sammensetning er viktig ved en slik vurdering. Fordi skadene av et gitt antall dyr kan variere betydelig fra år til år, må skadene sees som et gjennomsnitt for flere år. En vinter med særlig mye eller lite snø vil gi andre skogskader enn en normal snøvinter.

Der elgen beiter på uproduktiv mark eller på arter som ikke gir salgbart tømmer (vier), kan utnyttelsen av beitet være større. Fortsatt er det nødvendig at fremtidig beiteproduksjon ikke ødelegges ved overbeiting. Også her vil det være viktig å se på gjennomsnittlig beiteutnyttelse for flere år.

Vurdering av et områdes bæreevne, og hvordan forskjellig skogbehandling og viltstelltiltak påvirker denne, må derfor ta utgangspunkt i årlig kvistproduksjon på elgens beiteplanter under forskjellig forhold. Det er viktig også å få med tall for hvordan produksjonen forandrer seg over tid, etterhvert som skogen blir eldre. NISK har samlet slike tall, som et ledd i prosjektet Elg, skog, samfunn frem til 1986

og senere i samarbeide med vilt- og skogforvaltning i fylker eller kommuner. Det er satt opp en instruks for slik taksering (Solbraa 1987b). Metoden kan brukes på både store og små arealer. Den omfatter både beiteproduksjon, beiteutnyttelse og beiteskader. Taksten kan også begrenses til bare en eller to av disse elementene.

12.2 Beiteproduksjon

For å dekke viktige variasjoner i naturgitte skogforhold og bestandsalder, blir gjennomsnittstall beregnet for inntil 16 inndelingsklasser. Dette gjør det mulig å bruke takstresultatene også til å estimere beiteproduksjonen i lignende områder, hvor fordelingen på inndelingsklasser er kjent. Skogbrukets områdeplaner gir et godt grunnlag for å sette opp denne fordelingen.

Den videre fremstillingen bygger på resultatene av slike takster. NISK er ansvarlig for instruksjon og beregninger og har også rapportert resultatene (Solbraa 1987a, 1989a, 1989b, 1990a, 1990b, 1990c, 1990, 1990e, 1991a, 1991b, 1991c, Solbraa et al. 1987b og 1987c), med unntak for Lifjell. Her er arbeidet gjort som hovedoppgave ved Telemark Distriktshøgskole (Haugland og Johannessen 1988). Takseringene vil fortsette inntil landets viktigste vinterbeiteområder for elg er representert med produksjonstall.

Hele skogarealet ble taksert i syv områder. Vi har der tall for alle de inndelingsklassene som fantes. To takster dekket bare furudominerte bestand med middelhøyde på 0,6 til 10 m (Stor-Elvdal og Åsnes 1990). To områder med bjørkedominert fjellskog gav ikke muligheter for å bruke de vanlig inndelingsklassene (Gausdal og Ringebu). Linjen for Åsnes 1985 består av tall for furudominerte bestand med middelhøyde på 0,6 til 10 m fra taksering i 1985. Åsnes 1985 og 1990 er derfor to takster på det samme arealet for å se utviklingen fra 1985 til 1990. Denne perioden hadde tre vintre med langt mindre snø enn vanlig.

Beiteproduksjon er beregnet innenfor elgens beitehøyde. Gran og dvergbjørk er ikke tatt med noe sted, og einer er ikke tatt med i Langmorkje fordi det var ubetydelig beiting på disse artene. Nåler er regnet med for bartrær og einer, mens det for løvfellende arter bare er tatt med vekten av nakne kvister.

Ved databehandlingen er det brukt arealvise middeltall innen hvert område. Tallene er derfor representative for hele det takserte området. I noen tabeller er det dessuten tatt med de aritmetiske middeltallene for områder med fullstendig takst.

Det er flest trær og busker i beitehøyde i høydeklassene 0,6 til 10 m og dessuten liten konkurranse fra større trær. Dette gir en stor kvist-

produksjon på slike arealer. Yngre skog, med høyde opp til 0,5 m, har få og små planter, mens eldre skog har lite trær og busker i en høyde som passer for elg. Dette gir en produksjon som bare ligger på rundt 1/4 av den vi finner i de høyproduktive klassene. Selv om trebevokst myr ikke gir grunnlag for lønnsom skogproduksjon, kan beiteproduksjonen være høyere enn på tilsvarende fastmark. (Tabell 12.1).

Det er stor forskjell mellom de forskjellige lokalitetene. Glisne bestand kan ha betydelig foryngelse. Verdal, Lifjell og Langmorkje er derfor oppe i mellom 8 og 18 kg pr dekar også i eldre skog. Produksjonen øker gjennomgående fra høy til middels eller lav bonitet. Dette skyldes ofte at furu produserer det meste av beitet og har størst tetthet på lave boniteter. Verdal og Lifjell har stor løvandel og størst produksjon på middels bonitet. Høy bonitet produserer minst i de aller fleste tilfeller, fordi foryngelsesforholdene for trær er dårlige i konkurransen med gras og urter. Det er markant forskjell

mellom bestand over og under 10 m. Dette viser at produksjonen av beite avtar sterkt når bestandene blir eldre, og de største trærne vokser over beitehøyde.

Det er også en vesentlig forskjell mellom to grupper av områdene med fullstendig takst. I den ene finner vi Åsnes, Bygland, Lifjell, Ringebru og Vestre Gausdal. Åsnes var hardt beitet gjennom flere år før takst og hadde en meget betydelig reduksjon av kvistproduksjonen. Hardt beitet furugjenvekst hadde et produksjonstap på opp til 80 prosent. Taksten i 1990 viste at plantene var i normal vekst igjen etter to til tre år med lite snø og minimal beiting på furu i de sentrale vinterområdene. På samme areal økte årlig kvistproduksjon fra under 18 til 31 kg pr dekar. Tallene for Åsnes var ellers lave på grunn av en stor andel døde planter etter overbeitingen.

Tabell 12.1 Taksert areal, takstår, gjennomsnittlig beiteproduksjon (kg pr daa og år) for hele området og for hver inndelingsklasse, samt andel (%) av det takserte areal som hadde midlere trehøyder på 0.6 til 10 meter. Inndelingsklassene viser prøveflatens midlere trehøyde (0.1 til 0.5 m - 0.6 til 4.0 m - 4.1 til 10 m og over 10 m) og bonitet (høy = H, middels = M, lav = L og myr med trær = P). Inndelingsklasser som ikke fantes eller ikke ble tatt med i taksten er merket med -. Annual production of branches in browsing height on species utilized by moose. Numbers are given as kg per daa (=0.1 ha) for the whole area (Gj.snitt) and for the different height (0.1-0.5 m, 0.6-4.0 m, 4.1-10.0 m, and more than 10 m) and site classes (H=high, M=medium and L=Low productivity, P=peat bogs with tree growth). Needles are included and other leaves are excluded in the calculated weights. The area of each district is given as Taksert areal (18=1800 ha).

Område	Taksert areal i 1000 da	Takst-år	Beiteproduksjon i kg pr dekar																Andel 0.6-10 i %	
			Gj.-snitt	0.1-0.5				0.6-4.0				4.1-10				Over 10				
				H	M	L	P	H	M	L	P	H	M	L	P	H	M	L		P
Bygland	18	1989	6.5	1	5	11	3	6	12	11	2	3	6	8	3	2	8	7	13	20
Hobøl	87	1984	15.0	9	5	5	57	23	44	51	53	25	56	87	20	4	4	8	24	23
Åsnes	120	1985	6.5	1	1	2	5	16	20	27	8	10	14	27	15	1	2	2	4	35
Verdal	27	1989	15.0	13	6	-	-	11	25	16	33	18	15	21	135	9	11	18	16	29
Lifjell øst	98	1987	9.0	4	7	7	-	6	69	31	-	16	48	31	-	5	8	5	-	11
Langmorkje	9	1986	18.0	-	2	1	28	-	-	22	40	-	-	35	-	-	19	13	-	36
Middel				6	4	5	23	12	34	26	27	14	28	35	43	4	7	9	14	
Ringebru øst	33	1990	2.0	Fjellbjørkeskog uten inndelingsklasser																
V. Gausdal	31	1990	5.2	Fjellbjørkeskog uten inndelingsklasser																
Stor-Elvdal	24	1988	16.0	-	-	-	-	18	9	-	-	-	25	8	-	-	-	-	-	-
Åsnes 1985	21	1985	18.0	-	-	-	-	20	29	-	-	-	12	23	-	-	-	-	-	-
Åsnes 1990	21	1990	31.0	-	-	-	-	44	42	-	-	-	18	17	-	-	-	-	-	-

De andre områdene i denne gruppen er høytliggende, delvis over barskoggrensen (Ringebu og Gausdal) og for en stor del på lavproduktive arealer (Bygland og Lifjell) med mye fjell i dagen. Liten andel av ungskog har også bidratt til lavt middeltall for Lifjell. Middelproduksjonen for gruppen er beregnet til mellom 2 og 9 kg pr dekar og år.

Den andre gruppen har en produksjon på 15 til 18 kg på grunn av en stor andel ungskog med stor tetthet av flere treslag (Hobøl) og betydelige beitemengder også i eldre glissen skog (Verdal og Langmorkje). Selv om Langmorkje ligger opp til skoggrensen mot fjellet, er det her tykke sandavsetninger og ganske god vekst.

Sammensetningen av beiteplanter varierer sterkt fra sted til sted. Dette er vist i **tabell 12.2**. Spesielt for einer og vier er det store forskjeller i kvistproduksjon pr plante mellom områder, avhengig av vekstforholdene. Av økonomiske årsaker er det ikke samlet inn slike produksjonstall i hvert område. Tallene er derfor usikre for disse artene.

For furu har vi satt opp kurver for sammenhengen mellom plante-høyde og kvistproduksjon under forskjellige forhold. Utgangspunktet for valg av kurve er geografisk beliggenhet eller gjennomsnittlig toppskuddlengde. For rogn, osp og selje er brukt en kurve for rogn, som er den dominerende arten i denne gruppen. I Ringebu og

Gausdal er produksjonen redusert i samme forhold som registrert reduksjon fra tilsvarende kurve for bjørk. Bjørk er beregnet ved hjelp av en kurve for lavereliggende strøk (Solbraa et al. 1987a). I Ringebu og Gausdal er det imidlertid satt opp egne kurver etter skuddregistreringer i takstområdene (Solbraa, upubl.).

Furuandelen varierer fra 0 til 13 prosent i fjellet (Ringebu og Gausdal) og i Verdal - via 37 til 65 prosent i Bygland, Lifjell, Hobøl og Langmorkje til 78 prosent i Åsnes. I klassene 0,6 til 10 m på midtels og lav bonitet i Åsnes var nær 90 prosent av beiteproduksjonen på furu. Disse inndelingsklassene utgjør her et svært viktig beiteområde for trekkelg fra Trysil, Elverum, Våler og Åsnes.

Bjørk er beregnet til mellom 6 og 58 prosent av total kvistproduksjon. Gausdal (Dokkfløy) er vinterbeiteområde for trekkelg fra store områder mellom Mjøsa og Valdres. Selv om det er betydelig beite på vier og einer, vil disse være dekket av snø det meste av vinteren. Det egentlige vinterbeitet foregår derfor på bjørk både her og i Ringebu (Østfjell). I Ringebu er det diskutert muligheten for å bedre vinterbeitene i takstområdet med viltstelltiltak. Svært lav beiteproduksjon og overbeskatning av beitet gjør det nytteløst å prøve slike tiltak uten en reduksjon av elgtettheten vinterstid.

Tabell 12.2. Beregnet skuddproduksjon (kg pr daa og år) for de forskjellige beiteartene innen hvert takstområde. Tabellen viser også hvor stor andel (%) hver art utgjør av den totale skuddproduksjonen (ROS = rogn, osp og selje, - = ikke taksert, a = slått sammen). - Annual production from Table 12.1 for the different tree species (Furu=Pinus sylvestris, Bjørk=mainly Betula pubescens, ROS=Sorbus aucuparia+Populus tremula+Salix caprea, Einer=Juniperus communis, Vier=Salix spp, Andre=other species).

Område	Fylke	Beiteproduksjon i kg/daa og %-andel av totalprod.													
		Furu		Bjørk		ROS		Einer		Vier		Andre		Sum	
		kg	%	kg	%	Kg	%	Kg	%	kg	%	kg	%		kg
Bygland	A.Agder	3.2	49	0.1	3	0.4	6	1.4	22	0.7	10	0.6	10	6.5	
Hobøl	Østfold	9.5	64	1.7	11	2.6	17	0.1	1	0.5	3	0.6	4	15.0	
Åsnes	Hedmark	5.0	78	1.0	16	0.1	2	0.1	1	0.1	2	0.1	1	6.4	
Verdal	N.Tr.lag	1.9	13	2.8	19	3.6	24	2.9	19	1.3	9	2.4	16	15.0	
Lifjell	Telemark	3.3	37	1.0	11	2.5	28	0.7	8	1.2	13	0.3	3	9.0	
Langmorkje	Oppland	11.7	65	1.1	6	0.3	2	-	-	4.9	27	0.0	0	18.0	
Ringebu	Oppland	0.2	10	0.8	40	0.0	0	0.6	30	0.4	20	0.0	0	2.0	
Gausdal	Oppland	0.0	0	3.0	58	0.7	13	0.6	12	0.9	17	0.0	0	5.2	
Stor-Elvdal	Hedmark	16.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.0	
Åsnes 1985	Hedmark	16.4	89	1.5	8	a	a	a	a	a	a	0.5	3	18.4	
Åsnes 1990	Hedmark	26.8	87	2.3	8	a	a	a	a	a	a	1.6	5	30.7	

12.3 Beiteutnyttelse

Elgen foretrekker en del arter fremfor andre, i det vesentlige basert på fordøyelighet og innhold av smaksstoffer. Vanlig gruppering er rogn, osp, selje (ROS) og vier som høyest prioritert, furu og einer som middels og bjørk som den planten som blir beitet minst. Det er imidlertid forskjell, slik at lavlandsbjørk (*B. verrucosa*), beites hardere enn vanlig bjørk (*B. pubescens*) (Solbraa et al. 1987 b). Bjørk i fjellskogen har dessuten større næringsverdi enn samme bjørkeart i lavlandet på grunn av større andel bark og knopper og mindre andel ved (Hjeljord og Knutsen 1987). Så lenge elgen har valgmuligheter, gir dette betydelig bedre utnyttelse av bjørka i fjellskogen enn i lavlandet. Taksten registrerer hvor hardt plantene er beitet i en periode på noen år og viser den eller de hardeste beitingene i perioden (**tabell 12.3**).

Igjen er det stor variasjon mellom områder, og tabellen bekrefter ikke at det skal være systematiske forskjeller mellom de to gruppene ROS + vier og furu + einer. Til tross for hard beiting i fjellskog (Langmorkje, Ringebu og Gausdal) ligger bjørk på en klar sisteplass. Einer beites naturlig nok lite i høytliggende skog, hvor buskene er dekket av snø det meste av vinteren (Lifjell, Langmorkje, Ringebu og Gausdal). Ellers utnyttes einer tilsynelatende hardere enn ROS. Evnen

Tabell 12.3. Beiteutnyttelse (% av skuddproduksjonen) for de forskjellige vinterbeiteplantene innen hvert takstområde (ROS = rogn, osp og selje, - = tall mangler). - Utilization by moose, as percent of the calculated production of each species or group.

Område	Beiteutnyttelse i prosent					Middel
	Furu	Bjørk	ROS	Einer	Vier	
Bygland	30	6	43	23	46	27
Hobøl	27	15	22	37	30	25
Åsnes	33	23	28	47	40	33
Verdal	68	23	29	68	46	40
Lifjell	10	3	20	17	27	15
Langmorkje	58	50	-	-	50	55
Ringebu	70	43	77	27	60	44
Gausdal	50	37	35	10	27	33
Stor-Elvdal	25	-	-	-	-	25
Åsnes 1985	40	27	40	43	50	39
Åsnes 1990	43	33	53	43	43	42
Middel	41	26	39	42	42	34

til å ta seg opp igjen etter beiting kan imidlertid ha spilt en rolle ved disse vurderingene, ved at ROS-planter lettere "kamouflerer" en hard beiting i tidligere år. For utpregede vinterbeiteområder er det beregnet en gjennomsnittlig utnyttelse på 33 til 55 prosent (Gausdal, Ringebu, Langmorkje, Verdal og Åsnes). Utenom fjell-skog og svært hardt belastede beiter (i Bygland, Hobøl, Verdal og Lifjell) beites det forholdsvis lite på bjørk (6-23%).

Med unntak for Lifjell er uttaket av furubar på 25 til 70 prosent med en gjennomsnitt på nær 45 prosent. Også ROS, einer og vier ligger omkring 40 prosent i beregnet uttak. Middeltall for furu i Stor-Elvdal var 25 prosent. De enkelte takstområdene viser imidlertid variasjoner mellom 73 og 3 prosent. Høyest tall ble funnet for lmsdalen. Andre arter var ikke tatt med ved taksten i Stor-Elvdal - fordi den tok sikte på å vurdere beiteskader, ikke beiteproduksjon.

12.4 Elgens vinterdiett

Ved å kombinere **tabellene 12.2 og 12.3** har vi beregnet hvilken andel de forskjellige beiteplantene utgjør av elgens samlede førinntak (**tabell 12.4**).

Tabell 12.4. De forskjellige beiteplantenes andel (i %) av elgens beregnede beiteuttak innen hvert takstområde (ROS = rogn, osp og selje, - = ikke registrert, a = slått sammen). - Calculated composition of the winter diet of moose for each district in %.

Område	Sammensetning av elgbeite i %					
	Furu	Bjørk	ROS	Einer	Vier	Andre
Bygland	53	1	10	18	18	0
Hobøl	72	7	16	1	4	0
Åsnes	83	11	2	2	2	0
Verdal	21	11	17	33	10	8
Lifjell	26	2	38	9	25	0
Langmorkje	69	6	0	-	25	0
Ringebu	17	36	0	19	28	0
Gausdal	0	65	17	4	14	0
Middel	43	17	13	11	16	1
Åsnes 1985	89	6	a	a	a	5
Åsnes 1990	91	6	a	a	a	3

Med rikelig tilgang på furu, dominerer dette treslaget elgens vinterbeite. Tar vi hensyn til at de andre artene beites i betydelig grad også på barmark, blir denne dominansen enda større (Bygland, Hobøl, Åsnes og Langmorkje). I fjellbjørkeskogen er det bjørk og vier som gir mest beite. Her dominerer klart bjørk i vintre med normale snømengder, fordi vier og einer da er dekket (Ringebu og Gausdal). Ellers har bjørk liten betydning som vinterbeite. I Verdal er det lite furu. Arten blir overbeitet, og dietten består i stor grad av einer, løvtrær og vier. Lifjell følger "læreboka" med preferanse for ROS og vier, med furu og einer i mellomstilling og bjørk på siste plass. Her er det rikelig med vinterbeite, og elgen kan velge fritt. De andre stedene med vesentlig større beitebelastning, er tilbudet pr dyr vesentlig mindre. Elgen presses da til å ta mer av arter som egentlig er lavere prioritert enn ROS og vier. Dette fremgår også av **tabell 12.3**.

12.5 Bæreevne for elg

Takstresultatene er unøyaktige av flere årsaker. For å holde utgiftene på et akseptabelt nivå, er takstprosenten lav. I de fleste tilfeller ble det brukt et prøveflateforband på 500 x 200 m med 50 kvadratmeter store flater. Dette gir en takstprosent på 0,05. For Langmorkje, med lite totalareal, ble forbandet redusert slik at prosenten er 0,125. Arealfordelingen er i mange tilfeller målt på kart, og har derfor en takstprosent på 100. Ellers er den beregnet ut fra antall prøveflater. Dette kan gi betydelig feil for inndelingsklasser med lite areal.

Beiteproduksjonen er beregnet for furu med høyde på 0,6 til 4 m og for løvtrær med høyde på 0,1 til 3 m - ut fra forskjeller i elgens utnyttelse av de to gruppene (Solbraa 1987b). Det ble satt en veiet middelhøyde for hvert treslag på hver prøveflate, slik at høyden på trær som produserer mye kvist veier mer enn for mindre trær. Selv om takstprosenten er lav, bør antall prøveflater sikre at mengden av beiteplanter og middelhøyder for hele området er tilstrekkelig nøyaktig bestemt. De enkelte inndelingsklassene kan imidlertid ha få prøveflater og tilsvarende unøyaktige tall.

Produksjonstall for hvert treslag er bestemt ut fra sammenhengen mellom årlig skuddproduksjon og trehøyde og er delvis korrigert etter lokale forhold (Solbraa et al. 1987 a). Einer og vier ble ansett for å ha liten betydning som vinterbeite, fordi de fleste plantene ligger under snøen vinterstid. Mange steder var det imidlertid hard beiting på begge artene. Det burde derfor vært satt av midler til å studere produksjonsevnen også for einer og vier på flere steder. Den beregnede produksjonen er inntil videre usikker for disse.

Til tross for dette er tallene ovenfor de beste estimatene vi har for årlig produksjon på elgens vinterbeiter i Norge. De bør også gi grunn-

lag for å vurdere bæreevnen for elg innen forskjellige områder. Med bæreevne menes da hvor mange dyr vi kan ha innen det takserte området gjennom vinteren, uten at beitebelastningen og beiteskadene blir for store. Beregningen gjøres for fire av områdene for å belyse forskjellige forhold. Vinterbeitet på Østlandet domineres av furu, med 70 prosent av fôrintaket i Hobøl og Langmorkje og 85 prosent i Åsnes. I Verdal hindrer beiting etablering av furu, men arealene har stor tetthet av andre beiteplanter. Furu tåler noe mindre beitebelastning enn de fleste løvtrær og -busker før produksjonen går ned.

De registrerte beiteuttakene (Hobøl 25, Åsnes 33, Langmorkje 55 og Verdal 40 prosent) er basert på maksimalt uttak i perioden og ligger derfor over gjennomsnittlig belastning. Beregningene har lagt til grunn at Hobøl og Langmorkje tåler en maksimal belastning på 60 prosent før produksjonsmulighetene ødelegges (biologisk bæreevne). Verdal tåler neppe mer enn i dag (40%). Lavere utnyttelsesgrad i Verdal enn i Hobøl er begrunnet med at overflødig furu i tette foryngelser gir et betydelig bidrag i tillegg til løvtrær i Hobøl. Slikt beite finnes ikke i Verdal, og viktige beiteplanter som vier og einer tas nå i hardeste laget.

I Åsnes var det behov for en vesentlig reduksjon av beitet en kortere periode, slik at beitene kunne ta seg opp igjen. Maksimalt uttak er derfor satt så lavt som 20 prosent.

Ut fra den registrerte utnyttelsesgraden og beregnede skader (se eget avsnitt) er det anslått hvor høy utnyttelsen kan være før skadene blir for store. Hobøl hadde svært små skader, mens de i både Langmorkje og Åsnes lå over det som bør aksepteres. Vi har derfor brukt 20 prosent uttak som en foreløpig grense for Åsnes også ved denne vurderingen. For Langmorkje er satt 40 prosent fordi en stor andel av beitingen skjer i eldre bestand. Optimalt uttak i Hobøl er anslått til 35 prosent. Hvis vi godtar at det ikke skal dyrkes furu i Verdal, er skadene minimale med dagens beiteuttak. Ellers må det til en sterk reduksjon av elgtettheten. Vi har også her brukt et uttak på 40 prosent.

Tabell 12.5 bygger videre på at hver elg trenger 1000 kg beite fra trær og busker i tillegg til beiting på lyng og hogstavfall gjennom vinteren i Åsnes og Langmorkje. På grunn av kortere periode med snødekket mark, er dette redusert til 800 kg for Hobøl og Verdal. Det er grunn til å minne om at situasjonen i Åsnes er vesentlig forandret etter snøfattige vintre og at en betydelig andel av vinterbeitet tas fra hogstavfall (Solbraa et al. 1987 b). Ved praktisk bruk av bæreevnen til forvaltning av elg må gjennomsnittlige mengder av hogstavfall fra furu- og løvtrær tas med i beregningen. Utnyttelsesgraden kan her komme opp i over 90 prosent for trær som ikke kvistes før beiting (se eget avsnitt om viltstell). I tabellen er det tatt hensyn til annet beite ved at forbruket er satt lavt.

Tabell 12.5. Estimert bæreevne for elg med full utnyttelse av kvistproduksjonen (Bio) eller ved økonomisk optimal elgtetthet (Øko) i Hobøl, Åsnes, Langmorkje og Verdal. -Estimated carrying capacity for moose in four districts. (Tonn kvist=annual production of branches in metric tons, % utnyttelse=calculated relative utilization at the biological (Bio) and economic (Øko) carrying capacity, Tonn for=available browsing materials in tons. Antall elg=number of animals that could be fed on the available browsing materials. Areal pr elg=the area required to feed one animal).

Område	Areal i dekar	Tonn kvist	% utnyttelse		Tonn for		Antall elg		Areal pr elg	
			Bio	Øko	Bio	Øko	Bio	Øko	Bio	Øko
Hobøl	87000	1280	60	35	768	448	960	560	90	155
Åsnes	120000	780	20	20	156	156	156	156	770	770
Langm.	9000	160	60	40	96	64	96	64	95	140
Verdal	27000	408	40	40	163	163	204	204	132	132

Det må igjen understrekes at beregninger av denne typen bare viser størrelsesorden av forskjellige faktorer. Feilkildene er mange både i grunnlagsmaterialet og i forutsetningene for beregningen. Tabellen viser at det er svært store forskjeller mellom Åsnes og de andre stedene. Dette skyldes lengre tids overbeiting ved takseringstidspunktet. Det er sannsynlig at arealbehovet pr elg i Åsnes i dag er mer enn halvert ved en normal snøvinter. Fortsetter snøfattige vintre, er neppe vinterbeitet i seg selv noen begrensning. Det går da ut over blåbærling og ikke trær og busker. Der elgen beiter både furu og løvtrær, ser det ut til at elgtettheten må reduseres med omkring 1/3 fra den biologiske bæreevnen for å holde skadene på et akseptabelt nivå. Stammen kan derfor ikke forvaltes ut fra beitestyrken på høyt prioriterte beiteplanter, men ut fra skadene på kommersielle treslag.

12.6 Skogbruk og beiteproduksjon - viltstell

Vi har tidligere i rapporten beregnet at i viktige vinterbeiteområder under barskoggrensen produserer arter som beites av elg gjennomsnittlig mellom 6,5 og 18 kg kvist pr dekar og år. Det største gjennomsnittstallet fant vi i eldre hogstklasse II (4,1 - 10 m høyde) på lav bonitet - med 90 kg. Tette furuforyngelser på dyp jord kan komme vesentlig høyere, og vi har her målt en årlig barproduksjon på 500 kg pr dekar. Selv om løvtrær feller bladene før vinteren, kan de gi en kvistproduksjon på rundt 400 kg i spesielt tette partier. På grunn av liten tetthet, er imidlertid gjennomsnittsproduksjonen i beitehøyde i større bestand vesentlig lavere. I strøk med lite furu er også beitet jevnere fordelt på de forskjellige boniteter. Dette kan leses ut av **tabell 12.1**.

Store forskjeller mellom bestand av ulik høyde og på forskjellige boniteter fører til at skogbehandlingen i eigens vinterbeiteområder har stor innflytelse på beitetilgangen, og derved på biologisk bæreevne og økonomisk optimal elgtetthet. Vi kan i betydelig grad påvirke disse ved å tilpasse skogbehandlingen eller sette i verk spesielle viltstelltiltak.

Foryngelser med stor tetthet gir mye beite og tåler også en hard beitebelastning før det går ut over tømmerproduksjonen - og blir beiteskader. Av økonomiske årsaker plantes det bare et antall som gir en god utnyttelse av mulighetene for å produsere tømmer. Dette svarer til rundt 200 planter pr dekar. Optimal beiteproduksjon krever rundt 600 furu eller enda flere løvtrær pr dekar. Dette tilsier at det bør legges opp til naturlig foryngelse der dette er mulig, og gjerne med markberedning eller andre tiltak for å oppnå slik tetthet.

Furu beites mest når bakken er dekket av snø. De laveste greinene er da skjult og beites ikke. Selv ved meget hard beiting, vil disse holde plantene i live og sørge for en varig beitetilgang. Hvis beitingen avtar, vil slike planter skyte ny topp og kunne vokse opp til tømmertrær. Ved for stor tetthet drepes disse greinene på grunn av lysmangel. Furuforyngelse bør derfor tynnes til en avstand på mellom 1 og 1,5 m ved en høyde på snaut 1 m. Ved halvannen meters høyde kappes så de to øverste toppskuddene av på "overflødige" planter. Mellom 250 og 300 planter settes igjen for å sørge for tømmerproduksjon.

Slike kappede - eller beitede - planter foretrekkes av elgen ved senere beiting. I ett forsøk var det 4-5 ganger så mange beitede planter blant tidligere beitede planter enn blant uskadde planter (**figur**

12.1). Planter som er kappet trekker til seg beiting på samme måten. Ved slik kapping overføres derfor en vesentlig del av beitingen til overflødige planter, samtidig som disse holdes i beitehøyde.

Tilsvarende virkning får vi ved kapping av løvtrær. Her kan imidlertid mye av beitingen skje i sommerhalvåret. Kapping av oppkvistede løvtrær, trær høyere enn 2 m, vil ofte gi lite nye skudd. Løvtrær som er høyere enn et par meter kappes derfor av like over bakken, for å få opp rot- (rogn og osp) eller stubbeskudd (bjørk og vier). Løvtreinnblanding i furuforyngelse later ikke til å trekke til seg flere beitedyr enn rene furubestand og vil derfor minske skadene på furu. Vi bør spare løvtrær og busker ved gjenvekstpleie, der disse ikke direkte hindrer bartrær i å vokse opp.

Tynning av furu og løvtrær bør gjøres vinterstid, slik at elgen kan dra nytte av bar og greiner. Dyrene foretrekker slikt beite fremfor unge planter og trær. Store formengder og oppkjørte veier gir dessuten en god energiballanse. Utnyttelsesgraden blir størst hvis trærne får ligge til beitingen er ferdig - før tømmeret kvistes og kappes. Det bør felles trær gjennom hele vinteren for å holde elgen unna foryngelser i nærheten. Ved tynning i furuskog kan det bli opptil 500 kg bar pr dekar. Dette dekker et voksent dyrs forbehold i en måned. Ved gjødsling med kalkammonsalpeter to til tre år før hogst, kan dette øke med mellom 50 og 75 prosent. Det brukes gjødselmengder som svarer til mellom 12 og 15 kilo nitrogen pr dekar. Gjødselslagets kalsium- og ammoniuminnhold vil motvirke økt surhet i jorden etter gjødsling. Engangsgjødsling på de aktuelle bonitetene vil i liten grad påvirke vegetasjonssammensetningen. Likevel vil mange ha innvendinger mot slik gjødsling.

På blåbærmark i granskog eller barblandingsskog vil en hard tynning gi rikelig vår- og høstbeite av blåbærlyng. Tilsvarende tynning i eldre furuskog på lettforbygget mark kan gi betydelig beite på furugjenvekst. Fordi det står trær over, vil slikt beite være lettere tilgjengelig vinterstid enn planter på hogstflater. Slike beitebestand kan holdes lengre enn vanlig hogstmodenhetsalder uten særlig tap, fordi marka har liten tømmervekst, og delvis fordi store dimensjoner av furutømmer betales vesentlig bedre enn mindre dimensjoner.

Sluttavirkning av bestand med furu eller høyt prefererte løvtrær bør gjøres vinterstid på samme måte som ved tynning. Barmengder i rene furubestand kan ligge omkring 1500 kg pr dekar og øker vesentlig ved gjødsling to til tre år før hogst. For å få til naturlig foryngelse, må det enten settes igjen frøtrær - som skjerm- eller frøtrestilling, eller flatene må være så små at de kan såes til fra kanten. Der det er frøtrær på begge sider, kan bredden være opptil 70 meter.

Spesielt på blåbærmark kan det være nødvendig å fjerne vegeta-

sjon og råhumus ved markberedning for å få til en vellykket naturlig foryngelse. Såing vil kunne sikre en furuforyngelse etter markberedning der frøtrær mangler eller flatene er blitt for store. Frøtrær må ikke fjernes, og flatene må ikke utvides, før foryngelsen har nådd en høyde på 3 til 4 meter i hardt belastede vinterbeiteområder. Stell av foryngelsen er behandlet tidligere i dette avsnittet.

Kantsoner ved skogsveier, bekker, vann, myrer, innmark og andre arealer, samt forsumpede partier og mindre myrer med stor beiteproduksjon på busker og trær bør spares. Ved flaterydding etter sluttavirkning, spares beiteplanter med passe høyde for elg. Større planter eller trær kappes som anbefalt tidligere. Flater med betydelig innslag av rogn, osp, selje og vier må ikke sprøytes. Ellers vil sprøyting av ugrasmark før planting gi gode etableringsmuligheter også for løvtrær, og kan derfor bedre vinterbeitet for elg (Solbraa og Lund-Høie 1990).

De tilpasninger som er gjennomgått ovenfor bør være et naturlig ledd i dagens flersidige skogbruk (Solbraa 1989b). Målet må være å få et størst mulig utbytte av både skog og elg, slik at eventuelle økte utgifter dekkes av økte jaktinntekter og reduserte beiteskader. Ved å sørge for god tilgang på hogstavfall i en periode, er det mulig å fjerne beitepresset på foryngelser - slik at disse kan ta seg opp igjen. Dette bør brukes planmessig ved kombinert forvaltning av elg og skog over tilstrekkelig store arealer. Også for andre tiltak vil det ofte være nødvendig å samarbeide over eiendomsgrensene for å kunne påvirke bæreevne eller skadeomfang. Tilsier utviklingen i skogtilstanden at beitetilbudet vil avta, er det nødvendig å redusere tettheten av elg vinterstid. Med trekkende elg kan dette best gjøres med samarbeide, ofte mellom flere kommuner. Avtagende tilbud kan skyldes at en stor andel av ungsbogen går over i hogstklasse III og derfor blir for høy for elgen, samtidig som foryngelsesarealet avtar. Det er mulig å forutsi en slik utvikling og ta hensyn til den i forvaltningsplaner for elg og skog.

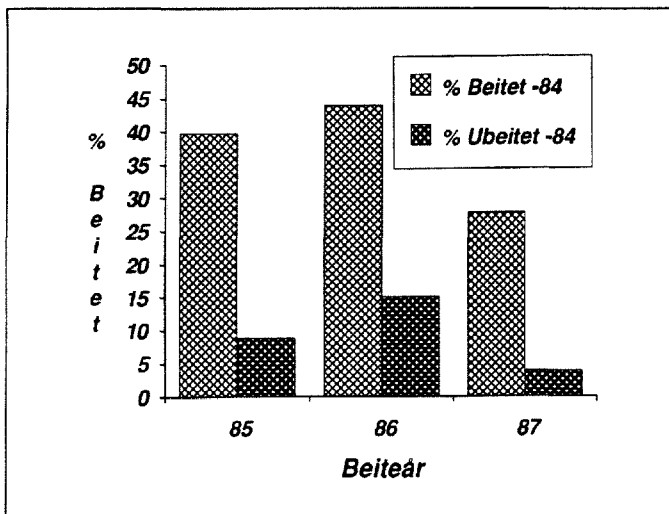
Det er imidlertid også mulig å øke beiteproduksjonen ved rene viltstelltiltak. I furuområder er gjødsling et sentralt tiltak også i denne sammenhengen. Hvis vekstforholdene forøvrig tillater det, vil 12 kg nitrogen pr dekar i juni kunne fordoble barproduksjonen året etter. Samtidig blir også nålenes proteininnhold vesentlig høyere (50-60%). På gjødslet mark vil elgen ofte beite så hardt at de fleste plantene holdes nede. Slik gjødsling må derfor bare gjøres på arealer som er avsatt til beiteproduksjon - som kraftledningsgater, lavproduktive sandavsetninger, grøftet myr og lignende.

Elgen finner lett frem til gjødslet furu og beiter hardest like etter gjødsling. I ett forsøk var seks ganger så mange planter beitet på ruter som var gjødslet sommeren før i forhold til ugjødslete ruter samme sted (**figur 12.2**). Dessuten tok dyrene i gjennomsnitt fem

beiteklipp fra ugjødslete og 70 klipp fra gjødslete planter (figur 12.3). Hvert klipp hadde i tillegg vesentlig større vekt for de gjødslete plantene enn for ugjødslet furu.

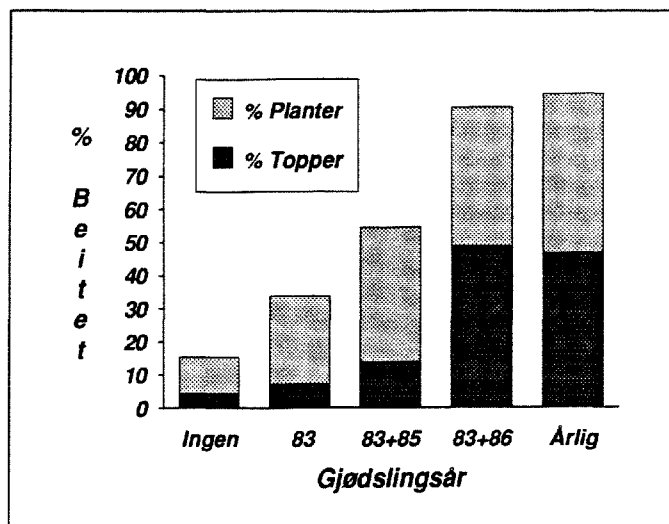
Hvis slike beiteområder stelles med fjerning av trær som ikke beites (gran), tynning til passe avstand - slik at lavere greiner holdes i live, og delvis nedkapping av trær som beites for lite, bør gjødsling i furu opprettholde en stor beiteproduksjon i et langt tidsrom. Der det er frøtrær i nærheten, kan foryngelsen fornyes med naturlig gjenvekst etterhvert som de første plantene blir for gamle. God utnyttelse er avhengig av et passende beitetrykk. Det må ikke være så stort at veksten reduseres i særlig grad. Et uttak av 50 til 60 prosent av kvistproduksjonen vil gi en god avkastning av arealene. Under optimale forhold bør ett dekar gi nok beite for en elg i en måned.

Gjødsling vil også øke produksjonen av kvist i løvskog. Det meste av næringen samles i bladene som felles vinterstid. Det har derfor ikke vært mulig å påvise at gjødsling har påvirket elgens beiting på bjørk vinterstid. Sommerbeitingen av løv og finere kvister kan imidlertid være vesentlig sterkere etter nitrogen-gjødsling av bjørk (Solbraa 1987d). Dette kan føre til mindre tilgjengelig kvist i vinterhalvåret. I løvdominerte områder med lite furu er det derfor viktigere å få inn



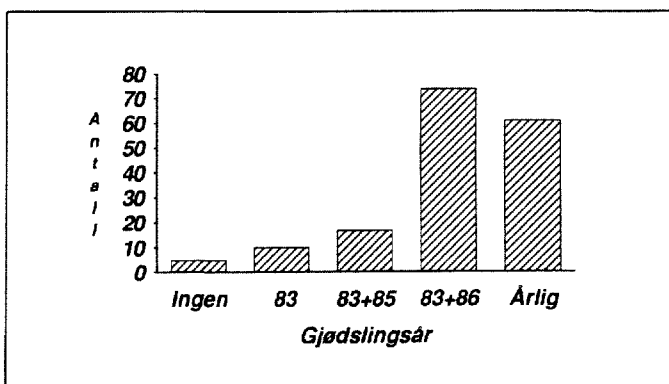
Figur 12.1

I en furuforyngelse ble det merket av hvilke planter som ble beitet vinteren 1984/85. Disse ble så fulgt gjennom de tre neste vintrene, og mellom 27 og 45 prosent ble beitet på nytt. En kontrollgruppe av ubeitete planter hadde 5 til 15 prosent beiting i de samme årene. - Pine plants, browsed during the winter 1984/85 were marked and inspected during the following three winters. Between 27 and 45 % of these were browsed again. A control group of unbrowsed plants had browsing frequencies of only 5 to 15 % during the same period.



Figur 12.2

I en furuplanting fra 1977/78 ble to ruter gjødslet våren 1983, to våren 1983 og 1985, to 1983 og 1986 og to hvert år fra 1983 til 1986 (12 kg N pr dekar). Figuren viser at andel planter som ble beitet vinteren 1986/87 økte jevnt fra ugjødslet til planter som var gjødslet sommeren før. Andel beitede toppskudd økte på tilsvarende måte. - In a pine plantation, established in 1977/78, two plots were fertilized in the spring of 1983, two in the springs of 1983 and 1985, two in 1983 and 1986, and the last two annually from 1983 to 1986 (120 kg N per ha each time). The frequency of both plants and leader shoots browsed during the winter 1986/87 increased smoothly from unfertilized to the most recently fertilized plants.



Figur 12.3

Figuren bygger på samme materialet som figur 12.2 og viser antall beiteklipp pr plante innen de forskjellige behandlingene. Dette antallet øker fra 5 for ugjødslete planter og til rundt 70 etter gjødsling sommeren før beiting. - Also the number of branches taken from each browsed plant increased, from an average of 5 on unfertilized plants up to 70 per fertilized (see Figure 12.2).

en stor tetthet av prioriterte beiteplanter og skjøtte disse med tynning og nedkapping, enn å gjødsle slike bestand med tanke på vinterbeitet. Gjødsling kan imidlertid være et riktig tiltak for å bedre kvaliteten på sommerbeitet. Selv om vier sjelden vokser over beitehøyde, er nedkapping et viktig tiltak for å øke vitalitet og produksjon av nye skudd også for disse artene.

Som en avslutning på dette avsnittet har vi gjennomført en beregning som viser hvordan produksjon og tilgjengelighet av elgbeite kan økes ved tilpasset skogskjøtsel og viltstell. Tall fra takseringene antyder at overgangen til bestandsskogbruket (med hogstflater og ungsog) kan ha doblet produksjonen av vinterbeite for eks. fra vel 7 til rundt 15 kg pr. dekar. For områder hvor halvparten av tømmerproduksjonen består av furu, kan vinterhogst av all furu øke beitetilbudet med rundt 12 kg i gjennomsnitt pr. dekar. Gjødsling før hogst og andre viltstelltiltak vil da gi en ytterligere økning opp mot et totalt tilbud på omkring 35 kg. Utnyttelsesgraden for hogstavfall kan være omkring det dobbelte av grensen for trær og busker som fortsatt skal produsere. Dette betyr at skogbruk og viltstell kan øke bæreevnen for elg med mellom fem og ti ganger i forhold til uskjøttet skog. Med langt-trekkende elgstammer er det naturlig at de som har elgen i jakt-tiden også er med på å holde vinterbeitene i høy produksjon.

Ovenfor har vi gitt en summerisk fremstilling av "elgtilpassede flerbrukstiltak" og viltstell for elg. Dette er også behandlet i en egen brosjyre (Solbraa 1990e). Det er viktig at elgen sjelden flytter vinteroppholdssted på grunn av slike tiltak. De må derfor legges der elgen til vanlig trekker eller oppholder seg vinterstid, og kan her bidra til at dyrene bare bruker en del av sine tidligere vinterområder. Vi kan derfor i betydelig grad dirigere beiting til mindre verdifulle områder og her over på overfløydige planter ved riktig valg av tiltak det enkelt sted. Utslagene på beiteproduksjonen er så stor at tiltakene gir meget god forrentning, hvis den økte beiteproduksjonen kan tas ut i form av økt avskyting. Ved overbeiting eller for dårlig utnyttelse vil selvfølgelig også lønnsomheten bli dårlig. Riktig lokalisering av tiltakene og en passe regulering av elgtettheten er derfor svært viktig i denne sammenheng.

12.7 Beiteskader på skog

Elgen kan gjøre stor skade lokalt ved beiting på treslag som lavlandsbjørk, osp og eik. Slik beiting finner vi i hovedsak i sydlige områder med tilnærmet stasjonære elgstammer. Skadene er derfor spredte og har ofte lite omfang hvert sted. I større sammenheng har de liten økonomisk betydning.

Der det er god tilgang på annet beite, holder elgen seg som regel unna gran. Uten annet beite kan imidlertid gran tas så hardt at det

er vanskelig å få opp foryngelse av dette treslaget. Det er dessuten rapportert om enkelte tilfeller av toppbeiting på rasktvoksende gran i områder hvor dyrene burde ha alternativer av bedre kvalitet. Som regel er dette begrenset til mindre arealer, men beitingen kan gjen-tas fra år til år.

Vi har også sett tilfeller hvor elgen gnaget bark av middels store gran-trær på midlere og gode boniteter. Dette forekommer både på steder med lite annet vinterbeite, og på steder hvor det burde være bedre alternativer. Med et stort innhold av garvestoffer (opptil 15%) vil granbark både ha dårlig smak og være vanskelig å fordøye. Det er derfor vanskelig å forstå hvorfor elgen velger slik bark. Fordi det går utover frodig granskog med høy produksjon, er tapene store etter slik beiting. Skadene vil føre til råte i rotstokken, slik at ødelagte trær må hogges lenge før de når hogstmodenhet. Det later til at det bare er enkelte dyr som gjør denne skaden, og disse bør avlives som skadeelg før de eventuelt får lært opp nye generasjoner av barke-tere. Barkgnag forekommer også på furu og osp med skadd rotstokk som resultat. Heller ikke barkbeiting har særlig betydning i større sammenheng, men kan gi betydelige tap for enkelte eiendommer.

De største økonomiske tapene skyldes vinterbeiting i furuforyngelser. Slike skader finnes både i høyereliggende strøk og i dalbunner. Ved stor høyde over havet har furua redusert frøproduksjon og -spiring, samtidig som en stor andel av småplantene kan drepes av sopp (Solbraa 1990d). Foryngelsene blir derfor ofte for glisne til å utnytte markas evne til å produsere tømmer. Her vil enhver beiting gi økonomiske tap, og stor beitebelastning gjør det umulig å få opp ny skog. Vi har store arealer som ligger brakk i fjellskogen på grunn av soppangrep og elgbeiting. Slik beiting skjer før trekket starter om høsten, under trekket eller av dyr som står igjen over vinteren.

I lavere strøk forynges furu lett, og det er lite sopp-skader. Ofte er det derfor unødige stor tetthet i foryngelsene. Moderat beiting av stasjonær elg gir derfor sjelden økonomiske tap av særlig betydning. Etter hvert som snøen får elgen til å trekke ned fra høytliggende skog, kan elgtettheten flerdobles. Trekkelgen beiter ofte sammen i større og mindre flokker.

Slik beiting kan ødelegge store arealer med foryngelse og vil på sikt kunne gi en dramatisk reduksjon av beiteproduksjonen.

Det beste eksemplet på dette er Imsdalen i Stor-Elvdal, hvor furu er erstattet med glissen gran og bjørk over store arealer. Skog- og beiteproduksjonen er derved vesentlig redusert for en periode på mange 10-år. I **tabell 12.6** er det små registrerte skader i Imsdalen, fordi store arealer ikke lenger har furu i beitehøyde.

Økonomiske tap oppstår først når elgen skader eller ødelegger plan-

Tabell 12.6. Totalareal av takstområdet (inkludert ikke - takserte deler), areal av skog med høyde på 0.6-10 m på middels og lav bonitet (taksert areal), areal av slik skog satt ut av produksjon pr år og prosent av taksert areal satt ut av produksjon på grunn av elgbeiting på furu (% ut av prod.). - Browsing damages, calculated as the numbers of daa of fully stocked pine regeneration, taken out of production annually because of moose browsing. (Total areal=the area of each district; 20=2000 ha, Taksert areal=pine or pine-dominated regenerations with average heights of 0.6-10.0 m, Areal ut av produksjon=areas taken out of production; 15=1,5 ha).

Område	Totalareal i 1000 daa	Taksert areal	Areal ut av prod.	% ut av prod.
Bygland	20	1675	7	0.42
Hobøl	87	10555	15	0.14
Åsnes 1985	132	21291	300	1.41
Åsnes 1990	132	21291	380	1.78
Verdal	32	4194	0	0.00
Lifjell	150	6600	1	0.02
Langmorkje	9	3040	105	3.45
Stor-Elvdal	800	23811	76	0.32
Imsdal	58	3491	36	1.03
S. Trysil	180	19800	360	1.82
Ljørdal	80	12480	260	2.08
Evje	50	6665	134	2.01

ter som burde stå for å sikre full utnyttelse av produksjonsmulighetene for tømmer og en god virkeskvalitet. Grovt sett regnes med at 200 planter pr dekar - jevnt fordelt på arealet - er tilstrekkelig ved 1 1/2 til 2 m høyde. Bare hvis elgen forgriper seg på disse plantene, kan vi snakke om beiteskade i forhold til skogproduksjon.

Ved takseringen regner vi med at en plante er ødelagt av beiting når planten er død eller den ikke er i stand til å utvikle seg til et drivverdig tre på grunn av beiteskader. Skadde planter er beitet så hardt at tilveksten eller kvaliteten av rotstokken er betydelig redusert. Dette skjer ved tap av mer enn 60 prosent av barmassen, ved beiting av toppskudd eller stammebrekk, eller ved barkgnag på mer enn 1/4 av stammeomkretsen. Skader registreres bare på planter med høyde mellom 0,6 og 4 m og gjelder da for et gjennomsnittlig tidsrom på 5-7 år, avhengig av veksthastighet (Solbraa et al. 1987c). Det regnes med at en skadd plante mister 5 års tilvekst ved beregning av skadene størrelse.

På høy bonitet bør det dyrkes gran i de fleste tilfeller, og det er sjelden stor tetthet av furuforyngelse her. Furu under 0,5 m høyde beites lite. Skader beregnes derfor bare på flater med furu som har midelhøyde på 0,6 til 10 m og på middels og lav bonitet. I første om-

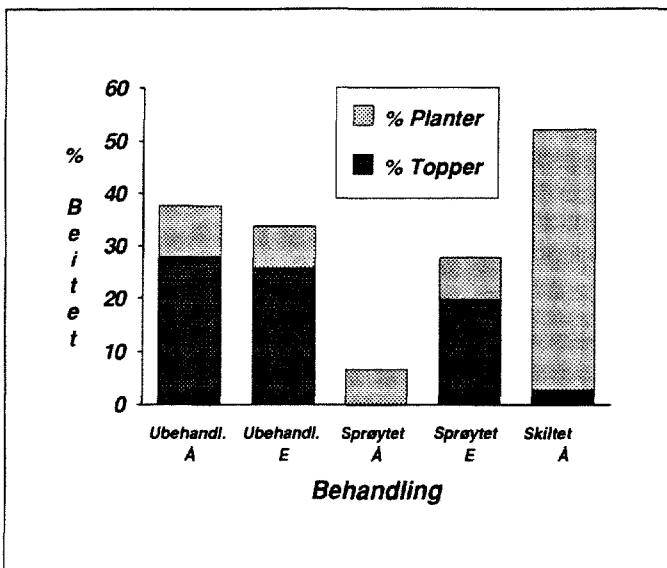
gang beregnes skadene som antall dekar av furuforyngelse med full tetthet, som er satt ut av produksjon på grunn av beiting. **Tabell 12.6** viser resultater av en rekke slike skadetakster tatt opp i perioden 1984 til 1990.

Takstene omfatter som regel både sterke skader og uskadde foryngelser omkring disse. Tabellen viser at opptil 3,5 prosent av furuforyngelsene er satt ut av produksjon pr år. Ofte kan grensen for det som er akseptabelt uten skadeerstatning ligge omkring 0,5 prosent.

Verdien av slike tap er spesielt avhengig av hvilken kalkulasjonsrente som brukes ved beregning av nå-verdi. Tapet kommer for full tyngde først ved sluttavirkning, ofte om rundt 90 år. En prosentenhet økning i kalkulasjonsrenten vil da redusere tapet i kroner med omkring 50 prosent. Tapene er beregnet for Hobøl til 10 000 kroner, for Åsnes til 390 000 kroner, for søndre Trysil til 160 000 kroner og for Ljørdal til 140 000 kroner pr år. Renten er da satt til 2 prosent som er vanlig for skog på overveiende lav bonitet. Beregningen er basert på priser og kostnader i 1986. Fordelt på felte dyr innen takstområdet svarer dette til henholdsvis 200, 3 400, 3 900 og 9 800 kroner. Resultatet betyr at det må settes av disse

beløpene for hver skutte elg til en realrente (nominell rente + inflasjon) på 2 prosent for å dekke fremtidige tap. Hvis skadene i Åsnes, søndre Trysil og Ljørdal ble fordelt på hele den stammen som brukte disse vinterbeitene, ville beløpene krympe vesentlig. Slik utjevning kan gjøres med fellingsavgifter fra de områdene hvor elgen står under jakten. Uten slik "beiteavgift" er ellers lokale skader for store og bør føre til redusert elgtetthet - eventuelt ved vinterjakt (Solbraa 1987c).

Beregningen av skader i tidsrommet før taksten gir en rimelig nøyaktighet for store arealer. Som nevnt vil nå-verdien av det økonomiske tapet variere sterkt med variasjoner i rentefot. Det er også uvisst hvordan skadene utvikler seg etter taksten. Glisne partier kan få inn nye planter som gir mindre tap enn beregnet, vedvarende bei-



Figur 12.4

Big game repellent er sprøytet på furutopper i Åsnes (Å) og Eidsvoll (E). I Åsnes ble 38 prosent av ubehandlede planter beitet og 28 prosent mistet deler av toppskuddet. Bare 6 prosent av sprøytede planter ble beitet og ingen toppskudd var tatt. Metallskilt på toppen hindret toppbeiting med unntak for ett skudd, hvor skiltet hang litt for lavt. Hele 52 prosent av plantene med skilt ble beitet på sidegreiner. I Eidsvoll ble alle plantene innen behandlingsrutene sprøytet, og dette reduserte beitefrekvensen - både totalt og for toppskudd - med bare rundt 7 prosent i forhold til planter i usprøytete ruter. - Big game repellent protected the leader shoots in Åsnes (Å), where the moose found untreated plants nearby. At Eidsvoll (E), most of the plants were treated and the animals therefore had to feed on these plants. Thin aluminium plates (5 x 2"), fastened to the upper part of the leader shoot, also gave good protection in Åsnes. Lower branches were however heavily browsed.

tepress kan opprettholde de takserte skadene, eller økt elgtetthet kan øke disse. Hvis forvaltningen tar hensyn til takstresultatene, ved å redusere elgtettheten eller øke beitetilgangen ved store skader, bør det være mulig å redusere de takserte skadene ved at ødelagte planter erstattes ved planting eller naturlig foryngelse.

Vi har forsøkt å beskytte uskadd furu i vinterbeiteområdene med sprøyting av toppen med repellent eller med et metallskilt. Begge deler gav god virkning der elgen kunne beite på ubehandlede planter. Bruk av repellent på alle plantene i et hardt belastet område påvirket ikke beitingen i særlig grad (figur 12.4). Dette innebærer at elgen helst beiter på ubehandlede planter. Den kan imidlertid også ta behandlede hvis dette er nødvendig. Det ble brukt et amerikansk sprøytemiddel - Big game repellent. På grunn av liten omsetning finnes dette ikke lengre på det norske markedet. Metallskiltet er laget av aluminium med en størrelse på ca 6 x 12 cm. Det må festes med to ståltråder på toppen av siste årsskudd hver høst. Skiltet hindrer at toppen beites, men synes å øke beitingen på lavere greiner.

12.8 Konklusjon

Forskjellige områder har store forskjeller i beiteproduksjon. Årsaken er delvis naturgitte forhold. Ved å variere skogbehandlingen kan vi likevel i stor grad påvirke produksjon og tilgjengelighet av elgens beiteplanter. I tillegg kan det produseres store mengder på områder som ellers har liten verdi. Eksempel på dette er kraftledningsgater.

Det er mulig å dirigere elgens beiting vinterstid til enkelte deler av et tradisjonelt vinterbeiteområde og til planter av mindre verdi, hvis elgtettheten ikke er for stor. Stikkord er programmert hogst av større beitetrær, naturlig foryngelse fremfor planting, tilpasset plante- og tretetthet, tilpasset treslagsvalg og omløpstid, kapping av overflødig planter i "riktig" høyde, gjødsling før hogst og på lavproduktive arealer og vern av viktige biotoper.

Tiltakene kan brukes lokalt for å redusere skader og i større skala for å øke økonomisk optimal elgtetthet og dermed det samlede utbyttet av elg og skog. Ved optimal utnyttelse og riktig valg av metode vil tiltakene være svært lønnsomme. Optimal utnyttelse krever samarbeide mellom grunneiere og offentlig elgforvaltning. Fornuftige elghensyn må inn i skogbruksplanen i større grad enn tilfellet som regel er i dag, for å oppnå en slik optimal utnyttelse.

13 Elgjaktens økonomiske verdi

13.1 Innledning

I dette kapitlet presenterer vi det arbeidet som er gjort for å tallfeste de økonomiske verdiene på inntektssiden i elgforvaltningen. Et av formålene med arbeidet er å estimere etterspørselskurven for elgjakt i prinsippmodellen i kapittel 11, jfr. **figur 11.5**. Sammen med stoffet om elgskader i kapittel 12 og de ulike mulighetene for avskytningspolitikk i kapittel 14, bidrar materialet til å få et mest mulig fullstendig grunnlag for beslutninger om elgforvaltningen framover.

Dette kapitlet bygger på en relativt omfattende studie (Sødal 1989), og det er ikke mulig å gi en utfyllende fremstilling av alle aspekter ved arbeidet. Vi har derfor valgt å gi et samendrag av hovedkonklusjonene i arbeidet, men med ekstra vekt på en presentasjon av resultatene og en diskusjon av feilkilder knyttet til den anvendte metoden.

Formålet med arbeidet er å måle den økonomiske verdien av den elgjaktens vanlige norske jegere utøver, inkludert både kjøttutbytte og rekreasjonsverdi. I tillegg ønsker vi som nevnt å finne anslag for marginalverdien av endringer i elgstammens størrelse, med sikte på at resultatene skal kunne utnyttes i en samfunnmessig vurdering med sikte på å bestemme økonomisk optimal elgstamme ut fra prinsippene i kapittel 11. Hedmark og Østfold fylker er valgt som studieområde.

Det finnes ingen omfattende litteratur innenfor emnet økonomisk analyse av vilt og viltforvaltning, jfr. Sødal (1989). Arbeidene kan deles inn etter metode, og bare arbeider som benytter konsumentoverskuddet som grunnlag for å beregne verdi vektlegges. Et poeng som er påpekt i flere amerikanske arbeider, Davis (1985), er at beslutninger om endringer i viltbestandenes størrelse, eller økonomisk effektivt flerbruk av arealer mm., må bygge på informasjon om marginalverdien av dyrene som sådan, ikke gjennomsnittsverdien av rekreasjonsdager der dyrebstanden bare er en av forutsetningene for verdien. Når det gjelder direkte sammenlikning av resultater, er arbeidene til Mattsson & Kriström (1987) og Mattsson (1989b) de mest interessante for vår studie.

13.2 Metode og materiale

13.2.1 Valg av metode og litt om teorien

Markedet for elgjakt fungerer ikke på en slik måte at estimater for verdien av den alminnelige norske elgjaktens kan utledes direkte fra

observerbare priser. Som metode for dette arbeidet er valgt en intervjubasert verdsettingsmetode som bygger på direkte spørsmål til jegerne om deres maksimale betalingsvillighet for elgjakt. Metoden er i hovedsak utviklet og brukt i USA under navnet Contingent Valuation Method (CVM).

Når vi ber en jeger oppgi sin maksimale betalingsvillighet for jakt, ber vi ham i prinsippet om å sammenlikne sin egen velferd i en situasjon med og uten jakt, og anslå forskjellen som et pengebeløp. Ut fra dette definerer man konsumentoverskuddsmålene kompensierende og ekvivalent variasjon formelt som de verdimålene vi egentlig bestemmer når vi spør om betalingsvillighet. Etterspørselskurven for elg, som er det samme som marginalverdien av elg ved ulik avskytnig, blir utledet ved å derivere uttrykket for betalingsvillighet med hensyn på antall elg felt.

13.2.2 Hypoteser om hva som bidrar til jaktens verdi

Diskusjonen om hvilke faktorer som kan tenkes å bidra til jegerens betalingsvillighet for jakt er delt i gruppene mengde elgjakt, kvaliteten av jakten, egenskaper ved jegeren, og kostnads- og inntektsforhold. Grøvt sett går hypotesene ut på at verdien av elgjakt, målt både som den brutto betalingsvilligheten og som konsumentoverskuddet til jegeren vil øke med mengden jakt han konsumerer, målt både i antall jakt dager og utbytte av dyr og kjøtt. Tilsvarende vil betalingsvilligheten øke når kvaliteten av jaktoplevelsen og styrken av jegerens preferanser for jakt øker. Høy inntekt antas også å føre til høy betalingsvillighet. Høye kostnader i dag vil antakelig henge sammen med stor betalingsvillighet, men ikke nødvendigvis med stort konsumentoverskudd.

13.2.3 Spørreskjemaet - et springende punkt

Datamaterialet ble samlet inn ved en undersøkelse basert på utsending av skjemaer i posten. Formuleringen av spørsmålsteksten ut fra den enkelte hypotese er et viktig punkt i utarbeidelsen av spørreskjema for en slik undersøkelse. For det første må spørsmålet sikre at respondenten (jegeren) virkelig svarer på de samme tingene som forskeren mener å spørre om, dernest må han gis mulighet til å uttrykke sitt svar så fullstendig og upåvirket som mulig. Videre må hensynet til svarprosent og effektiv bearbeiding av dataene ivaretas. Spørsmålene danner til sammen en helhet, der hver enkelt del er avgjørende for skjemaets totale funksjon. Respondentene skal ledes gjennom skjemaet, og spørsmålene må stilles i en naturlig rekkefølge der det ene temaet kan tjene som en forberedelse til det neste. Følgebrev og layouten til spørreskjemaet utformes omhyggelig med tanke på maksimal svarprosent.

Et av spørreskjemaene som ble benyttet i dette arbeidet er vist i vedlegg 1. Skjemaet er laget som et hefte i A5-format, der forside og bakside er benyttet til illustrasjoner med tema fra undersøkelsen. Populære og enkle spørsmål som antall jakt dager, sesonger med jakterfaring etc. stilles først til alle. Deretter skiller elgjegere og andre jegere lag. Elgjegerne går videre til spørsmål om mengde og kvalitet av elgjakten. Deretter følger spørsmål om dagens kostnader, som en oppvarming til selve betalingsvillighetsspørsmålene. Skjemaet avsluttes med en sekvens om type jaktrett, hundehold og avkastning av elgjakten for grunneiere. **Tabell 13.1** viser et sammendrag av spørreskjemaet.

13.2.4 Utvalg og svar

Spørreundersøkelsen ble gjennomført med i alt tre svaromganger. Hovedutsendingen av skjema og følgebrev ble fulgt opp av en purring med postkort etter en uke, og utsending av nytt spørreskjema tre uker etter dette igjen. Svarprosenten kom til slutt opp i 75%, som er relativt bra. Utvalget omfattet 1000 jegere i hvert av fylkene Hedmark og Østfold, trukket tilfeldig fra jegerregisteret. Det er en viss tendens til at de mest aktive og erfarne jegerne er overrepresentert i materialet, og at elgjegere svarer raskere og i større omfang enn andre jegere. Utslagene av dette antas likevel å være små, slik at materialet alt i alt betraktes som representativt for jegerne bodd i disse to fylkene.

13.3 Resultater og diskusjon

13.3.1 Beskrivelse av elgjakta for gjennomsnittsjegeren

Elgjegerne i denne undersøkelsen brukte i 1986 i middel 16 dager til jakt. Av disse var 10 dager elgjakt. Gjennomsnittsjegeren deltok på et jaktlag med en kvote på nesten 10 dyr hvorav 1/3 kalv, og med en fellingsprosent på 82. Det var 13 jegere på laget, og utbyttet ble 0.7 felte dyr og 76 kg kjøtt pr jeger. 43 % av jegerne skjøt en elg selv i 1986, mens 86 % av jegerne har felt minst en elg i løpet av de årene de har jaktet. Effektiviteten av elgjakten er i middel for hele materialet 0.08 elg felt pr jegerdag.

Ser vi på fylkene separat, brukte jegerne i Hedmark hele 5 dager mer til elgjakt enn kollegaene i Østfold. Fellingskvoten og antall jegere pr lag er litt lavere i Hedmark, men andelen kalv i jaktuttaket er høyere enn i Østfold. Kjøttutbyttet pr jeger ble hele 90 kg i Hedmark mot 60 kg i Østfold, og andelen av jegerne som felte dyr selv var hhv. 50% og 32%.

Tabell 13.1 Oversikt over spørreskjemaet. - Outline of the questionnaire.

Til alle:

- 1) Bostedskommune
- 2) Jakterfaring, alle typer jakt
- 3) Jakt dager sesongen 1986/87
- 4) FILTER: Deltatt/ikke deltatt i elgjakt i 1986

Hvis jegeren ikke deltok i elgjakt i 1986:

- 5) Elgjakt tidligere år
- 6) Årsak til å ikke jakte elg i 1986
- 7) Betalingsvillighet for å bli gjestejeger
- 8) Betalingsvillighet for å bli vanlig elgjeger
- 9) Betalingsvillighet for elgkjøtt

Hvis jegeren var med på i elgjakt i 1986:

- 10) Elgjakt-erfaring
- 11) Selv felte elg, sum for alle år
- 12) Antall elgjaktlag deltatt i i 1986
- 13) Antall jegere på (hoved-) jaktlaget
- 14) Dager brukt til elgjakt i 1986
- 15) Hvilken type fridager
- 16) Dyr felt av laget i alt
- 17) Dyr felt av laget mens jegeren var med
- 18) Fellingskvoten til laget
- 19) Årsaker til at ikke hele kvoten ble felt
- 20) Selv felte elg i 1986
- 21) Ønsket # jakt dager, kvote og bestand
- 22) Jaktmåte ved elgjakten
- 23) Transportmåte for slakt
- 24) Tilitsverv på jaktlaget
- 25) Jaktkommune
- 26) Reiseavstand
- 27) Leid overnatting
- 28) Kostnader forbundet med elgjakten
- 29) Betalingsvillighet for å fortsette med elgjakt
- 30) Kjøttutbytte fra jakten
- 31) Betalingsvillighet for dette kjøttet
- 32) Minimal kompensasjon for å avstå fra elgjakt
- 33) Hundehold
- 34) Type jaktrett/leieforhold

Til alle:

- 35) Virkninger på jaktgleden av Tjernobyli-utslippet.
- 36) Brutto husstandsinntekt

Bare til de jegerne som er grunneiere selv:

- 37) Eid areal med rett til elgjakt
- 38) Avkastningen av denne elgjakten
- 39) Oppfatning om dagens fordeling av utbytte

Sammenlikner vi med resultatene fra Västerbotten i Nord-Sverige (Mattsson & Kriström 1987), bruker jegerne her 1-3 dager mindre til elgjakt enn i Norge. Jaktlagene har 2-4 dyr større kvote med noe høyere andel kalv, men utbyttet pr jeger er bare såvidt større på grunn av at det også er flere jegere på laget.

Jegernes kostnader for å utøve elgjakt i dagens situasjon er estimert til ca 1800 kr pr sesong. 2/3 av dette går med til leie av jaktrett, og er derfor for samfunnet i hovedsak en del av elgens nettoverdi, ikke en kostnad. De aller fleste av elgjegerne jakter der de bor. Bare 10 % av respondentene reiste mer enn 50 km en vei til jaktfeltet, og bare 9 % leide overnatting. Jegerne verdsetter kjøttet de fikk til 32 kr pr kg i middel. En sammenlikning med Mattsson & Kriström (1987) tyder på at de norske jegerne betaler vesentlig mer til grunneier for jakten enn de svenske, mens utgiftene til reise og skyteprøve mm. er mindre i Norge. Husstandenes inntekt er i gjennomsnitt ca 100.000 kr **netto** i Sverige, mens den er ca 190.000 kr **brutto** i Norge.

13.3.2 Betalingsvillighet og konsumentoverskudd

Hovedspørsmålet i spørreskjemaet er det som spør om jegerens betalingsvillighet (spm. 29). Som en del av metoden for å kontrollere ulike feilkilder er dette spørsmålet stillt på ulik måte til 8 ulike undergrupper av jegere, jfr. **tabell 13.2**. Versjonene 1-4 er like med hensyn til verdibegrep og spørreteknikk. Jegerne spørres om sin maksimale brutto betalingsvillighet for å fortsette å jakte elg som nå, og oppgir svaret ved å krysse av for det beløpet som passer for ham i en oppsatt skala av mulige verdier, jfr vedlegg. Trekker vi dagens kostnader fra dette svaret, får vi et estimat for hans netto rekreasjonsverdi, dvs. konsumentoverskuddet målt som ekvivalent variasjon (EV). Forskjellen mellom utformingen av versjon 1 og 2 er bare ulik ordbruk. Det er ikke spesifisert noen betalingsmåte i disse, mens versjon 3 og 4 avviker ved å ha spesifisert betalingsmåte til hhv. et offentlig fylkesvist elgskadefond og økte priser for jaktleie betalt til grunneier. De 4 ulike versjonene gir ikke signifikant forskjellige svar, men middeltallene er noe lavere for versjon 3 og 4 dersom et mulig "protestsvar" på 40.000 kr utelates. Det var ingen forskjell i svarprosent heller. Dette er et viktig moment i tolkningen av resultatene, siden vi på forhånd forventet betydelig større avvik mellom versjonene. Spesielt spørsmålsversjon 4 ble utformet nettopp med sikte på å få fram eventuelle konflikter mellom grunneiere og jegere omkring prisnivået (store skader krever at grunneierne får rimelig betalt om elgstammen skal opprettholdes og viltvennlig skogbruk skal kunne drives). Det ser imidlertid ut til at respondentene har akseptert argumentasjonen i spørsmålet som saklig og relevant, og svart i samme omfang som for de andre versjonene.

I gjennomsnitt har jegerne en brutto betalingsvillighet på ca 3200 kr. Trekker vi fra kostnader på omkring 1800 kr, blir konsumentoverskuddet i størrelsesorden 1200-1400 kr. Av bruttoverdien på 3200 kan mellom 2200 og 3000 kr i følge jegernes egen verdsettning tilskrives kjøttutbyttet, mens resten (600-1000 kr) må være betinget av rekreasjonsopplevelsen.

Forskjellen mellom fylkene er tydelig for alle bruttoverdiene, der Hedmark viser større verdier enn Østfold. Konsumentoverskuddet er derimot svært likt i begge fylker. Sammenlikner vi med verdiene i den svenske undersøkelsen, er overensstemmelsen forbausende god. Fordelingen av bruttoverdien på kjøttverdi og rekreasjonsbetinget del blir imidlertid svært ulik, siden kjøttet er mye høyere verdsatt i Norge. **Tabell 13.3-5** viser noen av beregningene og tallverdiene i detalj.

Betalingsvilligheten oppgitt på spørsmål 29 er et anslag på bruttoverdien av hele jaktopplevelsen. Konsumentoverskuddet (EV) finnes ved å trekke de faktiske kostnadene fra brutto betalingsvillighet. Det er benyttet noen ulike kostnadsfaktorer som en illustrasjon. De øverste tallene er det beste anslaget.

Jegerne har også oppgitt hvor mye de maksimalt verdsetter kjøttet til. De fleste jegerne har fordelt kjøttmengden de mottar på andel som har tilfalt areal de eier og andel som de har mottatt for jegerjobben. Trekkes den samlede verdien av kjøttutbyttet verdsatt med denne prisen fra bruttoverdien, fås et anslag på verdien av selve rekreasjonsopplevelsen. Dette er samme beregningsmåte som Mattsson & Kriström (1987:43) benytter, slik at verdiene kan sammenlignes direkte. **Tabell 13.4** viser resultatene for versjon 1 som et eksempel. Verdiene i tabellen er framkommet ved å beregne alle variablene for hver enkelt jeger, og så beregne gjennomsnittet av hver variabel over alle jegerne. Siden antallet observasjoner varierer fra variabel til variabel, vil forholdet mellom de ulike gjennomsnittstallene ikke "stemme" ved direkte subtraksjon i tabellen.

Tabell 13.5 viser et utdrag av resultatene stillt opp mot Mattsson og Kriströms resultater. Gruppe I i det svenske materialet er helt tilsvarende vårt materiale med hensyn til utforming av både kostnads- og betalingsvillighetsspørsmålet. I gruppe II er det spurt etter konsumentoverskuddet direkte (kostnader ut over dagens nivå), og bruttoverdien er beregnet som summen av dette svaret og de totale kostnadene fra et uspesifisert kostnadsspørsmål.

13.3.3 Ja/nei som spørsmålsform

Som et alternativ til spørreformen med betalingskort, benytter versjon 5-8 av spørsmål 29 et ja/nei-spørsmål til en bestemt foreslått

Tabell 13.2. Oversikt over de ulike formuleringene i spørsmål 29. - Overview og the different wordings of question 29.**Versjon Formulering - Version Wording****1) Dette er grunnversjonen:**

Tenk deg først at du kan drive den samme elgjakten som du gjorde i 1986 i framtida. Du er med i det samme jaktlaget, og du jakter i samme terreng med samme fellingskvote, og det er like mye elg som det var i 1986. Det eneste som er forskjellig er at det koster deg mer å drive jakten.

HVA ER DE STØRSTE TOTALE UTGIFTENE TIL ELGJAKTEN DU ER VILLIG TIL Å BETALE PR ÅR FØR DU VELGER Å SLUTTE MED ELGJAKT?

2) Hele første avsnitt er likt med versjon 1. Ny spørsmålssetning er:

HVOR MYE PENGER KUNNE DU MAKSIMALT TENKE DEG Å BRUKE PR ÅR TIL LEIE AV TERRENG, VÅPEN, REISER, FELLINGSavgift M.M. FOR Å FÅ FORTSETTE MED ELGJAKTEN?

3) Betalingsmåten er spesifisert som en ny fellingsavgift til et offentlig fylkesvis elgfond:

Den kraftige veksten i elgstammen de siste 15 årene har gitt grunnlag for stadig større fellingskvoter. Men det har også blitt større problemer med beiteskader på skog og innmark, og flere trafikkulykker med elg. Skal vi kunne opprettholde en stor elgstamme i framtida, er det nødvendig å erstatte de skadene som oppstår, og sette i verk viltstelltiltak som kan øke beitetilgangen og redusere skadene.

For å dekke utgiftene til slike tiltak og erstatninger vil myndighetene opprette et elgfond i hvert fylke. Inntektene til fondet skal komme fra en egen fellingsavgift for all elg som skytes i fylket.

Tenk deg nå at du kan drive den samme elgjakten i framtida som du gjorde i 1986. Både jaktlag, terreng, fellingskvote og elgstamme er det samme som i 1986. Det eneste som er forskjellig, er at det blant annet på grunn av den nye fellingsavgiften koster deg mer å drive jakten.

SAMME SPØRSMÅLSSETNING SOM VERSJON 2.

4) Betalingsmåte er økte priser til grunneier:

Den kraftige veksten i elgstammen de siste 15 årene har gitt grunnlag for stadig større fellingskvoter. Men det har også blitt større beiteskader på skog og innmark. Skal vi kunne opprettholde en stor elgstamme i framtida, krever det at grunneierne får rimelig godt betalt for elgjakten. De vil da få bedre muligheter til og større interesse for å drive viltvennlig skogbruk og aktivt viltstell, og de kan tåle større beiteskader.

Tenk deg nå at du kan drive den samme elgjakten i framtida som du gjorde i 1986. Både jaktlag, terreng, fellingskvote og elgstamme er det samme som i 1986. Det eneste som er forskjellig, er at det koster deg mer å drive jakten.

SAMME SPØRSMÅLSSETNING SOM VERSJON 2.

5) Spørreformen er ja/nei-spørsmål. Hele første avsnitt er likt med versjon 1. Ny spørsmålssetning er:

VILLE DU HA BLITT MED PÅ ELGJAKTEN HVIS DE ÅRLIGE UTIFTENE DINE BLE 500 KRONER STØRRE ENN DE VAR I 1986?

6) Som 5, men med 1.000 kr i stedet for 500 kr i spørsmåls-setningen.

7) Som 5, men med 2.500 kr i stedet for 500 kr i spørsmåls-setningen.

8) Som 5, men med 5.000 kr i stedet for 500 kr i spørsmåls-setningen.

Tabell 13.3. Oversikt over svarene på spørsmål 29. - Presentation of the answers to question 29.

	Jegergruppe ¹⁾ Hunter category		Versjon - Version			
		1	2	3	4	
% av utsendte skjema	B	37,5	12,5	12,5	12,5	
% av innkomne skjema	B	36,5	10,7	11,7	14,1	
Antall svar på spm. 29	B	232	66	74	92	
	Ø	92	23	27	41	
	H	140	43	47	51	
Minimumsverdi	B	0	0	0	0	
	Ø	0	0	0	0	
	H	0	750	500	1.000	
25 %-kvanteren	B	1.000	1.000	1.000	1.000	
	Ø	500	500	500	500	
	H	2.000	2.000	1.500	2.000	
Medianverdi	B	2.500	2.500	2.000	2.000	
	Ø	1.000	1.000	1.000	1.500	
	H	3.000	3.000	2.500	3.000	
Middelverdi	B	3.258	3.356	2.822	3.197	
	Ø	2.200	1.598	1.893	2.259	
	H	3.954	4.297	3.356	3.951	
Standardavvik	B	2.975	3.190	2.810	4.486	
	Ø	2.704	1.526	2.328	2.428	
	H	2.949	3.455	3.095	5.505	
75 %-kvanteren	B	4.250	5.000	4.000	4.500	
	Ø	2.500	2.500	2.000	3.000	
	H	5.000	5.000	4.500	5.000	
Maksimumsverdi	B	20.000	15.000	17.500	40.000	
	Ø	12.500	5.000	10.000	10.000	
	H	20.000	15.000	17.500	40.000	
Versjon - Version		5	6	7	8	
% av utsendte skjema		6,2	6,3	6,2	6,3	
% av innkomne svar		6,2	6,8	6,5	7,3	
Antall svar på spm. 29	B	41	46	44	49	
	Ø	22	22	21	16	
	H	19	24	23	33	
Bud, Kv		500	1.000	2.500	5.000	
% som svarer "nei"	B	22,0	39,1	63,6	98,0	
	Ø	36,4	50,0	71,4	93,8	
	H	5,3	29,2	56,5	100,0	

1) B = Begge fylker, Ø = Østfold og H = Hedmark.

Tabell 13.4. Beregnet konsumentoverskudd og rekreasjonsverdi for aktive elgjegere, kr pr år. Kjøttmengde og -pris i kg og kr/kg. -
Calculated consumer surplus for moose hunters, NOK per year. Meat quantity and price in kg and NOK/kg.

Versjon 1 Variabel 1)	N	Totalt/Total		Maks.	St.d.	N	Østfold		Hedmark	
		Min.	Middel				Middel	N		
Middel										
(a) Bruttoverdi	232	0	3.258	20.000	2.975	92	2.200	140	3.954	
(b) Kostnader	LK	238	0	1.808	20.550	2.549	99	756	139	2.557
	HK	239	0	2.237	20.550	2.822	99	1.124	140	3.023
(a-b) Konsument- overskudd	LK	228	-18.050	1.433	11.850	2.605	92	1.463	136	1.413
	HK	229	-18.050	1.002	11.450	2.639	92	1.088	137	945
	LK+B	201	0	1.829	11.850	2.141	84	1.612	117	1.985
	LK+N	228	0	1.613	11.850	2.095	92	1.472	136	1.708
(d) Kjøttverdi	237	0	33	70	11	98	31	139	35	
(e) Kjøttmengde	T	230	0	90	3.200	218	98	87	132	92
	J	234	0	60	260	47	99	39	135	76
(f) Total kjøtt- verdi	T	227	0	3.064	02.400	7.364	97	2.838	130	3.233
	J	230	0	2.002	10.920	1.715	97	1.113	133	2.651
(a-f) Rekreasjons- verdi	T	221	-25.396	587	16.480	3.425	92	381	129	734
	J	226	-3.420	1.228	16.480	2.605	92	1.072	132	1.337
	J+B	156	16	2.098	16.480	2.652	66	1.709	90	2.384
	J+N	224	0	1.461	16.480	2.413	92	1.226	132	1.625

1)

LK = Lavt kostnadsanslag, dvs. sum spørsmål 28 a + b + c.

HK = Høyt kostnadsanslag, dvs. sum spørsmål 28 a + b + c + d + e.

B = Anslag beregnet når alle observasjoner med negativ verdi er kuttet ut.

N = Anslag beregnet når alle observasjoner med negativ verdi er satt til null.

T = Total kjøttmengde mottatt.

J = Kjøtt mottatt som jegerandel

økning i kostnadene som spørreform. Resultatene av denne spørreformen må analyseres ved hjelp av en sannsynlighetsmodell før verdierestimer kan finnes. Flere ulike metoder for å gjøre dette er prøvd ut, bl.a. vanlig logistisk regresjon, en variant kalt "censored logistic regression" (Cameron 1988), og Ayers ikke-parametriske metode (Kriström 1989a). Resultatet av disse beregningene er et direkte estimat for EV, siden spørsmålet er stilt om en økning av kostnadene ut over dagens nivå. Middelerdien blir omkring 1800 kr, som er noe høyere enn hovedestimatet på 1200 kr. Ulike justering-

er for å gjøre beregningsmåtene mer sammenlignbare reduserer forskjellen betydelig, men fjerner den ikke helt.

Ved hjelp av et spørsmål om hvilken kompensasjon jegerne minst vil kreve for å selge retten til elgjakt for et år, er konsumentoverskuddet også bestemt som kompenserende variasjon (CV). Det er forutsatt at man ikke kan jakte elg noe annet sted dette året, men gjerne kjøpe seg annen type jakt for salgsinntekten. Verdiene her blir 4-6 ganger større enn hovedestimatet for EV. Dette er et normalt for-

Tabell 13.5. Sammenlikning av resultatene med Mattsson & Kriström (1987:43). Verdien av NOK og SEK er tilnærmet lik. - Comparisons of the results derived in table 13.4 with Mattsson & Kriström (1987:43). The exchange rate of NOK to SEK is approximately 1.

Variabel	Norge (NOK)		Sverige (SEK)	
	Versjon 1 N Middel	Versjon 2 N Middel	Gruppe I N Middel	Gruppe II N Middel
(a) Brutto verdi	232 3.258	66 3.356	81 3.358	72 2.931
(b) Kostnader	238 1.808	65 2.208	81 1.754	72 1.595
(a-b) Konsumentoverskudd	228 1.433	64 1.208	81 1.604	72 1.336
(d) Kjøttverdi	227 3.064	64 2.835	81 1.840	72 1.802
(a-d) Rekreasjonsverdi	221 587	62 434	81 1.518	72 1.129

holdstall i denne typen studier. Ulike årsaker til avviket er diskutert. Disse omfatter bl.a. generelle forhold som at folk er mer vant til å være i kjøpers enn i selgers sted, at man har en psykologisk "tap-saversjon", og spesielle argumenter om at for noen er jakten en så spesiell verdi at den vanskelig kan erstattes med noe som kan kjøpes for penger - iallefall ikke for den summen som man selv er i stand til å betale for elgjakten.

Totalt oppgir 42% av de respondentene som ikke hadde jaktet elg i 1986 positiv betalingsvillighet for å begynne med elgjakt. Betalingsvilligheten for å bli gjestejeger på et jaktlag varierer mellom 370 og 610 kr for 4 ulike kombinasjoner av fellingskvote og antall jegere på laget, noe som tyder på lav interesse for dette. Den brutto betalingsvilligheten for å bli fullt medlem av et jaktlag er større, mellom 1680 og 2530 kr pr sesong. Dette er likevel klart lavere enn for de aktive elgjegerne.

13.3.4 Faktorer som forklarer betalingsvilligheten

Det er som en innledning til den statistiske analysen gjennomført en korrelasjonsanalyse, som viser sammenhengen mellom jegerens betalingsvillighet og en rekke forklaringsvariable enkeltvis. De observerte samvariasjonene er i hovedsak i overensstemmelse med hypotesene for arbeidet. Et utvalg av de mest interessante variablene er analysert videre i regresjonsanalysen. En rekke ulike modeller er estimert. Her presenteres hovedresultatene i sammendrag for alle spesifiseringene. Som ventet er det bare en mindre del av variable-

ne som beholder sin forklaringskraft når mange variable legges inn samtidig i multiple analyser. En eller flere variable som angir **mengde elgjakt** inngår i alle regresjonsmodellene. Antall dager med elgjakt, kjøttutbyttet eller antall elg felt av laget, og antall elg felt av jegeren selv dette året, viser stabil forklaringssevne og oftest høyt signifikansnivå.

Blant variablene som beskriver **kvaliteten av elgjakten** er det færre som viser stabil forklaringssevne. Fellingsprosenten er ikke signifikant på 10% nivå i noen modell. Antall elg felt pr jegerdag er signifikant på 1% nivå både i korrelasjonsanalysen og i regresjonsmodell 2 og 12, ellers er det ikke signifikant på 10% nivå i noen modell. Videre er jegerne ved hjelp av "dummyvariable" delt i tre grupper etter jaktform (en "dummyvariabel" er en variabel som bare kan ha verdien 0 eller 1). Det er en viss tendens til at jegere som deltar i drivjakt med klapperkjede har lavere betalingsvillighet enn de som jakter på andre måter, men dette er ikke stabilt i alle modeller. Det er likeledes en tendens til at de som disponerer spesielt utstyr til transport av elg har høyere betalingsvillighet enn de som bærer elgen på ryggen eller bruker jordbrukstraktor. For begge disse aspektene gjelder at egenskapene ikke er likt fordelt geografisk, og vanskelig kan skilles fra regionale prisforskjeller.

Jegerens alder er den av indikatorene for **egenskaper ved jegeren** som har høyest signifikansnivå (1/1000) og mest stabil forklaringssevne. Den inngår i nesten alle modeller. Flere mulige årsaker til dette er diskutert. Den mest sannsynlige grunnen er at eldre folk er sterkere bundet til tidligere erfaring, og har vanskelig for å venne seg til stadig synkende pengeverdi og økende priser. Jegere som eier hund

har større brutto betalingsvillighet, men ikke større konsumentoverskudd enn andre jegere. Det er også en viss tendens til at medlemmer av jaktlag som har leid jakt på grunn ingen på laget eier, har høyere betalingsvillighet enn jegere som får adgang til jakt på andre måter. Grunneierne skiller seg ikke fra andre jegere som skaffer seg jaktrett via slektninger eller venner.

Jegerens **kostnader** ved dagens jakt inngår som høysignifikant forklaringsvariabel i alle modellene, med sterk hhv. positiv og negativ samvariasjon med brutto betalingsvillighet og netto konsumentoverskudd. Inntekten er signifikant bare i to modeller der minimal kompensasjon (CV), ikke maksimal betalingsvillighet (EV), er avhengig variabel. Ellers er ikke inntekten signifikant på 10% nivå i noen modell, hverken for regresjoner med betalingsvillighet, konsumentoverskudd, eller i korrelasjonsanalysen. Mulige årsaker til dette omfatter et uheldig valgt inntektsbegrep (husstandens bruttoinntekt, jegerens nettoinntekt kanskje bedre), underrepresentasjon av høye inntektsgrupper (ingen storbyområder med i utvalget), og skjevheter på grunn av såkalt ankringseffekt mellom dagens utgifter og betalingsvilligheten. Ankringseffekt betyr at jegerne i forsterk grad lar seg lede av dagens utgifter når de skal anslå sin maksimale betalingsvillighet. Dette vil evt. slå særlig sterkt ut for de med høye inntekter som potensielt vil betale mye mer enn i dag.

13.3.5 Totalverdien av elgstammen og marginalverdien av en elg

Den totale verdien av elgjakten i de to fylkene i 1986 er beregnet til ca 37 millioner. Dette utgjør 4650 kr målt pr elg felt, 34 kr målt pr kg kjøttavkastning, 300 kr målt pr jegerdag, og som nevnt ca 3200 kr målt pr jeger pr sesong. Den samfunnsøkonomiske verdien av å øke avkastningen med ett dyr i 1986, er estimert til mellom 1500 og 2000 kr. Marginalverdien øker til ca 3000 kr ved en reduksjon i elgstammen på ca 50%, og avtar til ca 1200 kr hvis elgstammen øker med 50%.

Dersom vi tenker oss at verdiene fra Østfold og Hedmark er representative for resten av landet, kan vi "blåse opp" tallene ved hjelp av fellingsstatistikken. 37 millioner for 7900 dyr i disse fylkene tilsvarer da ca 115 millioner kr for alle de 25000 elgene som felles i Norge. Dette er et relativt lavt tall, sammenliknet med tidligere overslag/gjetninger basert på antatt kjøttverdi (Sødal 1985, 1987, Solbraa et al 1987c). Grovt sett kan vi si at årsaken til dette er at man før har regnet med full verdi av kjøttet - ferdig slaktet og levert ved bilveg eller kjøkkendør, -og så tenkt seg at rekreasjonsverdien kom i tillegg til dette. Dette viser seg ifølge denne undersøkelsen ikke å holde stikk generelt. Det vil kanskje gjelde de første par dagene og de første elgene hver sesong. Men deretter begynner mangel på tid,

mangel på interesse etc. å gjøre seg gjeldende. Jegerne vil ikke ta jobben med å høste elg og selge den på markedet til dagens priser uten å tjene godt på det. Dette viser seg ved de lave marginalverdiene av ekstra fellinger ved høye elgtettheter, som er langt under kjøttverdien levert kjøper. Verdien av elgen "på rot" er altså lavere enn kjøttverdien levert kjøper. Rekreasjons- og kjøttverdien er langt på vei to sider av samme sak i elgjakten - i motsetning til småviltjakta.

Teoretisk er elgstammens størrelse optimal når marginalverdien av en ekstra elg er lik de marginale skadestnadene som elgstammen påfører samfunnet, jfr. **kapittel 11**. I de foregående 15 år har antallet elgjegere økt sterkt parallelt med økningen i elgstammen. I de to fylkene var det knapt 5700 jegere om felle 1600 dyr i 1971, mot 12000 jegere på 8700 dyr i 1985. Dersom dette er uttrykk for en varig årsakssammenheng, må endringer i antall jegere også trekkes inn når optimal elgstamme skal vurderes. Hvis antallet elgjegere endres med fellingstallet blir etterspørselskurven mye brattere enn om jegerantallet er konstant uansett elgtetthet. På bakgrunn av dette er en øvre og en nedre grense for endring i totalverdien av elgjakten ved endringer i elgstammens størrelse estimert.

13.4 Diskusjon av feilkilder i verdsettingsmetoden (CVM)

Bl. a. fordi verdsetting av miljøgoder ennå er noe relativt nytt og ukjent for mange, har vi lagt betydelig vekt på å diskutere de ulike feilkildene i metoden som er brukt. De viktigste forutsetningene og resultatene i vårt arbeid vurderes opp mot to amerikanske "state-of-the-arts"-arbeider for metoden (Cummings et al. 1986, Smith & Desvousges 1986). Feilkildene deles i to hovedgrupper, en for selve verdsettingen og rammen om denne (i), og en for datainnsamlingen (ii). Forskjeller i verddivurdering mellom ulike grupper av svarpersoner kan oppstå på grunn av ulik informasjon, og ulik grad av konkretisering av spørsmålene. Dette tolkes ikke som en feilkilde, men som et tegn på at respondentene reagerer på den informasjon de får ved svargivningen. Metodens hypotetiske karakter er både en av dens største styrker og største svakheter. Den kan benyttes i tilfeller der ingen andre metoder egner seg, men nettopp derfor kan det oppstå feil på grunn av manglende realisme. Slike problemer må angripes konkret i hvert tilfelle, og utgjør ingen definert feilkilde.

En undergruppe av feilkilder er ulike forhold knyttet til den situasjon og sammenheng som selve betalings spørsmålet stilles i, og de assosiasjoner dette skaper. Siden elgjegerne hvert år må vurdere hvor mye tid og penger de vil bruke på elgjakten, skulle de være meget

godt i stand til å svare på våre spørsmål. CVM-litteraturen konkluderer nokså entydig med at såkalte "strategiske svar" ikke kan påvises. Dette betyr at folk svarer sant, og ikke svarer usant med vilje for å påvirke resultatene på en måte de tror de vil ha fordel av. Vårt inntrykk er at folk virkelig gjør sitt beste for å svare så nøyaktig som de bare kan. Selv om det ikke kan sies noe sikkert om det forekommer strategiske svar i dette arbeidet, antar vi at den generelle konklusjonen vil holde her også. En eventuell underestimering skyldes i tilfelle antakelig andre forhold.

Vi antar også at spørsmålets spesifisering og respondentens oppfattning av godet som skal verdsettes heller ikke har skapt problemer for de aktive elgjegerne. For de jegerne som ikke jakter elg selv kan det derimot tenkes at utilsiktede assosiasjoner har oppstått i forbindelse med gjestejeger-alternativet. Det skulle heller ikke være spesielle problemer med at det hypotetiske markedet som forutsettes i undersøkelsen er urealistisk eller bryter med etiske prinsipper. Grunneierne skiller seg ikke ut fra de øvrige jegerne med hensyn til betalingsvillighet.

Flere viktige feilkilder er knyttet til framskaffelsen av selve verdiestimatet, dvs. selve betalingsvillighetsspørsmålets funksjon. Forskjeller mellom ulike betalingsmåter har tradisjonelt vært regnet hit, men dette blir nå med rette betraktet som et tema under spesifisering av godet som skal verdsettes. Ulike betalingsmåter har ulike egenskaper og ulik verdi i seg selv for den som skal betale for godet, og kan derfor ikke løsrives fra godets andre egenskaper. Det finnes ikke noen "riktig" eller nøytral betalingsform. I dette arbeid er realistiske alternativer benyttet (elgskadefond, økt betaling til grunneier). Det var som nevnt ikke signifikant forskjell mellom dem.

Det er også flere eksempler i litteraturen på at ulike spørsmålsformer fører til ulike svarfordelinger for samme gode. Bl.a. på grunn av manglende dokumentasjon av spørreskjemaene som er brukt i en rekke viktige arbeider, er det uklart hva disse forskjellene skyldes, og hvilke retninger de vil ta. Grovt sett synes de såkalte "iterative bidding games" (en budprosedyre ved personlig intervju der man spør om stadig nye summer inntil man når maksimal eller minimal verdi for respondenten) å gi høyere verdier enn både betalingskort og enkle åpne spørsmål, mens ja/nei-formatet kan gi avvik i begge retninger. Ulike formuleringer med hensyn til brutto/netto og mulighet for å oppgi negative svar kan også medføre avvik.

Det finnes også flere studier av startpunktskjevhet. Denne effekten bør etter vår oppfatning igjen ses som et eksempel på at respondentene oppfatter og utnytter den informasjonen de får. Et startbud, og evt. andre tall eller henvisninger til kjente verdier, tolkes som en angivelse av størrelsesorden for svaret, eller et gjennomsnittlig svar. Samme effekt kan ha gjort seg gjeldene i dette materialet, ved

at jegerne har oppgitt sin maksimale betalingsvillighet med dagens kostnader som utgangspunkt. Dette kalles også en anker-effekt.

13.5 Er betalingsvillighetstall til å stole på? Sammenlikning med noen eksempler på virkelige priser på elgjakt.

Cummings, Brookshire & Shultze (1986) oppgir nøyaktigheten til CVM-metoden til i størrelsesorden +/- 50%. På bakgrunn av dette synes våre resultater å være i svært god overensstemmelse med andre estimater. Den elgjakten som omsettes ved fritt salg gjennom skogeierforeningene oppnår priser som ligger i samme størrelsesorden som de høyeste betalingsvillighetene fra vår undersøkelse, noe som er rimelig. I Hedmark er prisen på elgjakt i dette markedet omkring 45 kr pr kg kjøtt, noe som tilsvarer en utgift på over 5000 kr pr mann bare for leie av terreng. En prisundersøkelse blant utmarkslagene i Hedmark i 1986 viste priser på omkring 1500 kr pr voksen og 600 kr pr kalv i gjennomsnitt for 25 lag med grunneierjakt, og hhv. 2000 kr og 750 kr for 17 lag med utleie til andre. Dette er et nivå som stemmer godt med våre resultater. Et materiale over alle anbud på jakten i Furnes Almanning som er kommet inn etter åpen utlysning av jakten 1965-86 viser også verdier i øvre del av fordelingen av betalingsvillighet. Gjennomsnittlig anbudsbeløp for alle år er 6333 1985-kr pr dyr, og marginalverdien av et ekstra dyr er mellom 5200 og 6500 kr.

Sikkerheten i CVM-metoden kan også vurderes ut fra stabiliteten i estimeringene i studier til ulik tid og sted av samme goder. Det er derfor betryggende at forholdet mellom verdien av elgjakten i vår studie og verdien av lakse- og ørretfiske i fem norske studier av fritidsfiske er i overensstemmelse med resultatene av en rekke amerikanske studier sammenstillt av SORG & LOOMIS (1984). Det viser seg at målt pr rekreasjonsdag har storviltjakt omkring samme verdi som godt laksefiske, mens vanlig ørretfiske har omkring halvparten så stor rekreasjonsverdi.

13.6 Konklusjon

Denne undersøkelsen har estimert bruttoverdien av elgjakten i Østfold og Hedmark fylker i 1986 til ca 3200 kr pr jeger, eller ca 37 millioner kroner totalt. Regnet pr dyr og pr kg kjøtt blir middelverdien av jakten henholdsvis 4650 kr og 34 kr. Dette er en noe lavere verdi enn antatt på forhånd. En mulig årsak til en eventuell underestimering er anker-effekt av dagens kostnader. De observerte forskjellene mellom svarfordelingen ved betalingskort- og ja/nei-for-

matet, og den svært høye korrelasjonen mellom kostnader og betalingsvillighet, kan tyde på at en slik effekt finnes.

Spørreskjemaet synes ellers i hovedsak å ha fungert godt, og regresjonsanalysen viser utslag for de ulike forklaringsvariable i rimelig samsvar med hypotesene. Jegerens kostnader til dagens jakt, hans alder, kjøttutbytte og antall dager han bruker til elgjakt er de beste forklaringsfaktorene for betalingsvilligheten. Inntekten viser ikke signifikant sammenheng med betalingsvilligheten i noen regresjonsmodell. Den svært gode overensstemmelsen med en tilsvarende undersøkelse i Sverige (Mattsson & Kriström 1987), og med de faktiske prisene på den jakten som omsettes for fritt salg, styrker tiltroen til resultatene og CVM som metode for verdsetting av goder som ikke har markedspris.

Ved eventuelle videre studier innen samme tema vil vi anbefale å opprettholde vekten på konstruksjon av spørreskjema. Videre vil vi foreslå å inkludere jegere fra Oslo/Akershus og kanskje de andre store byene i samlet, å prøve alternative inntektsbegrep, og å undersøke forholdet mellom betalingskortet og ja/nei-formen på betalingsvillighetsspørsmålet videre.

14 Beskatningsmodeller

14.1 Innledning

Et kjennetegn for debatten omkring den skandinaviske elgforvaltningen har vært diskusjonen omkring av holdbarheten av diverse regne-eksempler som viser eller forkaster foretrekkeligheten av diverse avskytningsalternativer. Dette gjelder kanskje spesielt spørsmålet om kalveandelen i avskytingen siden mange jegere har hatt en motvilje mot å skyte kalv. I debattens hete har det ofte vært lett å glemme de biologiske (og forvaltningsmessige) forutsetningene som slike modeller baserer seg på. Skjult i til dels kompliserte beregninger ligger helt bestemte antagelser for hvordan dyrene, og i sin tur bestandene, oppfører seg. I mange tilfeller kan det derfor være vanskelig å oppdage hvilke antagelser som data-maskinen er avhengig av for å kunne foreta utregningen. Resultatet blir derfor at man lett kommer i fare for å foreslå forvaltningsopplegg som ikke samsvarer med de biologiske realiteter i naturen. Den ønskede effekt kan derfor bli helt forskjellig fra det man i utgangspunktet ønsker seg.

Et spesielt problem når det gjelder elgforvaltningen er at flere forhold i elgens biologi kan ha stor - og til dels motvirkende - betydning for effekten av en valgt avskytingsstrategi. For å kunne isolere de faktorer som er spesielt viktige for elgens bestandsutvikling, har vi valgt å presentere analysene på to nivå. Først vil vi illustrere logikken i beregningene ved å analysere en hypotetisk elgbestand med en svært forenklet livshistorie. Deretter vil vi overføre disse prinsippene til analysene av en simuleringsmodell hvor mye av dagens tilgjengelige viten er innebygget, men hvor det er vanskelig å isolere hvilke enkeltfaktorer som påvirker utfallet av beregningene.

14.2 Analyser av en forenklet elgmodell

Et problem med analyser av modeller av elgbestander er at flere forhold ved elgens reproduksjonsbiologi kan ha stor betydning for bestandsveksten. Både variasjoner i tidspunkt for kjønnsmodning, tvillingrate og kalvkuprosent kan hver i seg selv ha stor betydning på bestandsutviklingen. Som vi har sett (**kapitlene 9 og 10**), avhenger disse parametrene av både størrelse og alder av dyret. Spesielt viktig blir effekten av variasjoner i disse faktorene når samvirket mellom beite og elgbestand skal modelleres.

For å illustrere prinsippene i analysene har vi tatt utgangspunkt i den forenklete bestandsmodellen presentert av Solbraa (1989).

Oppbygningen av modellen er presentert i **Appendiks A.1**. Her vil vi bare understreke at beregningene er bygd på følgende forutsetninger:

1. Eldre kyr har fra de er 2 1/2 år gamle i gjennomsnitt 1 kalv ved jaktstart.
2. Vi antar at beiteinntaket om vinteren til kyrne og oksene er det dobbelte av kalvenes, mens åringene spiser 50 % mer enn kalvene (se **kapittel 3**).
3. Slaktevekten av kalv, åring, voksen ku og okse settes til henholdsvis 70, 130, 160 og 180 kg.
4. Bestandsstørrelsen skal være stabil (gitt ved likn. A.1). Dette innebærer at antallet dyr av hver type (kalv, åring og voksen) like før kalving må være lik antallet året før.
5. Vi krever at et visst antall eldre (2 1/2 år eller mer) okser pr. eldre kyr må være til stede ved jaktstart (se likn. A.2).
6. Beitebelastningen skal ikke overstige et visst nivå gitt ved likn. A.3. En nærmere presisering av forutsetningene er gitt i **Appendiks A.1**.

La oss anta at vi i denne bestanden er i stand til å ta ut nøyaktig det ønskete antallet dyr gjennom jakta. Vi stiller oss spørsmålet om hvordan avskytingen skal være for å oppnå høyest mulig kjøttavkastning samtidig som beitebelastningen ikke overstiger et visst nivå. Eller for å si det med andre ord: Vi vil beregne nøyaktig hvor mye elgkjøtt et gitt vinterbeite maksimalt kan produsere når vi kjenner elgstammens produktivitet.

I en elgbestand med de foreliggende egenskaper kan vi beregne denne avskytingspolitikken nøyaktig. Behovet for prøving og feiling med ulike avskytningsalternativer i en data-maskin for forskjellige bestands-sammensetninger blir dermed unødvendig.

Beregningene er basert på et krav om stabilitet. Gitt at denne forutsetningen er oppfylt, vil vi skyte det antallet dyr som gir størst kjøttmengde samtidig som beitebelastningen ikke overstiger en viss grense som vi velger. Disse beregningene er vist i **Appendiks A.1** hvor modellen er beskrevet i detalj.

Eks. 1: Lav naturlig dødelighet

Først antar vi at all naturlig dødelighet skjer blant kalvene. 10 % av de dyrene som er til stede ved jaktstart dør av andre årsaker enn jakt. Dette antallet trekkes i fra etter at vintarbeiteperioden er avsluttet. Valg av parameterverdier er beskrevet i **Appendiks A.1.3**.

Beregningene av avkastningen av denne hypotetiske elgbestanden illustrerer en del generelle prinsipp. For det første er sammensetningen av avskytingen som må tas ut for å maksimere kjøttavkastningen svært avhengig av kjønnsforholdet i stammen (**figur 14.1**). Ved en lav okseandel i stammen skal beskatningen legges ho-

vedsaklig på åringene. Dersom andelen okser i bestanden øker, skal en større del av beskatningen legges på voksne dyr. For det andre oppnås i denne bestanden maksimal kjøttavkastning ved å unngå beskatning av kalv. Dette overenstemmer med resultatene fra en annen modell (Solbraa 1989).

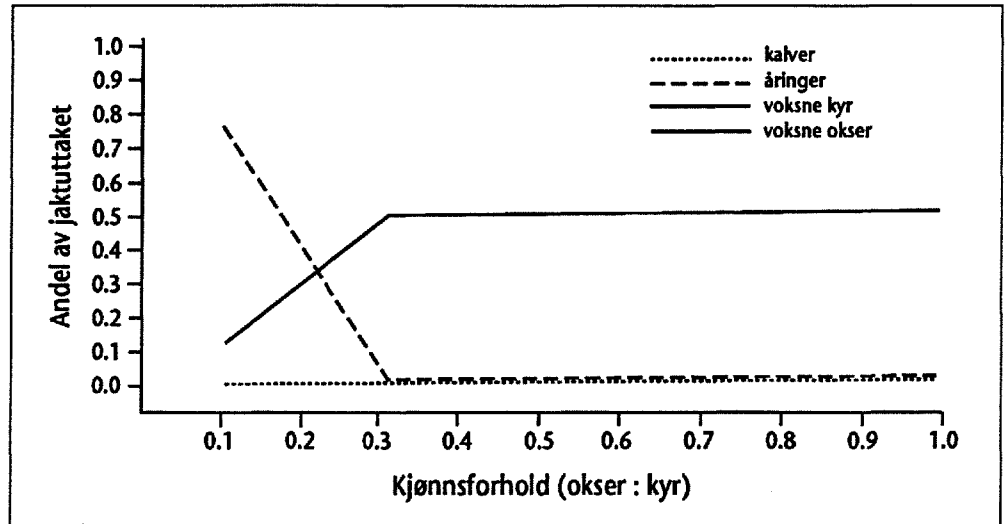
Eks. 2: Effekten av økt naturlig dødelighet

Dersom vi øker den naturlige dødeligheten i modellen vår, får dette store konsekvenser for valg av avskytningspolitikk (**figur 14.2**). For å bedre realismen i beregningene antar vi at en høy beskatning av ku medfører en økt andel av morløse kalver i bestanden og at disse har høyere dødelighet enn kalver som følger mora (f.eks. henholdsvis 60 og 10 %). I dette eksemplet forekommer også naturlig dødelighet blant de andre kategoriene dyr (se **appendiks A.1.3** for en nærmere beskrivelse av de valgte parameterverdiene). I forhold til den optimale avskytningspolitikken i eks. 1 (**figur 14.1**) må vi foreta et dramatisk skifte i beskatningsmønster for å oppnå en maksimal kjøttavkastning (**figur 14.2**). Når en større andel av dyrene dør av andre årsaker enn jakt, skal vi (for ellers de samme verdier som i eks. 1) legge avskytingen nesten utelukkende på åring og bare skyte et fåtall kyr! Den store endringen i den optimale avskytningspolitikken som en endring av antagelsene medførte (**figurene 14.1 og 14.2**) illustrerer også at en avskytningspolitikk ensidig basert på en maksimalisering av kjøttavkastning kan være svært følsom for variasjoner i den naturlige dødeligheten i bestanden.

Disse analysene illustrerer et forhold som ofte opptrer i slike beregninger: resultatene (avskytningspolitikken) kan være svært følsomme for små endringer i antagelsene. I **appendiks A.1.4** er effektene av å endre på ulike forutsetninger behandlet i detalj. Disse analysene viser at dramatiske endringer i den optimale beskatningen kan skje dersom det skjer endringer i de biologiske forutsetningene i bestanden.

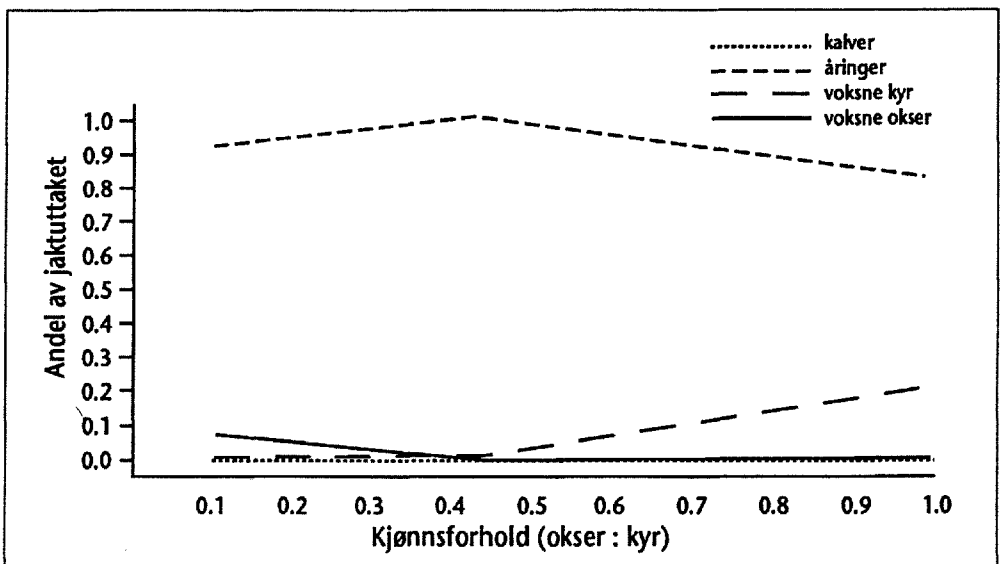
Eks. 3: Usikkerhet i beskatningstrykk

La oss gå enda et steg videre og ikke bare endre på de biologiske forutsetningene. Vi har nemlig i de to foregående eksemplene antatt at jegerne er i stand til å ta ut det nøyaktige antallet dyr. I praktisk elgforvaltning vil det imidlertid være umulig å bestemme nøyaktig hvor mange dyr som blir tatt ut i løpet av jakta. Dette fordi elgen har et levesett som gjør det vanskelig å bestemme stammens størrelse og kalveproduksjonen. Selv om en likevel skulle klare dette, vil det likevel være vanskelig for jegerne å skyte nøyaktig det antallet dyr som er ønskelig. Jegeren kan ikke på samme måte som bonden plukke ut det antall dyr som skal slaktes. Et vellykket forvaltningsopplegg vil ofte være avhengig av at den langsiktige utviklingen av stammen påvirkes minst mulig av avvik fra det optimale antallet som ønskes tatt ut.



Figur 14.1

Resultatene fra en forenklet deterministisk modell (se tekst). Figuren viser sammensetning av jaktuttaket som gir en optimal avkastning av elgstammen som en funksjon av kjønnforholdet i stammen uten at forbruket av vinterbeitet overstiger et visst nivå. Vi antar her 10% kalvedødelighet som den eneste naturlige avgang utenom jakt. Uttaket av voksne kyr og voksne okser blir likt, og den heltrukne kurven viser uttaksandelen både av voksne kyr og voksne okser. - The results from the simplified deterministic model of the population dynamics of the moose (see text for further description). The figure shows the composition of the hunt which gives the optimal yield as a function of the population sex ratio, under the constraint that the total resource consumption should be kept under a predetermined fixed level.



Figur 14.2

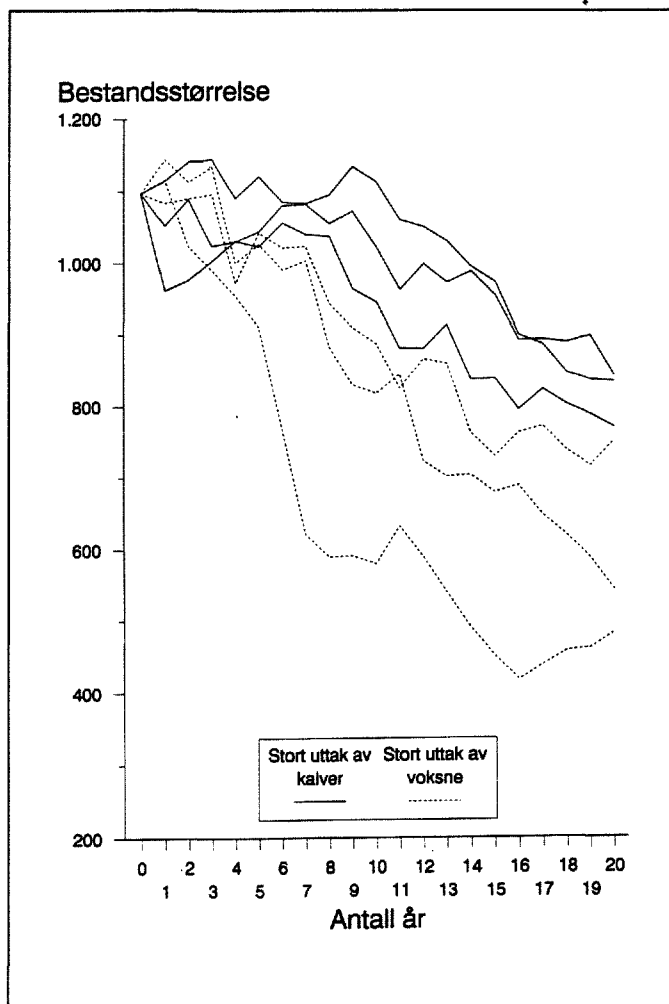
Resultater fra en forenklet deterministisk modell (se tekst): Sammensetning av jaktuttaket som gir en optimal avkastning av elgstammen som en funksjon av kjønnforholdet i stammen uten at forbruket av vinterbeitet overstiger et gitt nivå. Vi antar at 60% av kalvene med fraskutt mor dør, se ellers teksten for nærmere beskrivelse av parametrene. - As Figure 14.2, but 60% of the calves without mother after the hunting season dies during the winter.

For å undersøke hvor følsom stammen er for små avvik fra det optimale forvaltningsopplegget er datamaskinen tatt i bruk. Det er innlysende at i en bestand hvor kyrne kun dør av jakt som i det første eksemplet vi analyserte (jfr. **figur 14.1**) vil det mest stabile jaktutbyttet oppnås med bare å skyte kalv fordi ved å spare kyrne vil vi da få en konstant rekruttering til stammen.

For å gjøre simuleringene mer realistisk for praktisk forvaltning har vi derfor benyttet verdiene for naturlig dødelighet som ble benyttet i eks. 2. Først er det beregnet hvor mange dyr som må skytes for å holde stammen i likevekt. Vi antar så at et lite tilfeldig avvik skjer fra dette antallet, slik at størrelsen på stammen etter jakta derfor avviker litt fra det som vi hadde tilsiktet. Dette gjentar vi i 20 år. Dersom vi har valgt et avskytingsalternativ som er robust mot tilfeldige variasjoner, skal stammen til slutt etter disse årene avvike lite fra utgangspunktet. Vi bør også finne at stammestørrelsen varierer lite etter 20 år dersom vi gjentar samme opplegg en rekke ganger (i dette tilfellet 1000). Dersom dette ikke er tilfelle, vil utviklingen i stammen være svært følsom for tilfeldige variasjoner i utfallet av jakten.

Simuleringene viste at utviklingen av elgstammen var svært følsom for valg av avskytingspolitikk (**figur 14.3**). Dersom vi legger beskatningen på voksen ku og okse (som maksimaliserer kjøttavkastningen på kort sikt), kan bestandsstørrelsen etter 20 år bli under halvparten av den stammen vi ville ha fått ved å skyte 60 % av kalvene i bestanden! En av årsakene til denne markerte effekten er at ei ku både representerer seg selv og en kalv kommende vår. Utviklingen av stammen blir dermed spesielt følsom for variasjon i antallet av denne gruppen. En så skeiv utvikling vil imidlertid i praksis kunne korrigeres underveis f.eks. ved hjelp av "sett-elg"-observasjonene.

Valg av en avskytingspolitikk med ensidig vekt på en avskyting av en overvekt av voksne dyr har også en annen effekt på bestandsutviklingen. Selv om utgangsbestanden hver gang er den samme, vil vi selv om vi gjennomfører samme avskytingspolitikk få en stor **variasjon** i størrelsen på sluttstammen etter 10 år. Allerede etter et fåtall sesonger ser vi at bestandsstørrelsen varierer mye fra simulering til simulering selv om avskytingspolitikken og utgangsbestanden er den samme fra gang til gang (**figur 14.3**). Derimot vil slike tilfeldige avvik ha langt mindre effekter dersom beskatningen blir lagt på kalv. Vi ser fra **figur 14.3** at bestandsutviklingen med kraftig kalveskyting blir langt mindre variabel fra gang til gang. Med andre ord vil tilfeldige variasjoner i avskytingspolitikken få en langt mindre innvirkning på bestandsutviklingen og dermed gi lavere variasjon i avkastningen enn om vi skyter mye voksne dyr.



Figur 14.3

Simuleringer av bestandsutviklingen til en bestand med parametre som i **figur 14.2** med usikkerhet i uttaket (se **appendiks A.2** for beskrivelse av simuleringmodellen). I den ene bestanden (heltrukken linje) er overlevelsessannsynlighetene 1, 0.21, 0.99 og 1 for henholdsvis kalv, åring, voksen ku og voksen okse. I den andre bestanden sparer vi kalv og åring, gjennom at beskatningen skjer utelukkende på voksne dyr. Her er da overlevelsessannsynligheten 0.79 for voksen ku og 0.57 for voksen okse. Hver enkelt kurve representerer 1 simulering. - Simulations of the population trajectories in a population with similar parameters as in Figure 15.2 (see **Appendix A.2** for a description of the model).

14.3 En simuleringsmodell av en ressursbegrenset elgbestand

14.3.1 Innledning

En forvaltning av langtlevende arter som elg, krever bruk av bestandsmodeller. Årsaken til dette er at små effekter kan virke over flere år, slik at konsekvensene for bestandsutviklingen kan bli stor. På samme måte kan slike modeller brukes til å forutsi effekten av ulike inngrep i leveområdene.

En realistisk bestandsmodell for elg må oppfylle følgende krav:

- * Tetthetsavhengige effekter på fekunditet og dødelighet må være til stede.
- * Bestandparametre må kunne varieres som en funksjon av tilfeldige variasjoner i sommer- og vinterklima.
- * Effekten av ulike avskytningmønstre må kunne vurderes. I dette ligger også en mulighet for å anslå betydningen av et feilslått jaktuttak.
- * Dynamikken mellom elg og vinterbeite må beskrives.

Disse kravene er motivert ut fra de resultater som er presentert i de foregående avsnitt. Analysene av bestandene på Sørlandet og Nord-Trøndelag på ulike stadier i bestandsutviklingen viste at fekundite-

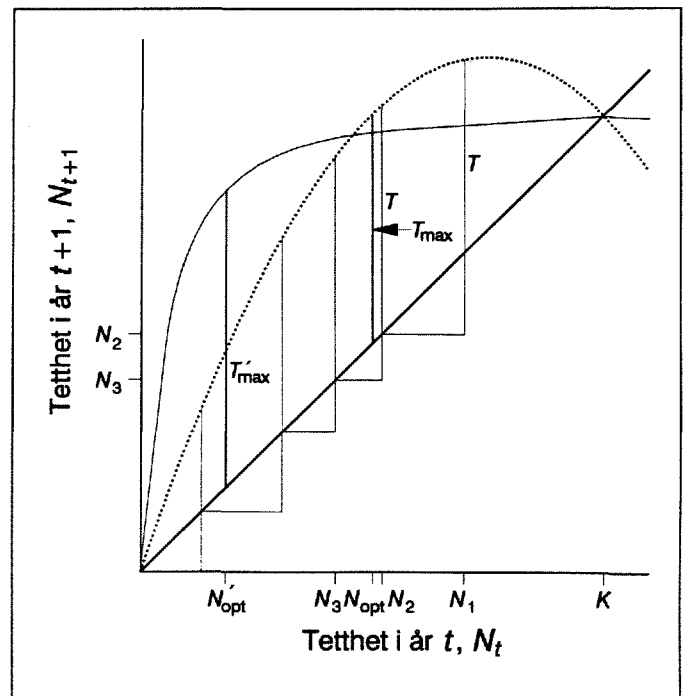
ten endret seg (Sæther et al. upublisert). Ved stor tetthet ble det funnet lavere vekter, noe som medførte forsinket kjønnsmodning og lavere kalveproduksjon blant de yngste aldersklassene.

Slike tetthetsavhengige effekter kan ha stor betydning for utfallet av en gitt avskytningpolitikk. Dette kan illustreres ved en enkel grafisk framstilling. For at bestanden skal holde seg konstant må antallet året etter være lik antallet foregående år. Dette innebærer at $N_t = N_{t+1}$. Alle disse punktene ligger i **figur 14.4** langs den rette linja med hellingsvinkel 45° . Den krumme prikkete kurva i **figur 14.4** beskriver bestandsstørrelsen det følgende året dersom bestanden hadde fått utviklet seg fritt. Den krumme formen skyldes at rekrutteringen avtar med tettheten ettersom bestanden nærmer seg den økologiske bæreevnen, K . Ved denne bestandsstørrelsen er antallet som produseres akkurat tilstrekkelig til å erstatte de dyrene som dør naturlig. Antallet dyr som kan skytes uten at bestanden desimeres utgjøres dermed av forskjellen mellom den krumme og den rette kurva. Den maksimale avkastningen oppnås hvor denne forskjellen er størst, T_{max} . Dette skjer ved tetthet N_{opt} .

La oss foreta følgende tankeeksperiment for å illustrere den forvaltningsmessige betydningen av en tetthetsavhengig rekruttering. Vi antar at maksimal avkastning (T_{max}) ønskes av stammen. Vi har N_1 dyr til stede i bestanden. Vi tar ut litt mer (T) enn den maksimale avkastningen, T_{max} . Dette innebærer at neste år har bestandsstørrelsen

Figur 14.4

En grafisk representasjon av sammenhengen mellom bestandsstørrelsen et år og bestandsstørrelsen året etter i to bestander (hel og prikket kurve) med tetthetsavhengig regulering. K er bæreevnen i begge bestandene. T_{max} og T'_{max} er den maksimale avkastningen i de to bestandene ved henholdsvis tettheten N_{opt} og N'_{opt} . Se tekst for nærmere forklaring. – A graphic representation of the relationship between the population sizes in year $t+1$ and t in two populations (full and stipled line) with density dependent regulation. K is the carrying capacity. T_{max} and T'_{max} are the maximal yields at the density N_{opt} and N'_{opt} in the two populations, respectively. See text for further explanations.



p.g.a. nedgangen i rekruttering p.g.a. for stor avskytnings sunket til bare N_2 dyr. En fortsatt opprettholdelse av en avskytnings av T dyr vil da medføre en svært rask desimering av stammen.

En betraktning av **figur 14.4** viser også at **formen** på sammenhengen mellom rekruttering og bestandstetthet har stor betydning for utfallet av et avvik fra en ønsket avskytnings. Dersom effekten av tetthet først intrer når bestanden nærmer seg K (den prikkete linjen i **figur 14.4**), vil en overbeskatning ($T > T_{max}$) kunne ha stor negativ effekt på denn videre bestandsvekst. Disse betraktningene viser derfor at **formen** på de tetthetsavhengige effektene har stor betydning for å kunne forutsi effekten av en avskytningspolitikk for bestandsutviklingen.

Tilfeldige variasjoner i været kan også ha stor betydning for elgens bestandsdynamikk. Temperatur og nedbørsforholdene spesielt den første delen av sommeren har på samme måte som tettheten stor betydning for størrelsen på dyrene i de yngste aldersgruppene (Sæther 1985). Snøforholdene om vinteren kan også ha en tilsvarende effekt. I milde vintre og snøfattige vintre kan kalvene beite blåbærling utover vinteren, noe som gir store åringer og tidlig kjønnsmodning (**kapittel 9**). Store snømengder derimot medfører nedsatt kondisjon (Sæther og Gravem 1988). En bestandsmodell som ikke inkluderer slike tilfeldige klimaeffekter må derfor bli urealistisk.

Jakta er den viktigste bestandsregulerende faktor for de skandinaviske eigbestandene. Valget av avskytningsmønster bestemmer ikke bare antallet dyr av ulike kategorier som blir tatt ut. Den avskytningspolitikken vi velger vil også påvirke vår mulighet til å oppnå den forventede bestandsutvikling. Noen avskytningsalternativer vil ha større mulighet til å lykkes enn andre. En realistisk bestandsmodell for en elgbestand må derfor være i stand til å beskrive effekten på bestandsutviklingen av en feilslått jaktpolitikk.

Den optimale størrelsen av en elgbestand vil i mange områder være bestemt av den belastning den medfører overfor andre samfunnsaktører som f.eks. skogbruket (se **kapittel 11**). Fraværet av store rovdyr gjør at vinterbeitene ofte er den viktigste begrensende faktoren for bestandsstørrelsen. Både det bestandsdynamiske hensyn og hensynet til andre samfunnsinteresser innebærer at en bestandsmodell for elg må inneholde en kobling til beitegrunnet. Dette vil dermed gi grunnlag for en vurdering av den biologiske bæreevnen eller den økonomiske nytteverdien av elgbestanden i et område.

14.3.2 Oppbygging av simuleringsmodellen

En realistisk modell av en elgbestand må nødvendigvis bli komplisert. Det er imidlertid viktig at de antagelser som er gjort blir klart

presentert slik at forutsetningene for bruk av modellen blir klargjort. Oppbygningen og logikken i modellen vil derfor bli gjennomgått i det foreliggende avsnitt, mens selve strukturen og detaljene i simuleringene er beskrevet i **appendiks A.2** og **A.3**.

Beskrivelse av års-syklus

Alle elgkalver blir antatt født 1. juni. Deretter skjer det en dødelighet av kalv fram til jaktas begynnelse 1. oktober. Et fåtall voksne dyr dør også i løpet av denne perioden. Disse andelene kan spesifiseres for hver enkelt kjøring.

Etter jakta dør dyrene utover vinteren med en viss daglig sannsynlighet. Denne kan være en fast andel for de ulike kjønns- og aldersgrupper eller variere stokastisk i forhold til ressurstilgangen (se **appendiks A.2**).

Dyrene til stede på slutten av vinteren gir i sin tur opphav til neste års produksjon.

Jaktuttak

Jaktuttaket kan spesifiseres på flere måter. I de fleste simuleringene som er presentert i denne rapporten, er det antatt at en viss andel av bestanden før jakt blir skutt, etter en bestemt fordeling på kjønn og alder. Dersom andre beskatningsmodeller er anvendt, er dette angitt i forklaringen av simuleringen.

Tre former for usikkerhet eksisterer når det gjelder effekten av iverksetting av en bestemt avskytningsplan, nemlig

- * usikkerhet i anslag av bestandsutvikling
- * usikkerhet i bestandsanslag og
- * manglende evne hos jegerne til å oppnå den planlagte avskytnings.

Beskrivelsen av anvendelsen av disse tre typene usikkerhet i modelleringen er vist i **appendiks A.3**.

Effekten av ressursbegrensning

Til forskjell fra annen modellering av forholdet mellom klauvdyr og beitetilgang, følger vi hvert eneste dyr dag for dag gjennom hele vinteren. Vi antar, basert på resultatene fra kapitlene 3, 5 og 6, at sannsynligheten for å overleve er en funksjon av næringsopptaket. Våre resultater viser at denne er generelt svært høy, helt til beitetilbudet blir så lavt at dyrene enten må spise fôr av svært dårlig kvalitet eller ikke har mulighet til å oppnå tilstrekkelig inntak (for en nærmere beskrivelse av dynamikken, se **appendiks A.3**).

Effekten av tilfeldige klimatiske variasjoner

Klimatiske variasjoner kan påvirke populasjonsdynamikken gjennom to mekanismer. Den ene mekanismen opererer gjennom variasjoner i tidspunkt for kjønnsmodning og etterfølgende start av tvil-

lingproduksjon som er avhengig av spesielt åringenes størrelse (Sæther og Haagenrud 1983, 1985, **kapittel 10**). Kroppsveksten i de første leveårene er avhengig av værforholdene om sommeren (Sæther 1985), sannsynligvis gjennom påvirkning av beitenes kvalitet og kvantitet. Veksten det første leveåret er også avhengig av snøforholdene den første vinteren (**kapittel 8**).

Den andre mekanismen som påvirker elgens bestandsdynamikk, er gjennom innvirkning på dødeligheten. Siden dyrene er i dårligere kondisjon i snørike enn i snøfattige vintre (Sæther og Gravem 1988), vil sannsynligheten for å dø være større i harde vintre. Samtidig forårsaker snøfattige vintre enn endring av elgens arealbruk som medfører redusert fare for avgang på vei og jernbane (**kapittel 7**).

Effekten av sommerklimaet er modellert ved at man antar tre forskjellige sammenhenger mellom tidspunkt for start av kjønnsmodning og alder. Etter gode somre antar vi at en høy andel av dyrne blir kjønnsmodne allerede som 1 1/2-åring. Det mest vanlige forløpet for norrs elg (se **kapittel 10**) er at dyrene blir kjønnsmodne i sitt tredje leveår (som 2-åring) og begynner å produsere tvillingkalv som 4 eller 5 åring. Derimot etter en svært dårlig sommer, blir flere av dyrene ikke kjønnsmodne før i sitt fjerde leveår, med etterfølgende forsinkelse av tvillingproduksjon. I de mest ekstreme tilfellene kan en anta at disse tre sammenhengene har like stor sjanse for å opptre. Imidlertid er de fleste simuleringene utført ved å anta at en sammenheng mellom alder og tidspunkt for kjønnsmodning er typisk for området, mens hver av de andre typene har en langt mindre sjanse for å opptre (se **kapittel A.3** for nærmere beskrivelse).

Dynamikk i beitegrunnet

Tilgjengelig føde er differensen mellom det som var til stede ved begynnelsen av sesongen og det som elgene har spist. Beitetilbudet ved starten av vinteren var lik det som var igjen ved slutten av foregående beitesesong multiplisert med tilvekstraten av beitet i løpet av sommeren.

14.3.3 Simuleringer

De fleste av de følgende simuleringene er gjennomført ved at data-maskina hver høst tok ut 20 % av de tilstedeværende dyrene som jaktuttak etter en forutbestemt avskytningsplan. På den måten kan utbyttet av jakta direkte sammenlignes mellom de ulike simuleringene.

Regionale variasjoner i avkastningen av norske elgstammer

Som vi har vist i **kapittel 10**, varierer den norske elgens reproduksjonsbiologi sterkt geografisk. I tillegg skiller alderssammensetningen til elgbestandene seg fra hverandre - hovedsaklig p.g.a. regionale

forskjeller i besaktningsopplegg. I **figur 14.5** er vist de aldersfordelingene som er brukt som grunnlag i simuleringene av de ulike bestandene. Vi ser at store geografiske variasjoner eksisterer både for okser og kyr.

For å kunne sammenligne det direkte utslaget av disse forskjellene på jaktuttaket har vi i simuleringene våre startet med det samme antallet dyr. Vi har også ved hjelp av en bestemt avskytningspolitikk tatt ut en konstant andel av dyrene. Det eneste som er variert er alderssammensetning og reproduksjonsbiologi. Resultatet av simuleringene viser at samme besaktningsform etter bare 10 år, gir nesten en fordobling av bestandsstørrelsen i den mest produktive bestanden, mens derimot samme opplegg gir en kraftig reduksjon av utgangsbestanden i det minst produktive området (**figur 14.6**).

Disse simuleringene viser at avkastningen av jakta vil variere sterkt mellom ulike deler av landet.

Det må imidlertid understrekes at bare én tilfeldig simulering er gjennomført i **figur 14.6**. Forløpet i bestandsutviklingen vil naturlig nok variere fra den ene kjøring til den andre. Imidlertid var forholdet mellom bestandene stort sett det samme i nesten alle simuleringene. Samtidig understreker **figur 14.6** at en identisk besaktningsform kan ha helt forskjellige effekter alt etter som hvor en befinner seg i landet.

Vi ville deretter undersøke om forskjeller i aldersstruktur eller i reproduksjonsrater (jfr. **kapittel 10**), hadde størst innflytelse på disse forskjellene. Vi gjentok deretter simuleringene, men lot alle bestandene ha samme alderssammensetning (tilsvarende den i Hedmark (**figur 14.5**)), men reelle reproduksjonsrater. Deretter gjentok vi dette med de virkelige aldersstrukturene (**figur 14.5**), men lot nå alle bestandene ha reproduksjonsratene til Åsnes-elgen.

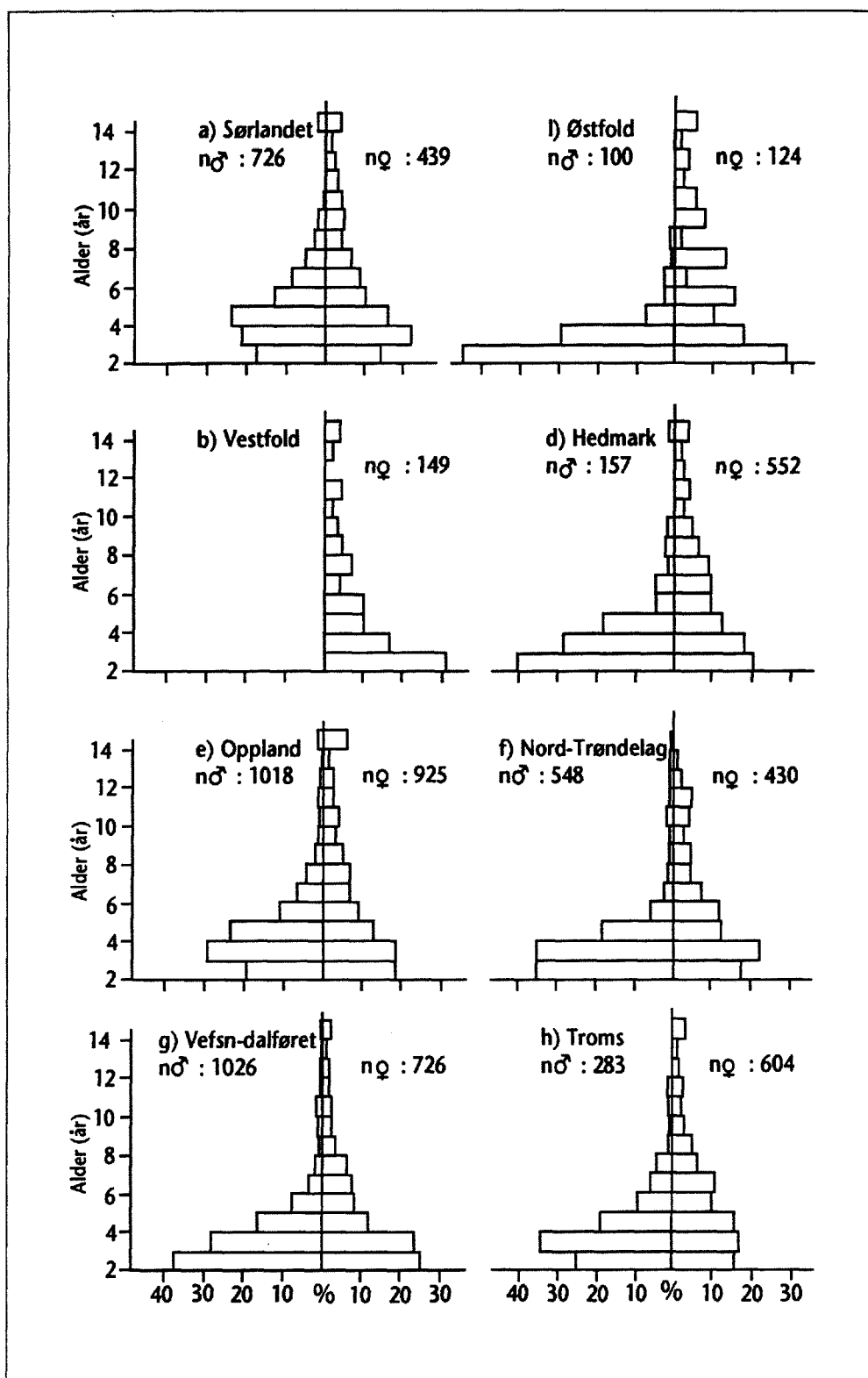
Både forskjeller i aldersstruktur (**figur 14.7**) og ulik reproduksjons-evne (**figur 14.8**) er årsaken til disse regionale forskjellene. Imidlertid hadde forskjeller i alderssammensetning størst effekt på bestandsutviklingen.

Dreining av kjønnsforholdet

Dreining av kjønnsforholdet er et av de viktigste virkemidlene for å oppnå en økning av avkastningen i en hjortedyrbestand. I en bestand med tilsvarende egenskaper (alderssammensetning, reproduksjonsforhold) som i Åsnes årene 1987-88 kan en oppnå en stabil avkastning ved å skyte 30 % av bestanden med 15 % voksen ku i avskytingen (**figur 14.9**). Dersom andelen av voksen ku i avskytingen blir redusert, vil bestandsveksten øke dramatisk.

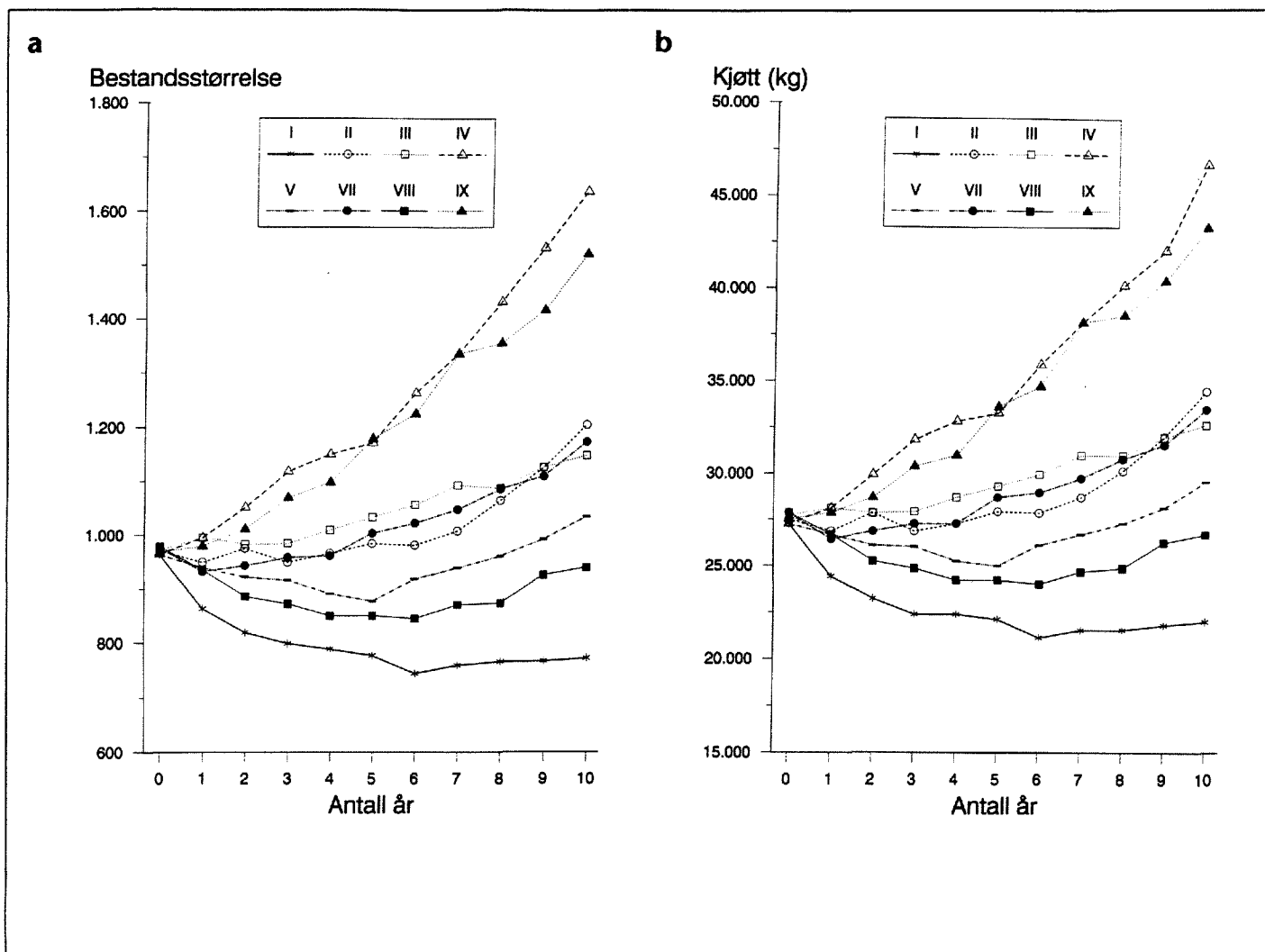
Variasjon i estimeringssikkerhet

En annen effekt av å dreie kjønnsforholdet er at det påvirker be-

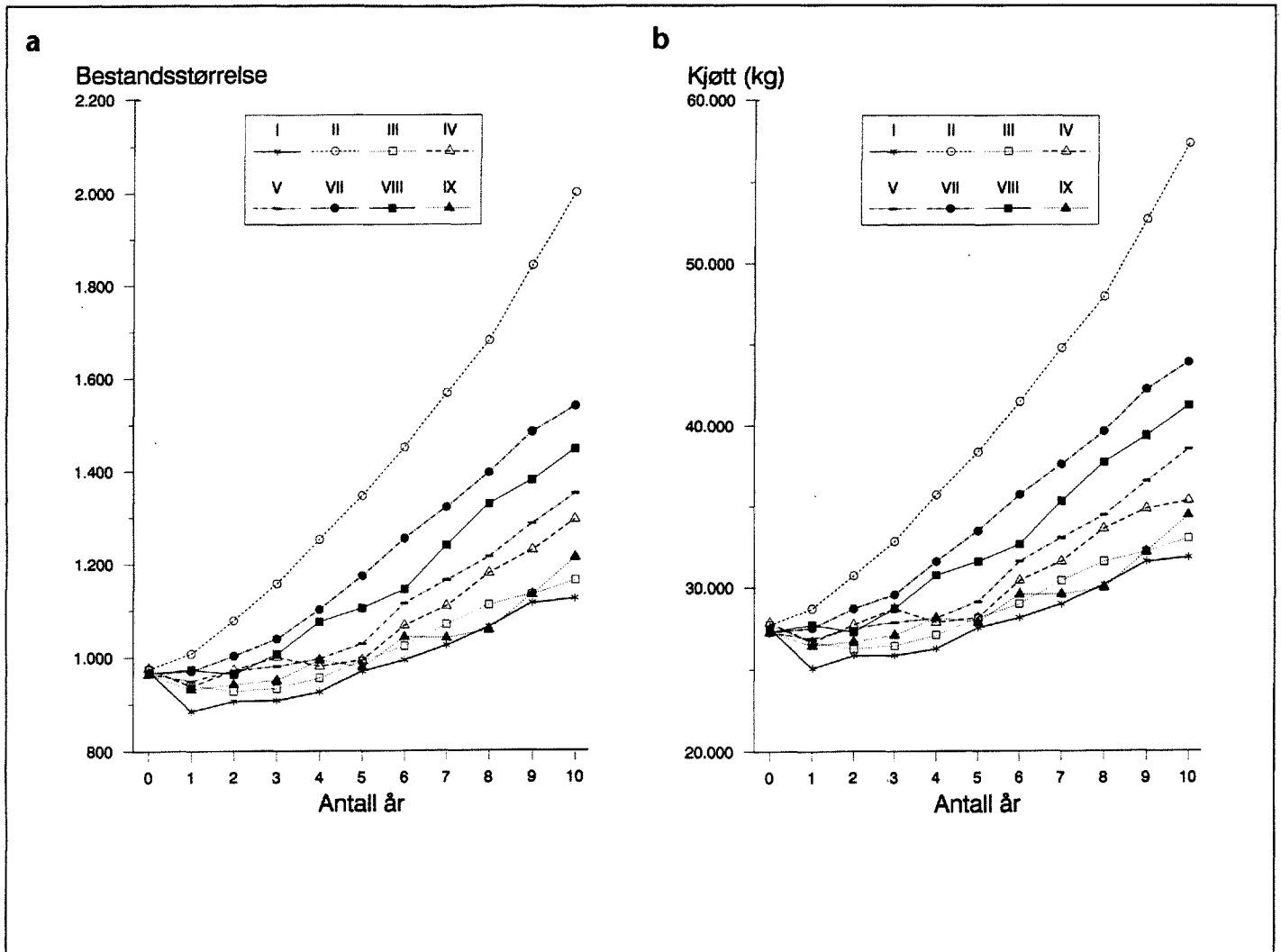


Figur 14.5

Den stående alderssammensetning i ulike norske elgbestander. Sørlandet (1985-90) (I), Vestfold (1990) (II), Østfold (1985-87) (III), Hedmark (Åsnes-Åmot elgregion) (1984-90) (IV), Oppland (Gausdal Vestfjell og Murudalen elgregion) (1978-90) (V), Nord-Trøndelag (1985-88) (VII), Vefsndalføret (1977-89) (VIII) og Troms (1980-90) (IX). Ingen data var tilgjengelig over alderssammensetning blant oksene i Vestfold. Se **figur 2.1** for lokalisering av bestandene. - The standing age distribution in different Norwegian moose populations. Sørlandet (1985-90) (I), Vestfold (1990) (II), Østfold (1985-87) (III), Hedmark (Åsnes-Åmot elgregion) (1984-90) (IV), Oppland (Gausdal Vestfjell og Murudalen elgregion) (1978-90) (V), Nord-Trøndelag (1985-88) (VII), Vefsndalføret (1977-89) (VIII) og Troms (1980-90) (IX). No data was available for the age distribution of the bulls in Vestfold. See **figur 2.1** for locations of the populations.

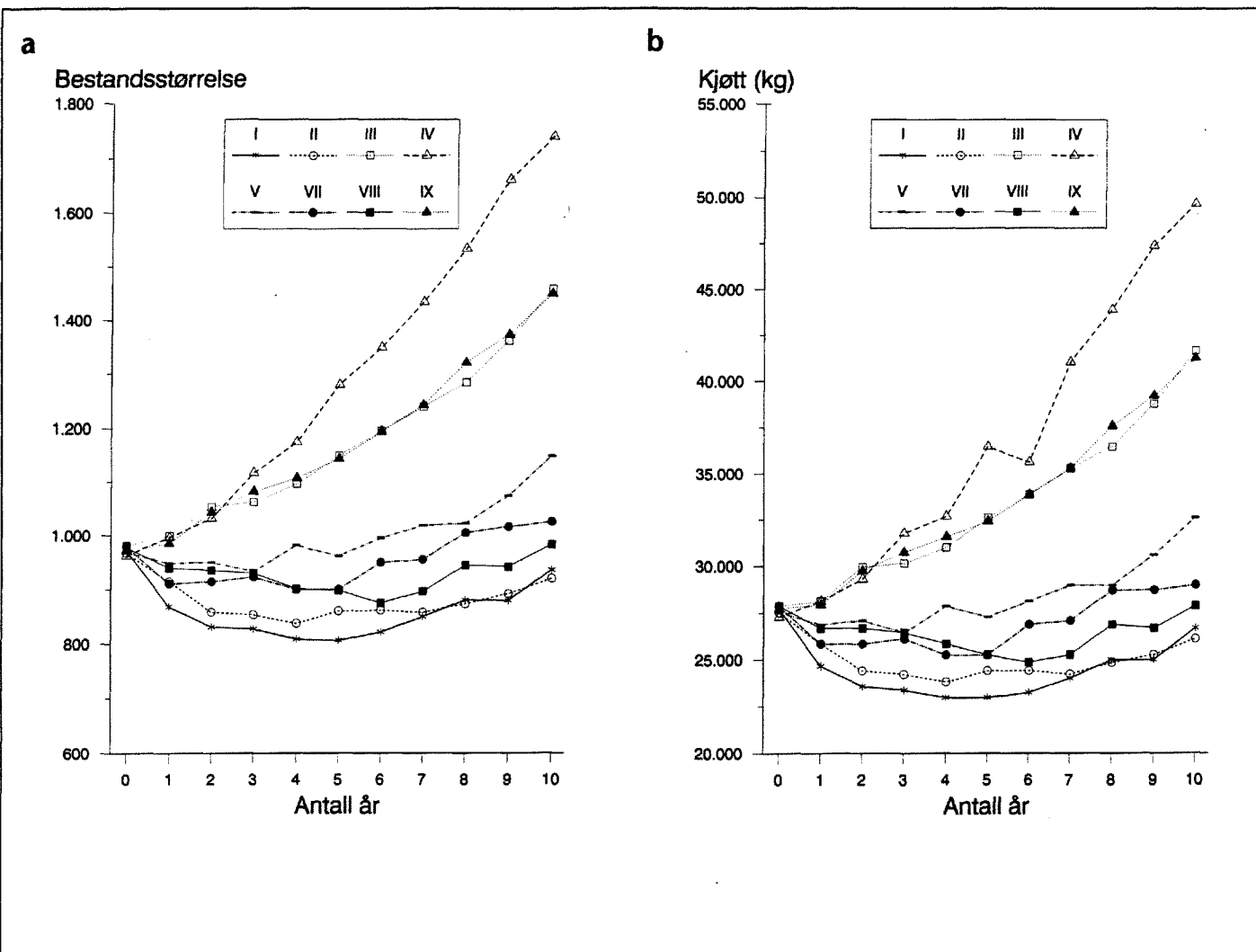


Figur 14.6
Bestandsutvikling (a) og kjøttavkastning (b) i ulike norske elgbestander. 1-Sørlandet, 2-Vestfold, 3-Østfold, 4-Hedmark, 5-Oppland, 7-Nord-Trøndelag, 8-Vefsndalføret og 9-Troms. Resultatet fra en tilfeldig simulering er gjengitt. Alderssammensetningen fra Hedmark er brukt for ok-sene i Vestfold. Se **figur 2.1** for lokalisering av bestandene. - The population trajectories (a) and the yield of meat (b) in different Norwegian moose populations. 1-Sørlandet, 2-Vestfold, 3-Østfold, 4-Hedmark, 5-Oppland, 7-Nord-Trøndelag, 8-Vefsndalføret and 9-Troms. The result from one single simulation is given. The age distribution of the bulls in Hedmark is used in the simulations of the Vestfold population.



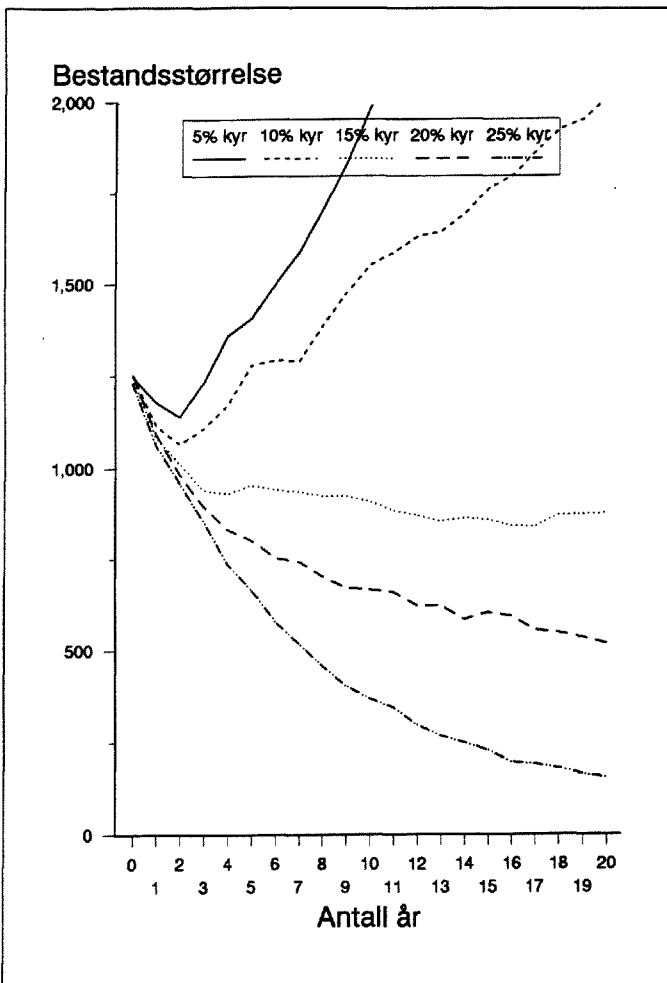
Figur 14.7

Som 14.6, men alle bestandene er simulert med alderssammensetningen i Hedmark (se figur 14.5) som utgangspunkt. Se figur 2.1 for lokalisering av bestandene. - As Figure 14.6, but the age distribution from Hedmark is used in all simulations.



Figur 14.8
 Som 14.6, men alle bestandene er simulert med de aldersavhengige reproduksjonsratene som ble funnet i Hedmark. Alderssammensetningen fra Hedmark er brukt for oksene i Vestfold. Se figur 2.1 for lokalisering av bestandene. - As Figure 14.6, but the age-specific reproductive rates from Hedmark are used in all simulations.

standens følsomhet ovenfor usikkerhet i bestandsanslagene. Dersom vi underestimerer bestandsstørrelsen med ca. 10 %, får vi den tilsynelatende paradoksale situasjon at dette har liten innvirkning på bestandsutviklingen både når vi har hard og liten beskatning av ku-segmentet (**figur 14.10**). Dette skyldes at når vi har hard beskatning vil en gitt underestimering bare berøre et fåtall dyr fordi få kyr er tilstede i bestanden. Ved høye andeler av ku i bestanden tas så få kyr ut at bestandsutviklingen blir lite følsom for variasjoner i beskatningstrykket. Usikkerhet i bestandsanslaget hadde derimot stor innvirkning på effekten av jakta med 10-18 % voksen ku i uttaket

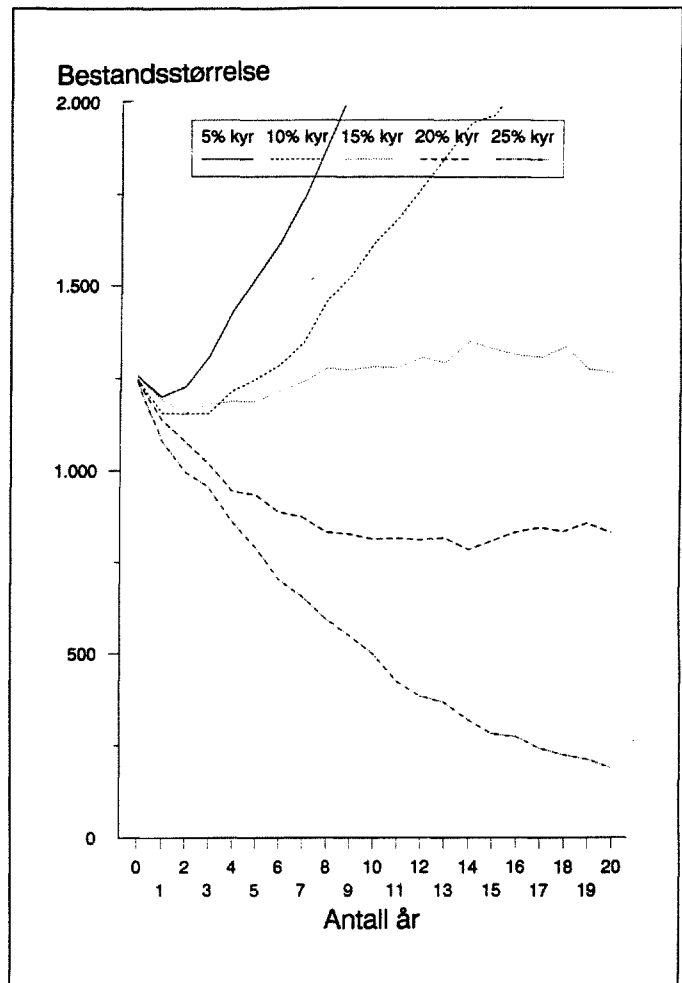


Figur 14.9

Den simulerte bestandsveksten i Hedmark med ulike andeler kyr i jaktuttaket etter modellen beskrevet i **Appendiks A.3**. - The simulated trajectory of the Hedmark population as a function of a different proportion of adult females in the hunting yield. The parameters are described in **Appendix A.3**.

(**figur 14.10**). Ved lav kuandel i avskytingen medførte en underestimering av bestandsstørrelsen en langt raskere bestandsvekst enn antatt. Allerede etter få år var bestandsstørrelsen langt større enn når antallet dyr i bestanden var nøyaktig kjent (sammenlign f.eks. bestandsutviklingen med 10 % av voksen ku i avskytingen i **figurene 14.9 og 14.10**). Også ved 15 % ku i avskytingen ble en tilsvarende effekt observert i simuleringene.

En tilsvarende effekt ble også funnet av at jegerne ikke er i stand til å ta ut de tildelte kvoter (**figur 14.11**). En slik manglende oppfyl-



Figur 14.10

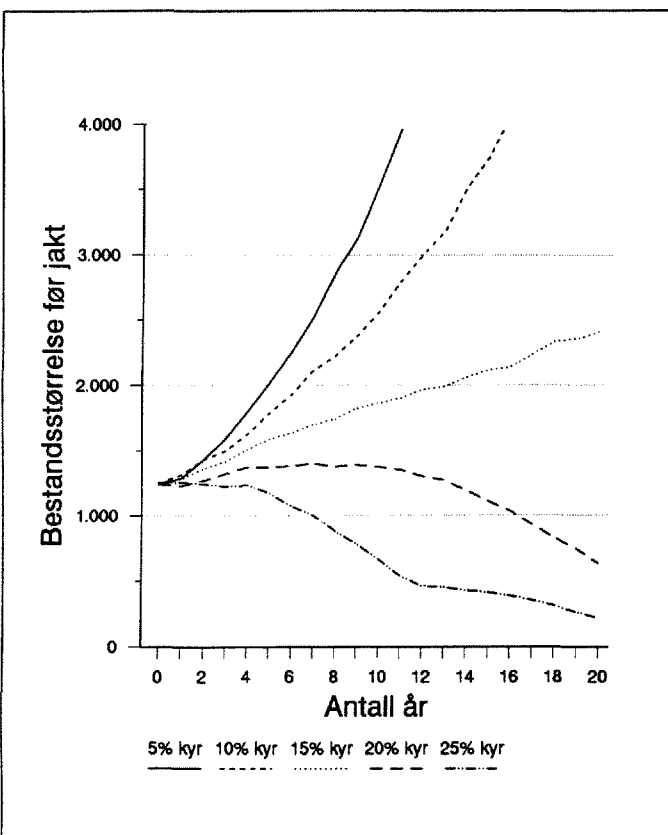
Som **figur 14.9**, men usikkerhet i estimatet av bestandsstørrelse. Forventet underestimat er 10%. - As **Figure 14.9**, but the population size is underestimated by an expected value of 10%.

lelse av målsetningene med avskytningspolitikken har igjen størst effekt når voksen ku utgjør mellom 10 og 18 % av uttaket.

På samme måte som i andre simuleringer av elgbestander (Cederlund et al. 1987) fant vi at største bestandsvekst ble oppnådd med hard kalveskyting (figur 14.12) i en situasjon uten ressursbegrensning.

Sammenhengen mellom bestandsutvikling og beitetilbud

Flere forsøk har vært gjort på å simulere sammenhengen mellom klauvdyrbestander og beitegrunnet (Caughley and Lawton 1981). Imidlertid har man i denne modelleringen vært avhengig av å gjøre en del tilnærmelser som har begrenset realismen i modellene. F.eks. ble sammenhengen mellom lav og villrein beskrevet uten å inkludere aldersstruktur i modellen (Gaare og Skogland 1980). Selv om beregningene blir langt mer komplisert, må en realistisk modell over samvirket mellom en elgbestand og beitegrunnet både inkludere

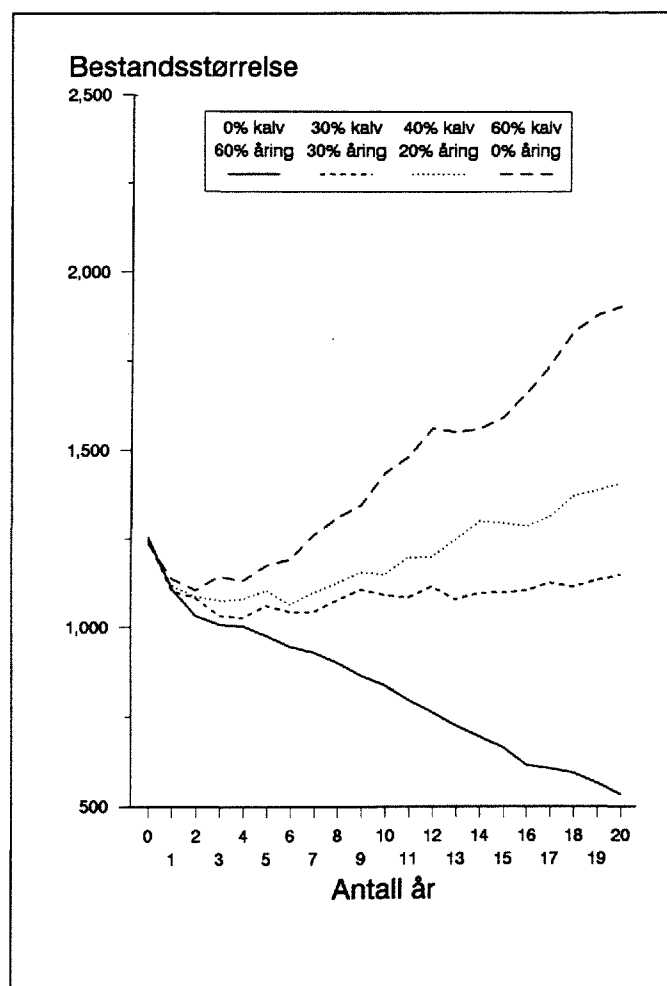


Figur 14.11
Som figur 14.9, men med ulike andeler kyr og ca 10% variasjon i jaktuttaket. - As Figure 14.9, but with 10% random variation in the hunting yield.

re aldersavhengighet i reproduksjonsmønster (Sæther og Haagenrud 1983, se også kapitlene 9 og 10) og føropptak (kapittel 6).

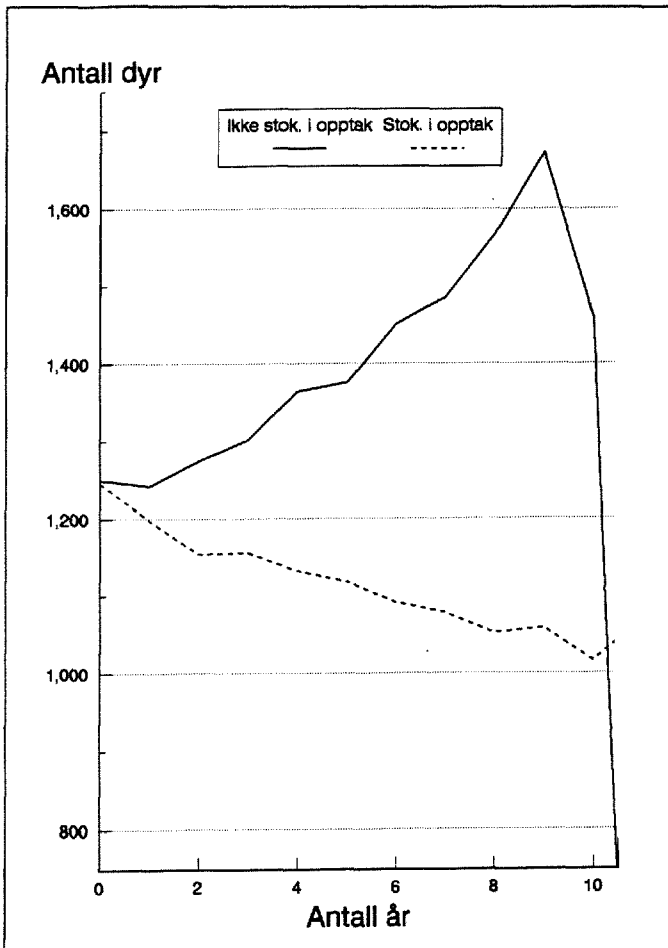
Simuleringene av samvirket mellom beitetilbud og utviklingen av elgbestanden ble igjen basert på egenskapene til elgstammen i Åsnes i årene 1987-88. Estimaten av beitegrunnet er basert på resultatene fra beiteregistreringene i området (kapittel 12).

Et utvalg av resultatene av simuleringene er beskrevet i figur 14.13. Det gjennomgående mønsteret som ble funnet, var rask vekst opp til den maksimale bestandsstørrelsen, for så å få et raskt kollaps i stammen. Selv om bare et fåtall simuleringer er gjengitt her, var for-



Figur 14.12
Den simulerte bestandsveksten i Hedmark med varierende andel kalv i jaktuttaket. - The trajectory of the Hedmark population with different proportion of calves in the hunting yield.

løpet det samme for en stor variasjon av parameterverdier. Dette kan tyde på at forløpet av bestandsutviklingen er lite følsom for nøyaktigheten i valg av parameterverdier, og derfor skyldes egenskaper ved selve systemet. Disse simuleringene viser at en elgbestand har evnen til en rask vekst opp til et gitt nivå, men at stabilisering omkring dette nivået sjelden vil oppnås. Dette skyldes at våre resultater fra kapitlene 3, 5, 6 og 10 viser at vintermortaliteten er lav selv på fattige vinterbeiter. Dette medfører at en elgbestand kan karakte-



Figur 14.13

Den simulerte bestandsveksten i Hedmark med ressursbegrensning av vinterbeitet. Simuleringsmodellen er beskrevet i **appendiks A.3**. Parametrene er hentet fra kapitlene 3 og 6. Den heltrukne linjen representerer situasjonen når alle individene i en gitt aldersklasse blir likt influert av ressursbegrensningene. Den stiplede linjen gir et eksempel av en simulering hvor individuelle variasjoner i effekten av ressursbegrensninger var i stand til å stabilisere bestandsveksten (se **appendiks A.3**). - The trajectory of the Hedmark population with winter resource limitation.

riseres ved at få endringer i rekrutteringen skjer før den nærmer seg den økologiske bæreevnen i terrenget.

Disse resultatene er basert på antagelsen om at alle individene har lik tilgang på føde, avhengig av stammens uttak av beite siden starten av beitesesongen (se **appendiks A.3** og **figur A.5**). Dersom vi antar at et individs evne til å skaffe seg føde varierer litt tilfeldig fra dag til dag, påvirker dette stabiliteten i bestandsutviklingen (**figur 14.3**). Dette skyldes to effekter. For det første vil noen få dyr dø av tilfeldige årsaker også under gode forhold, i tillegg vil et antall dyr nå kunne overleve også under dårlige forhold ved at de tilfeldigvis blir stående i lommer i terrenget med god tilgang på føde.

Resultatet fra disse simuleringene viser at samvirket mellom elgbestanden og dens beitegrunnlag kan være avhengig av hvordan elgen er fordelt i terrenget. I områder hvor elgen konsentreres til relativt ensartede områder vil elgstammen kunne svinge raskt dersom ikke avskytningspolitikken endrer seg. Langt større stabilitet vil sannsynligvis forekomme i bestander hvor mulighetene til å finne beite varierer mellom individene.

14.4 Forvaltningsmessige konsekvenser

Elgstammens høstingspotensiale varierer fra område til område. Opplegget for beskatningen må derfor differensieres regionalt.

Elgstammens utvikling er svært følsom både for endringer i alderssammensetning og bestandsstruktur. Spesiell stor effekt har en dreining av kjønnsforholdet. For å unngå kraftige effekter av feilvurderinger av situasjonen i stammen eller tilfeldige klimavekslinger, bør normalt ca. 15 % av avskytningen bestå av voksne kyr. Beskatningstrykket bør reguleres gjennom å variere antallet dyr som skytes.

En vellykket forvaltning vil derfor være avhengig av en løpende overvåking av viktige bestandsparametre slik at beskatningsopplegget kan tilpasses endringer i stammens utvikling.

Simuleringene viser at liten nedgang i bestandsveksten skjer før bestandsstørrelsen nærmer seg den økologiske bæreevnen i terrenget. For å unngå kraftige svingninger i bestandsstørrelsen bør derfor kraftige dreininger i kjønnsforholdet unngås, slik at man unngår at en feilestimering av jakttrykk eller bestandsstørrelse forårsaker at bestandsutviklingen kommer ut av kontroll.

15 Videre forskningsbehov

15.1 Effekten av skeive kjønnsforhold

Et av de viktigste virkemidlene i skandinavisk elgforvaltning har vært en dreining av kjønnsforholdet for å oppnå en mest mulig produktiv bestandssammensetning. Konsekvensen er at kjønnsforholdet i mange norske bestander i dag er svært skeivt.

Vi vet i dag lite om de langsiktige konsekvensene av en slik politikk. Gjennom "Elg-skog-samfunn" har vi dokumentert at produksjonsevnen i en elgstamme står i nøye sammenheng med beitegrunnet. Det neste steget vil være å undersøke om dette produksjonsgrunnet kan forringes ved den intense beskatningen av oksene.

Dette kan skje på to måter. Dersom de to kjønnene utnytter ulike habitater, vil avkastningen av en del områder bli mindre enn ved et jevnere kjønnsforhold. I dag har vi få data om dette.

Den viktigste effekten av skeive kjønnsforhold er sannsynligvis at dette kan medføre en kvalitetsforringelse av dyrene i stammen. Ved å beskatte oksene hardt minsker konkurransen om å få anledning til å parre seg. Dette kan innebære at dyr med uheldige genetiske egenskaper som under naturlige forhold ville ha blitt utkonkurrert, får anledning til å føre sine gener videre. Kompliserte teoretiske beregninger basert på populasjonsgenetiske modeller (Lande 1981, Engen og Sæther 1985) viser på tilsvarende måte at endringer i andelen av hannene som får parre seg, sterkt påvirker den genetiske omsetningen i bestanden.

Det er ut fra dette et behov for undersøkelser hvor konsekvensen av en kontrollert dreining av kjønnsforholdet studeres. Slike studier må også gi basisdata som i dag mangler, f.eks. over hvor mange kyr en okse av gitt alder bedekker.

15.2 Geografisk variasjon i elgens reproduksjonsmønster

Våre resultater viser at den norske elgens reproduksjonsbiologi varierer sterkt geografisk (**kapittel 10**) og at denne variasjonen kan antas å ha en genetisk komponent. Sammenhengen mellom regionale variasjoner i ulike aspekter av reproduksjonsbiologien og endringer i den genetiske sammensetningen bør derfor undersøkes. F.eks. er det nå hos hjort demonstrert en nær sammenheng mel-

lom et individs reproduktive suksess og dets genetiske egenskaper (Pemberton et al. 1991).

15.3 Valg av leveområder

Våre undersøkelser (kapitlene 7, 8 og 9) har demonstrert at kuas valg av leveområde er svært viktig for hennes framtidige evne til å produsere kalv. Vi mangler i dag forståelse av hvorfor åringkyrnes valg av leveområde varierer. Ved nøye å følge kalvene i frastøttings- og etableringsfasen bør mekanismene bak etableringen av oppholdssted kunne avdekkes.

15.4 Modellering av effekten av ulike former for usikkerhet for valg av avskytningspolitikk

Våre undersøkelser har vist at ulike former for tilfeldig variasjon både i miljøfaktorer og avskytningsopplegg har stor betydning for elgstammens utvikling. Valg av avskytningsopplegg bør søke å minimalisere effekten av slike variasjoner slik at en mest mulig stabil avkastning kan oppnås. Teoretiske analyser bør gjennomføres for å finne hvilke avskytningsopplegg som i ulike situasjoner best sikrer en stabil bestandsutvikling.

Slike analyser vil også ha en videre anvendelse. Flere store og trua dyrearter (elefant, nesehorn) bør kunne beskattes for å hindre utbeiting og -i enkelte tilfeller- sikre lokalbefolkningen inntekter. I disse tilfellene bør en velge et beskatningsopplegg som i størst mulig grad forhindrer at disse små bestander blir redusert vesentlig i størrelse eller i ekstreme tilfeller blir utslettet. Slike beregninger som skissert her, kan bidra til å finne avskytningsprogram som i størst mulig grad minimaliserer sjansen for slike uheldige konsekvenser.

15.5 Beiteproduksjon og beiteutnyttelse

Vi mangler data som beskriver beiteproduksjon på trær og busker bl.a. i kyststrøk med stort innslag av varmekjære løvtreslag (eik). Her bør også beiteutnyttelse og beiteskade takseres. Resultatene vil gi et verdifullt element i diskusjonen om årsaker til at elgstammer i slike strøk har hatt en sterkt redusert vekst og reproduksjon de siste årene (Aust-Agder). De vil også gi grunnlag for å estimere bæreevne for elg.

Vi mangler også data som viser variasjoner i beiteproduksjon, beiteutnyttelse og beiteskader på skog i tidvis hardt belastet vinterbeiteområder. Ved å sammenholde disse variasjoner med snødybde og antatt elgtetthet de enkelte år, bør det på sikt være mulig å få tall for sammenhengen mellom beitebelastning, beiteproduksjon og beiteskader. To takseringer i Åsnes (1985 og 1990) gir et godt utgangspunkt for fortsatt arbeide her. Registreringsmetodikken må imidlertid legges noe om - til registrering av siste vinters beiting og i stor utstrekning på faste ruter over flere år.

16 Litteratur

- Albon, S.D., Mitchell, B. & Staines, B.W. 1983. Fertility and body-weight in female red deer: a density-dependent relationship. - *Journal of Animal Ecology* **52**:969-980.
- Albon, S.D., Clutton-Brock & Langvatn, R. 1991. Cohort variation in reproduction and survival: implications for population demography. - I Brown, R.D., red. *The biology of deer*.
- Andersen, R. 1989. Interactions between a generalist herbivore, the *Alces alces*, and its winter food resources: a study of behavioural variation. - Dr. Scient thesis, Universitetet i Trondheim.
- Andersen, R. 1991. Habitat deterioration and the migration behaviour of moose (*Alces alces*) in Norway. - *Journal of Applied Ecology* **28**:102-108.
- Andersen, R. & Sæther, B.-E. In press. Dry matter intake of moose *Alces alces* during winter: functional response of a herbivore in relation to age and sex. - *Ecology*.
- Ballard, W.B, Spraker, T.H. & Taylor, K.P. 1981. Causes of neonatal moose calf mortality in south central Alaska. - *Journal of Wildlife Management* **45**:335-342.
- Belovsky, G.E. 1981. Food plant selection by a generalist herbivore: the moose. - *Ecology* **62**:1020-1030.
- Belovsky, G.E. & Jordan, P.A. 1978. The time-energy budget of a moose. - *Theor. Pop. Biol.* **14**:76-104
- Bergström, R. & Danell, K. 1987. Moose winter feeding in relation to morphology and chemistry of six tree species. - *Alces* **22**:91-112.
- Blair, R.M., Alcaniz, R. & Harrell, A. 1983. Shade intensity influences the nutrient quality and digestibility of southern deer browse. - *J. Range Manage.* **36**:257-264.
- Bryant, J.P., Chapin, F.S., III & Klein, D.R. 1983. Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. - *Oikos*. **40**:357-368.
- Bunnell, F.L. 1982. The lambing period of mountain sheep: synthesis, hypotheses, and tests. - *Can. J. Zool.* **60**:1-14.
- Bø, S. & Hjeljord, O. 1991. Do continental moose ranges improve during cloudy summers? - *Can. J. Zoology* **69**:1875-79.
- Calder, W.A. 1984. Size, function and life history. - Harvard University Press, Cambridge.
- Cameron, T.A. 1988. A new paradigm for valuing non-market goods using referendum data: Maximum likelihood estimation by censored logistic regression. - *Journal of Environmental Economics and Management* **15**:335-379.
- Caswell, H. 1988. Approaching size and age in matrix population models. - I Ebenman, B. and Persson, L., red. *Size-structured populations: ecology and evolution*. Springer Verlag, Berlin. s. 85-105.
- Caughley, G. & Lawton, J.H. 1981. Plant-herbivore systems. - I May, R.M., red. *Theoretical Ecology*. Blankenberg Scientific Publications, Oxford. s. 132-166.

- Cederlund, G., Ljungquist, H., Markgren, G. & Stålfelt, F. 1980. Foods of moose and roe deer at Grimsö in Central Sweden. Results of rumen content analyses. - Swedish Wildlife Research. **11**:169-247.
- Cederlund, G., Sandegren, F. & Larsson, K. 1987. Summer movements of female moose and dispersal of their offspring. - Journal of Wildlife Management **51**:342-352.
- Charlesworth, B. 1980. Evolution in age-structured populations. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Clary, W.P. & Larson, F.R. 1971. Elk and deer use are related to food resources in Arizona ponderose pine. - U.S. Dep. Agric., For. Serv. Res. Noio. RM-202:1-4.
- Clutton-Brock, T.H. 1988. Reproductive success. - University of Chicago Press, Chicago.
- Collins, W.B. & Urness, P.J. 1983. Feeding behavior and habitat selection of mule deer and elk on northern Utah summer range. - Journal of Wildlife Management. **47**:646-663.
- Crawley, M.J. 1983. Herbivory. The dynamics of animal - plant interactions. - Blackwell Scientific Publ Oxford.
- Cummings, R.G., Brookshire, D.S. & Schultze, W.D. 1986. Valuing public goods: The contingent valuation method. - Rowman and Allanheld Publishers, Totowa, N.J. 270 pp.
- Danell, K. & Huss-Danell, K. 1985. Feeding by insects and hares on birches earlier affected by moose browsing. - Oikos **44**:75-81.
- Davis, R.K. 1985. Research accomplishments and prospects in wildlife economics. - Transaction of the North. Am. Wildlife and Nat. Res. Conf. **50**:392-404.
- Engen, S. & Sæther, B.-E. 1985. The evolutionary significance of sexual selection. - Journal of theoretical Biology. **117**:277-289.
- Freeland, W.J. and Janzen D.H. 1974. Strategies in herbivory by mammals: the role of plant secondary compounds. Am. Nat. **108**. 269-289.
- Gaare, E. & Skogland, T. 1980. Lichen-reindeer interaction studied in a simple case model. - Proc. 2nd. Int. Reindeer/Caribou Symp. **2**:47-56.
- Haagenrud, H. 1978. Layers in secondary dentine of incisors as age criteria in moose (*Alces alces*). - Journal of Mammalogy **59**: 857-858.
- Haagenrud, H. & Markgren, G. 1974. The timing of estrus in moose (*Alces alces*, L.) in a district of Norway. - Proceedings of the International Congress of Game Biologists **11**:71-78.
- Halls, L.K. & Epps, E.A. 1969. Browse quality influences by tree overstory in the south. - Journal of Wildlife Management. **33**:1028-1031.
- Haugland, A. & Johannessen, S. 1988. Elgundersøkelser Lifjell øst. Telemark distriktshøgskole, Bø. 67 s. + vedlegg.
- Hjeljord, O. 1987. Research on moose nutrition in the Nordic countries. - Swedish Wildl. Research Suppl. **1**:389-398.
- Hjeljord, O., F. Sundstöl, and H. Haagenrud. 1982. The nutritional value of browse to moose. - Journal of Wildlife Management **46**:333-343.
- Hjeljord, O. & Knutsen, E. 1987. Kvist som elgbeite. - I Myrberget, S., red. Elgen og skogbruket. Norsk Skogbruk. 49 s.
- Hjeljord, O. & Knutsen, E. 1987. Østfoldelgen er stasjonær. - I Myrberget, S., red.
- Jakobsson, T. 1983. Älgskadefrekvens i forholdende til markens næringsinnehåll och resultat av en skadeinventering. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidsskrift **6**:3-16.
- Klein, D.R. 1970. Food selection by North American deer and their response to over-utilisation of preferred plant species. - I Watson, A., red. Animal populations in relation to their food resources. Blackwell, Oxford. s. 25-46.
- Kriström, B. 1989a. On the benefits of preserving virgin forests. - I Mattson, L. & Sødal, D.P., red., 1989. Multiple use of forests - economics and policy. Proceedings of the conference held in Oslo, Norway, may 1988. Scandinavian Forest Economics No. **30**, s. 141-166.
- Lande, R. 1981. Models of spectation by sexual selection on polygenic traits. - Proc. Natl. Acad. Sci. USA. **78**:3721-3725.
- Langvatn, R. 1977. Criteria of physical condition, growth and development in Cervidae, suitable for routine studies. - Nordic Council for Wildlife research, Stockholm.
- Langvatn, R. & Albon, S.D. 1986. Geographic clines in body weight of Norwegian red deer: a novel explanation of Bergmann's rule? - Holarctic Ecology **9**:285-293.
- Larsen, D.G., Gauthier, D.A. & Markel, R.L. 1989. Causes and rate of mortality in the southwest Yukon. - Journal of Wildlife Management **53**: 548-557.
- Lorentsen, Ø., Wiseth, B., Einvik, K. & Pedersen, P.H. 1991. Elg i Nord-Trøndelag. - Rapport 1, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.
- Markgren, G. 1969. Reproduction of moose in Sweden. - Viltrevy **6**:127-299.
- Mattsson, L. 1989a. The economic value of wildlife for hunting. - I Mattsson, L. & D.P. Sødal, D.P., red. 1989. Multiple use of forests - economics and policy. Proceedings of the conference held in Oslo, Norway, May 1988. Scandinavian Forest Economics No. **30**, s. 42-61.
- Mattsson, L. 1989b. Viltets jaktvärde. En økonomisk analys. - Arbetsrapport 86, Sveriges landbruksuniversitet, Inst. f. skogsekonomi. 77 s.
- Mattsson, L. & Kriström, B. 1987. Älgens jaktvärde. - Arbetsrapport 60, Sveriges landbruksuniversitet, Inst. f. skogsekonomi. 62 s. + vedlegg.
- Mech, L.D., McRoberts, R.E., Peterson, R.O. & Page, R.E. 1987. Relationship of deer and moose populations to previous winters' snow. - Journal of Animal Ecology **56**:615-627.
- Myrberget, S. 1987. Elgen og skogbruket. - Norsk Skogbruk. 49 s.
- Nilsson, J.-A. 1989. Causes and consequences of natal dispersal in the marsh tit, *Parus palustris*. - Journal of Animal Ecology **58**:619-636.

- Pemberton, J., Albon, S.D., Guinness, F.E. & Clutton-Brock, T.H. 1991. Countervailing selection in different fitness components in female red deer. - *Evolution* **45**:93-103.
- Regelin, W.L., Schwartz, C.C. & Franzmann, A.W. 1985. Seasonal energy metabolism of adult moose. - *Journal of Wildlife Management* **49**:388-393.
- Renecker, L.A. & Hudson, R.J. 1986. Seasonal energy expenditures and thermoregulatory responses of moose. - *Canadian Journal of Zoology* **64**:322-327.
- Risenhoover, K.L. 1986. Winter activity patterns of moose in interior Alaska. - *Journal of Wildlife Management* **50**:727-734.
- Robbins, C.T. 1983. *Wildlife feeding and nutrition*. - Academic Press, New York.
- Sharnell, P. 1983. Algeskadeinvesteringar på Mo og Domsjø tallungskogar 1982 (eksklusive Norrbottens forvaltning). Examansarbeite nr 3, Inst. for Viltøkologi, SLU, Uppsala. 43 s. + vedlegg
- Sandegren, F. & Ahlqvist, P. 1980. Älgens vandringar. - *Viltnytt* **11**: 2-9.
- Skogland, T. 1984. The effects of food and maternal conditions on fetal growth and size in wild reindeer. - *Rangifer* **4**:39-46.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal versus offsprings effects. - *Oecologia* **84**:442-450.
- Skogsstyrelsen 1983. Resultat av skogsstyrelsens älgbetesinventering 1983. 66 s. + vedlegg.
- Smith, V.K. & Desvousges, W.H. 1986. *Measuring water quality benefits*. Kluwer-Nijhoff Publishing, Boston. 327 pp.
- Sorg, C.F. & Loomis, J.B. 1984. Empirical estimates of amenity forest values: A comparative review. USDA Forest Service, General Technical Report RM-107.
- Solberg, E. 1991. Sexually selected characters as life history traits: annual variation in male body weight and antler size in moose (*Alces alces*). - Cand. scient. thesis, Universitetet i Trondheim.
- Solbraa, K. 1987a. NISKs elgbeitetaksering i Langmorkje almenning, Vågå. - I Jaren, V., red. Elgforskning og elgforvaltning. Rapport fra et seminar 10.-13.11.1987. 179 s. + vedlegg.
- Solbraa, K. 1987b. Elgbeitetaksering for busker og trær - beregning av ressurser og utnyttelse - og av skader og nytte. - I Jaren, V., red. Elgforskning og elgforvaltning. Rapport fra et seminar 10.-13.11.1987. 179 s. + vedlegg.
- Solbraa, K. 1987c. God utnytting av elgstammen ved samarbeide. - I Jaren, V., red. Elgforskning og elgforvaltning. Rapport fra et seminar 10.-13.11.1987. 179 s. + vedlegg.
- Solbraa, K. 1987d. Kan vi få elgen til å beite mer bjørk? - I Myrberget, S., red. Elgen og skogbruket. Norsk Skogbruk. 49 s.
- Solbraa, K. 1989. Rettet felling av elg - kan vi gjøre det bedre? - *Jakt & Fiske* **118**(9):62-64.
- Solbraa, K. 1989a. Beiteskadetaksering i Stor-Eivdal 1988-89. - NISK. Notat. 7 s.
- Solbraa, K. 1989b. Flersidig skogbruk. - Rapp. Nor. inst. skogforsk. **7/89**. 35s.
- Solbraa, K. 1990a. Elgbeitetaksering ved Dokkvann i Vestre Gausdal. - NISK. Notat. 7 s.
- Solbraa, K. 1990b. Elgbeitetaksering i Bygland. - NISK. Notat. 4 s.
- Solbraa, K. 1990c. Elgbeitetaksering i Ringebu, Oppland. - NISK. Notat. 4 s.
- Solbraa, K. 1990d. Hirkjølen Forsøksområde. - Rapp. Nor. inst. skogforsk. **7/90**. 27 s.
- Solbraa, K. 1990e. Bedre forvaltning av elg og skog. - Det norske skogselskap. Brosjyre. 11s.
- Solbraa, K. 1991a. Elgbeite - produksjon, utnyttelse og skader på skog i Åsnes, Hedmark. - NISK. Notat. 7 s.
- Solbraa, K. 1991b. Elgbeiteskader på furu i Bygland og Evje-Hornnes i Aust-Agder. - NISK. Notat. 4 s.
- Solbraa, K. 1991c. Vinterbeitereregistreringer i Tromsdalsområdet i Verdal. - Miljøvernnavdelingen i Nord-Trøndelag. Rapp. nr. 1-1991: 95-99.
- Solbraa, K. & Lund-Høie, K. 1990. Glyfosat og flerbruk. - Norsk Skogbruk. **34**(4): 20-22.
- Solbraa, K., Nilsen, J.A., Nordahl, O. & Kaald, P. 1987b. Elgbeite på busker og trær i nordre Østfold og Åsnes. - I Myrberget, S., red. Elgen og skogbruket. Norsk Skogbruk. 49 s.
- Solbraa, K., Hjeljord, O., Nilsen, J.A., Kaald, P. & Knutsen, E. 1987a. Produksjon av vinterbeite for elg. - I Myrberget, S., red. Elgen og skogbruket. Norsk Skogbruk. 49 s.
- Solbraa, K., Sødal, D.P., Nilsen, J.A., Nordahl, O. & Kaald, P. 1987c. Elgbeiteskader på furu i nordre Østfold og Hedmark. - I Myrberget, S., red. Elgen og skogbruket. Norsk Skogbruk. 49 s.
- Spalinger, D.E., Hanley, T.A. & Robbins, C.T. 1988. Analysis of the functional response in foraging in the sitka black-tailed deer. - *Ecology* **69**:1166-1175.
- Stearns, S.C. 1989. Trade-offs in life-history evolution. - *Functional Ecology* **3**:251-268.
- Stearns, S.C. & Koella, J.C. 1986. The evolution of phenotypic plasticity in life-history traits: Predictions of reaction norms for age and size at maturity. - *Evolution* **40**:893-913.
- Sweanor, P.Y. & Sandegren, F. 1988. Migratory behavior of related moose. - *Holarctic Ecology* **11**: 190-193.
- Sweanor, P.Y. & Sandegren, F. 1989. Winter-range philopatry of seasonally migratory moose. - *Journal of Applied Ecology* **26**: 25-33.
- Sylvén, S., Cederlund, G. & Haagenrud, H. 1987. Theoretical considerations on regulated harvest of a moose population - a simulation study. - *Swedish Wildl. Res. Suppl* **1**:643-658.
- Sæther, B.-E. 1985. Annual variation in carcass weight of Norwegian moose in relation to climate along a latitudinal gradient. - *Journal of Wildlife Management* **49**:977-983.

- Sæther, B.-E. 1987. Patterns and processes in the population dynamics of the Scandinavian Moose (*Alces alces*): some suggestions. - Swedish Wildl. Res. Suppl. 1: 525-537.
- Sæther, B.-E. 1990. The impact of different growth pattern on the utilization of tree species by a generalist herbivore, the moose *Alces alces*: implications of optimal foraging theory. - I Hughes, R.W., red. Behavioural mechanisms in food selection. Springer Verlag, Berlin
- Sæther, B.-E. & Andersen, R. 1985. Radioelg, hvorfor også i Norge? - Jakt & Fiske nr. 11, s. 16-18.
- Sæther, B.-E. & Andersen, R. 1990. Resource limitation in a generalist herbivore, the moose *Alces alces*: ecological constraints on behavioural decisions. - Canadian Journal of Zoology **68**:993-999.
- Sæther, B.-E. & Gravem, A.J. 1988. Annual variation in winter body condition of Norwegian moose calves. - Journal of Wildlife Management **52**:333-336.
- Sæther, B.-E. & Heim, M. 1991. Trekk og vandringsforhold til elg merket i Løten og Stor-Elvdal kommuner. - NINA Oppdragsmelding 92: 1-37.
- Sæther, B.-E. & Haagenrud, H. 1983. Life history of moose (*Alces alces*): fecundity rates in relation to age and carcass weight. - Journal of Mammalogy **64**:226-232.
- Sæther, B.-E. & Haagenrud, H. 1985a. Life history of the moose *Alces alces*: relationship between growth and reproduction. - Holarctic Ecology **8**:100-106.
- Sæther, B.-E. & Haagenrud, H. 1985b. Geographical variation in body weight and sexual size-dimorphism of Norwegian moose (*Alces alces*). - Journal of Zoology (A) **206**:83-96.
- Sæther, B.-E., Andersen, R. & Gravem, A.J. 1987a. Radiomerking av elg. - I Myrberget, S.
- Sæther, B.-E., Andersen, R. & Gravem, A.J. 1987b. Trekkelg. Økologiske og forvaltningsmessige konsekvenser. - I Myrberget, S., red. Elgen og skogbruket Norsk Skogbruk, 49 s.
- Sæther, B.-E., Engen, S. & Andersen, R. 1989. Resource utilization of moose (*Alces alces*) during winter: constraints and options. - Finn. Game Res. **46**:79-86.
- Sødal, D.P. 1985. Elg - økonomi. Rapport fra et forprosjekt. Rapport nr 1, Institutt for skogøkonomi, NLH, Ås. 127 s.
- Sødal, D.P. 1987. Hvordan kan vi måle elgens rekreasjonsverdi? Norsk Skogbruk 33 (2), s. 26-27.
- Sødal, D.P. 1989. The recreational value of moose hunting in Norway: Towards modelling optimal population density. In Mattson, L. & D.P. Sødal (eds.), 1989: Multiple use of forests - economics and policy. Proceedings of the conference held in Oslo, Norway, may 1988. Scandinavian Forest Economics No. 30, p. 62-78.
- Van Soest, P.J. 1982. Nutritional energy of the ruminant. - O. and B. Brooks.
- Vivås, H.J. 1987. Moose winterbrowsing in relation to stand density of birch (*Betula pubescens*). - Swedish Wildl. Res. Suppl. **1**:797-800.
- Vivås, H.J. 1988. Variation in the length of activity periods: A test of a general model by simulations. - I Biomatematics and related computational problems. Ricciardi, L.M., red. Clower Acad. Publ. s. 237-243.
- Vivås, H.J. 1989. Theoretical models of activity pattern and optimal foraging: predictions for the moose *Alces alces*. - Dr. scient. thesis, Universitetet i Trondheim.
- Vivås, H.J., & Engen, S. 1991. Estimation of circadian activity pattern when the beginning and end of active periods are not always observable. - Biometrics, in press.
- Vivås, H.J. & Sæther, B.-E. 1987. Interactions between a generalist herbivore, the moose *Alces alces*, and its food resources: an experimental study of browsing behaviour in relation to browse availability. - Journal of Animal Ecology. **56**: 509-520.
- Vivås, H.J., Sæther, B.-E. & Andersen, R. 1991. Optimal twig-size selection of a generalist herbivore, the moose *Alces alces*: implications for plant - herbivore interactions. - Journal of Animal Ecology. **60**: 395-408.
- White, R.G. 1983. Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates. - Oikos **40**:377-584.
- Åström, M., Lundberg, P. & Danell, K. 1990. Partial prey consumption by browsers: trees as patches. - Journal of Animal Ecology **59**:287-300.

Vedlegg

SPØRRESKJEMA OM JAKTEN I 1986 - 87



INSTITUTT FOR SKOGØKONOMI
NLH 1987

-2-

Underlagt taushetsplikt

1) HVILKEN KOMMUNE BOR DU I? _____ kommune

2) HVOR MANGE SESONGER HAR DU DREVET JAKT? (Sett ett kryss)

- | | | | |
|----------------------------|------------|----------------------------|-----------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 sesonger | 5 <input type="checkbox"/> | 10-12 sesonger |
| 2 <input type="checkbox"/> | 1-3 -" | 6 <input type="checkbox"/> | 13-15 -" |
| 3 <input type="checkbox"/> | 4-6 -" | 7 <input type="checkbox"/> | 16-19 -" |
| 4 <input type="checkbox"/> | 7-9 -" | 8 <input type="checkbox"/> | 20 sesonger eller mer |

3) HVOR MANGE DAGER BRUKTE DU I ALT TIL JAKT SISTE SESONG (1986-87)?
_____ dager (Sett 0 hvis du ikke kom ut i år)4) VAR DU PÅ ELGJAKT EN ELLER FLERE DAGER I 1986?

- 1 Ja
2 Nei

*Hvis du svarte JA på spørsmål 4, hopp direkte til spørsmål 10.
Hvis du svarte NEI på spørsmål 4, fortsett med spørsmål 5-9.*

5) HAR DU JAKTET ELG NOEN GANG TIDLIGERE?

- 1 Ja → HVOR MANGE SESONGER I ALT? _____ sesonger
2 Nei

6) HVA ER DEN VIKTIGSTE ÅRSAKEN TIL AT DU IKKE JAKTET ELG I 1986?
(Sett ett kryss)

- 1 Jeg er ikke tilstrekkelig interessert i elgjakt
2 Jeg er interessert i elgjakt, men har ikke fått plass i noe elgjaktlag
3 Elgjaktlaget mitt fikk ikke leid noe terreng i 1986
4 Elgjakt er blitt for dyrt
5 Annen årsak - Hvilken? _____

Dersom du ikke er interessert i å begynne med elgjakt, selv om du fikk tilbud om å bli med på et jaktlag, kan du hoppe direkte til spørsmål 9 når du er ferdig med spørsmål 6.

-3-

(skjema A)

De neste spørsmålene dreier seg om en tenkt situasjon, og kan være vanskelige å svare på. Prøv likevel å svare så godt som mulig hva du tror du ville ha gjort hvis du hadde fått et slikt tilbud i virkeligheten!

- 7a) Tenk deg at du fikk tilbud om å bli med som gjestejeger og skytter på et elgjaktlag i hjemkommunen din de første dagene av jakten. Jaktlaget består av 4 jegere fra før, og feller ca 2 elger hvert år. Du får ikke rett til noe kjøtt gratis, men du kan beholde hode og gevir hvis du selv skyter en okse.

HVOR MYE VIL DU MAKSIMALT VÆRE VILLIG TIL Å BETALE TIL JAKTLAGET PR DAG FOR Å VÆRE SLIK GJESTEJEGER?

Sett ett kryss i listen nedenfor utenfor den høyeste prisen du vil betale for dette.

- | | | | | | |
|----------------------------|-------------|----------------------------|---------------|-----------------------------|---------------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 kr pr dag | 5 <input type="checkbox"/> | 300 kr pr dag | 9 <input type="checkbox"/> | 1.250 kr pr dag |
| 2 <input type="checkbox"/> | 50 -" | 6 <input type="checkbox"/> | 500 -" | 10 <input type="checkbox"/> | 1.500 -" |
| 3 <input type="checkbox"/> | 100 -" | 7 <input type="checkbox"/> | 750 -" | 11 <input type="checkbox"/> | 2.000 -" |
| 4 <input type="checkbox"/> | 200 -" | 8 <input type="checkbox"/> | 1.000 -" | 12 <input type="checkbox"/> | 3.000 kr eller mer pr dag |

- 7b) HVOR MANGE DAGER VILLE DU DELTATT I JAKTEN PÅ DISSE BETINGELSENE OG TIL DEN PRISEN DU HAR OPPGITT? (Sett ett kryss)

- | | | | | | |
|----------------------------|---------|----------------------------|-----------|----------------------------|--------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 dager | 4 <input type="checkbox"/> | 7-9 dager | 7 <input type="checkbox"/> | 16-18 dager |
| 2 <input type="checkbox"/> | 1-3 " | 5 <input type="checkbox"/> | 10-12 " | 8 <input type="checkbox"/> | 19-21 " |
| 3 <input type="checkbox"/> | 4-6 " | 6 <input type="checkbox"/> | 13-15 " | 9 <input type="checkbox"/> | 22 dager eller mer |

- 8) Tenk deg at du i stedet for å være gjestejeger fikk tilbud om å bli med som fullt medlem av dette jaktlaget. Laget består altså av 5 jegere medregnet deg selv, og dere feller ca 2 elger hvert år. Din andel av fangsten blir en halv elg, eller ca 60 kg rent kjøtt.

HVOR MYE PENGER KUNNE DU MAKSIMALT TENKE DEG Å BRUKE PR ÅR TIL LEIE AV TERRENG, VÅPEN, REISER, KJØTT M.M. FOR Å VÆRE MED PÅ DENNE ELGJAKTEN?

Marker dette beløpet med ett kryss i denne listen.

- | | | | | | |
|----------------------------|------------|-----------------------------|----------------|-----------------------------|---------------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 kr pr år | 9 <input type="checkbox"/> | 2.500 kr pr år | 17 <input type="checkbox"/> | 12.500 kr pr år |
| 2 <input type="checkbox"/> | 100 -" | 10 <input type="checkbox"/> | 3.000 -" | 18 <input type="checkbox"/> | 15.000 -" |
| 3 <input type="checkbox"/> | 250 -" | 11 <input type="checkbox"/> | 3.500 -" | 19 <input type="checkbox"/> | 17.500 -" |
| 4 <input type="checkbox"/> | 500 -" | 12 <input type="checkbox"/> | 4.000 -" | 20 <input type="checkbox"/> | 20.000 -" |
| 5 <input type="checkbox"/> | 750 -" | 13 <input type="checkbox"/> | 4.500 -" | 21 <input type="checkbox"/> | 25.000 -" |
| 6 <input type="checkbox"/> | 1.000 -" | 14 <input type="checkbox"/> | 5.000 -" | 22 <input type="checkbox"/> | 30.000 -" |
| 7 <input type="checkbox"/> | 1.500 -" | 15 <input type="checkbox"/> | 7.500 -" | 23 <input type="checkbox"/> | 35.000 -" |
| 8 <input type="checkbox"/> | 2.000 -" | 16 <input type="checkbox"/> | 10.000 -" | 24 <input type="checkbox"/> | 40.000 kr pr år eller mer |

-3-

(skjema B)

De neste spørsmålene dreier seg om en tenkt situasjon, og kan være vanskelige å svare på. Prøv likevel å svare så godt som mulig hva du tror du ville ha gjort hvis du hadde fått et slikt tilbud i virkeligheten!

- 7a) Tenk deg at du fikk tilbud om å bli med som gjestejeger og skytter på et elgjaktlag i hjemkommunen din de første dagene av jakten. Jaktlaget består av 9 jegere fra før, og feller ca 2 elger hvert år. Du får ikke rett til noe kjøtt gratis, men du kan beholde hode og gevir hvis du selv skyter en okse.

HVOR MYE VIL DU MAKSIMALT VÆRE VILLIG TIL Å BETALE TIL JAKTLAGET PR DAG FOR Å VÆRE SLIK GJESTEJEGER?

Sett ett kryss i listen nedenfor utenfor den høyeste prisen du vil betale for dette.

- | | | | | | |
|----------------------------|-------------|----------------------------|---------------|-----------------------------|---------------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 kr pr dag | 5 <input type="checkbox"/> | 300 kr pr dag | 9 <input type="checkbox"/> | 1.250 kr pr dag |
| 2 <input type="checkbox"/> | 50 -"- | 6 <input type="checkbox"/> | 500 -"- | 10 <input type="checkbox"/> | 1.500 -"- |
| 3 <input type="checkbox"/> | 100 -"- | 7 <input type="checkbox"/> | 750 -"- | 11 <input type="checkbox"/> | 2.000 -"- |
| 4 <input type="checkbox"/> | 200 -"- | 8 <input type="checkbox"/> | 1.000 -"- | 12 <input type="checkbox"/> | 3.000 kr eller mer pr dag |

- 7b) HVOR MANGE DAGER VILLE DU DELTATT I JAKTEN PÅ DISSE BETINGELSENE OG TIL DEN PRISEN DU HAR OPPGITT? (Sett ett kryss)

- | | | | | | |
|----------------------------|---------|----------------------------|-----------|----------------------------|--------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 dager | 4 <input type="checkbox"/> | 7-9 dager | 7 <input type="checkbox"/> | 16-18 dager |
| 2 <input type="checkbox"/> | 1-3 " | 5 <input type="checkbox"/> | 10-12 " | 8 <input type="checkbox"/> | 19-21 " |
| 3 <input type="checkbox"/> | 4-6 " | 6 <input type="checkbox"/> | 13-15 " | 9 <input type="checkbox"/> | 22 dager eller mer |

- 8) Tenk deg at du i stedet for å være gjestejeger fikk tilbud om å bli med som fullt medlem av dette jaktlaget. Laget består altså av 10 jegere medregnet deg selv, og dere feller ca 2 elger hvert år. Din andel av fangsten blir en kvart elg, eller ca 30 kg rent kjøtt.

HVOR MYE PENGER KUNNE DU MAKSIMALT TENKE DEG Å BRUKE PR ÅR TIL LEIE AV TERRENG, VÅPEN, REISER, KJØTT M.M. FOR Å VÆRE MED PÅ DENNE ELGJAKTEN?

Marker dette beløpet med ett kryss i denne listen.

- | | | | | | |
|----------------------------|------------|-----------------------------|----------------|-----------------------------|---------------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 kr pr år | 9 <input type="checkbox"/> | 2.500 kr pr år | 17 <input type="checkbox"/> | 12.500 kr pr år |
| 2 <input type="checkbox"/> | 100 -"- | 10 <input type="checkbox"/> | 3.000 -"- | 18 <input type="checkbox"/> | 15.000 -"- |
| 3 <input type="checkbox"/> | 250 -"- | 11 <input type="checkbox"/> | 3.500 -"- | 19 <input type="checkbox"/> | 17.500 -"- |
| 4 <input type="checkbox"/> | 500 -"- | 12 <input type="checkbox"/> | 4.000 -"- | 20 <input type="checkbox"/> | 20.000 -"- |
| 5 <input type="checkbox"/> | 750 -"- | 13 <input type="checkbox"/> | 4.500 -"- | 21 <input type="checkbox"/> | 25.000 -"- |
| 6 <input type="checkbox"/> | 1.000 -"- | 14 <input type="checkbox"/> | 5.000 -"- | 22 <input type="checkbox"/> | 30.000 -"- |
| 7 <input type="checkbox"/> | 1.500 -"- | 15 <input type="checkbox"/> | 7.500 -"- | 23 <input type="checkbox"/> | 35.000 -"- |
| 8 <input type="checkbox"/> | 2.000 -"- | 16 <input type="checkbox"/> | 10.000 -"- | 24 <input type="checkbox"/> | 40.000 kr pr år eller mer |

-3-

(skjema C)

De neste spørsmålene dreier seg om en tenkt situasjon, og kan være vanskelige å svare på. Prøv likevel å svare så godt som mulig hva du tror du ville ha gjort hvis du hadde fått et slikt tilbud i virkeligheten!

- 7a) Tenk deg at du fikk tilbud om å bli med som gjestejeger og skytter på et elgjaktlag i hjemkommunen din de første dagene av jakten. Jaktlaget består av 9 jegere før før, og feller ca 10 elger hvert år. Du får ikke rett til noe kjøtt gratis, men du kan beholde hode og gevir hvis du selv skyter en okse.

HVOR MYE VIL DU MAKSIMALT VÆRE VILLIG TIL Å BETALE TIL JAKTLAGET PR DAG FOR Å VÆRE SLIK GJESTEJEGER?

Sett ett kryss i listen nedenfor utenfor den høyeste prisen du vil betale for dette.

- | | | | | | |
|----------------------------|-------------|----------------------------|---------------|-----------------------------|---------------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 kr pr dag | 5 <input type="checkbox"/> | 300 kr pr dag | 9 <input type="checkbox"/> | 1.250 kr pr dag |
| 2 <input type="checkbox"/> | 50 -- | 6 <input type="checkbox"/> | 500 -- | 10 <input type="checkbox"/> | 1.500 -- |
| 3 <input type="checkbox"/> | 100 -- | 7 <input type="checkbox"/> | 750 -- | 11 <input type="checkbox"/> | 2.000 -- |
| 4 <input type="checkbox"/> | 200 -- | 8 <input type="checkbox"/> | 1.000 -- | 12 <input type="checkbox"/> | 3.000 kr eller mer pr dag |

- 7b) HVOR MANGE DAGER VILLE DU DELTATT I JAKTEN PÅ DISSE BETINGELSENE OG TIL DEN PRISEN DU HAR OPPGITT? (Sett ett kryss)

- | | | | | | |
|----------------------------|---------|----------------------------|-----------|----------------------------|--------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 dager | 4 <input type="checkbox"/> | 7-9 dager | 7 <input type="checkbox"/> | 16-18 dager |
| 2 <input type="checkbox"/> | 1-3 " | 5 <input type="checkbox"/> | 10-12 " | 8 <input type="checkbox"/> | 19-21 " |
| 3 <input type="checkbox"/> | 4-6 " | 6 <input type="checkbox"/> | 13-15 " | 9 <input type="checkbox"/> | 22 dager eller mer |

- 8) Tenk deg at du i stedet for å være gjestejeger fikk tilbud om å bli med som fullt medlem av dette jaktlaget. Laget består altså av 10 jegere medregnet deg selv, og dere feller ca 10 elger hvert år. Din andel av fangsten blir en hel elg, eller ca 120 kg rent kjøtt.

HVOR MYE PENGER KUNNE DU MAKSIMALT TENKE DEG Å BRUKE PR ÅR TIL LEIE AV TERRENG, VÅPEN, REISER, KJØTT M.M. FOR Å VÆRE MED PÅ DENNE ELGJAKTEN?

Marker dette beløpet med ett kryss i denne listen.

- | | | | | | |
|----------------------------|------------|-----------------------------|----------------|-----------------------------|---------------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 kr pr år | 9 <input type="checkbox"/> | 2.500 kr pr år | 17 <input type="checkbox"/> | 12.500 kr pr år |
| 2 <input type="checkbox"/> | 100 -- | 10 <input type="checkbox"/> | 3.000 -- | 18 <input type="checkbox"/> | 15.000 -- |
| 3 <input type="checkbox"/> | 250 -- | 11 <input type="checkbox"/> | 3.500 -- | 19 <input type="checkbox"/> | 17.500 -- |
| 4 <input type="checkbox"/> | 500 -- | 12 <input type="checkbox"/> | 4.000 -- | 20 <input type="checkbox"/> | 20.000 -- |
| 5 <input type="checkbox"/> | 750 -- | 13 <input type="checkbox"/> | 4.500 -- | 21 <input type="checkbox"/> | 25.000 -- |
| 6 <input type="checkbox"/> | 1.000 -- | 14 <input type="checkbox"/> | 5.000 -- | 22 <input type="checkbox"/> | 30.000 -- |
| 7 <input type="checkbox"/> | 1.500 -- | 15 <input type="checkbox"/> | 7.500 -- | 23 <input type="checkbox"/> | 35.000 -- |
| 8 <input type="checkbox"/> | 2.000 -- | 16 <input type="checkbox"/> | 10.000 -- | 24 <input type="checkbox"/> | 40.000 kr pr år eller mer |

-3-

(skjema D)

De neste spørsmålene dreier seg om en tenkt situasjon, og kan være vanskelige å svare på. Prøv likevel å svare så godt som mulig hva du tror du ville ha gjort hvis du hadde fått et slikt tilbud i virkeligheten!

- 7a) Tenk deg at du fikk tilbud om å bli med som gjestejeger og skytter på et elgjaktlag i hjemkommunen din de første dagene av jakten. Jaktlaget består av 39 jegere fra før, og feller ca 20 elger hvert år. Du får ikke rett til noe kjøtt gratis, men du kan beholde hode og gevir hvis du selv skyter en okse.

HVOR MYE VIL DU MAKSIMALT VERE VILLIG TIL Å BETALE TIL JAKTLAGET PR DAG FOR Å VÆRE SLIK GJESTEJEGER?

Sett ett kryss i listen nedenfor utenfor den høyeste prisen du vil betale for dette.

- | | | |
|--|--|---|
| 1 <input type="checkbox"/> 0 kr pr dag | 5 <input type="checkbox"/> 300 kr pr dag | 9 <input type="checkbox"/> 1.250 kr pr dag |
| 2 <input type="checkbox"/> 50 -- | 6 <input type="checkbox"/> 500 -- | 10 <input type="checkbox"/> 1.500 -- |
| 3 <input type="checkbox"/> 100 -- | 7 <input type="checkbox"/> 750 -- | 11 <input type="checkbox"/> 2.000 -- |
| 4 <input type="checkbox"/> 200 -- | 8 <input type="checkbox"/> 1.000 -- | 12 <input type="checkbox"/> 3.000 kr eller mer pr dag |

- 7b) **HVOR MANGE DAGER VILLE DU DELTATT I JAKTEN PÅ DISSE BETINGELSENE OG TIL DEN PRISEN DU HAR OPPGITT? (Sett ett kryss)**

- | | | |
|------------------------------------|--------------------------------------|---|
| 1 <input type="checkbox"/> 0 dager | 4 <input type="checkbox"/> 7-9 dager | 7 <input type="checkbox"/> 16-18 dager |
| 2 <input type="checkbox"/> 1-3 " | 5 <input type="checkbox"/> 10-12 " | 8 <input type="checkbox"/> 19-21 " |
| 3 <input type="checkbox"/> 4-6 " | 6 <input type="checkbox"/> 13-15 " | 9 <input type="checkbox"/> 22 dager eller mer |

- 8) Tenk deg at du i stedet for å være gjestejeger fikk tilbud om å bli med som fullt medlem av dette jaktlaget. Laget består altså av 40 jegere medregnet deg selv, og dere feller ca 20 elger hvert år. Din andel av fangsten blir en halv elg, eller ca 60 kg rent kjøtt.

HVOR MYE PENGER KUNNE DU MAKSIMALT TENKE DEG Å BRUKE PR ÅR TIL LEIE AV TERRENG, VÅPEN, REISER, KJØTT M.M. FOR Å VÆRE MED PÅ DENNE ELGJAKTEN?

Marker dette beløpet med ett kryss i denne listen.

- | | | |
|---------------------------------------|---|---|
| 1 <input type="checkbox"/> 0 kr pr år | 9 <input type="checkbox"/> 2.500 kr pr år | 17 <input type="checkbox"/> 12.500 kr pr år |
| 2 <input type="checkbox"/> 100 -- | 10 <input type="checkbox"/> 3.000 -- | 18 <input type="checkbox"/> 15.000 -- |
| 3 <input type="checkbox"/> 250 -- | 11 <input type="checkbox"/> 3.500 -- | 19 <input type="checkbox"/> 17.500 -- |
| 4 <input type="checkbox"/> 500 -- | 12 <input type="checkbox"/> 4.000 -- | 20 <input type="checkbox"/> 20.000 -- |
| 5 <input type="checkbox"/> 750 -- | 13 <input type="checkbox"/> 4.500 -- | 21 <input type="checkbox"/> 25.000 -- |
| 6 <input type="checkbox"/> 1.000 -- | 14 <input type="checkbox"/> 5.000 -- | 22 <input type="checkbox"/> 30.000 -- |
| 7 <input type="checkbox"/> 1.500 -- | 15 <input type="checkbox"/> 7.500 -- | 23 <input type="checkbox"/> 35.000 -- |
| 8 <input type="checkbox"/> 2.000 -- | 16 <input type="checkbox"/> 10.000 -- | 24 <input type="checkbox"/> 40.000 kr pr år eller mer |

-4-

(skjema a) *agd*

- 9) Tenk deg at du ikke ble med på elgjakten, men istedet ble tilbudt å kjøpe akkurat 60 kg elgkjøtt fra jaktlaget.

HVA ER DEN HØYESTE PRISEN DU VILLE BETALT PR KG FOR DETTE KJØTTET?

Marker prisen med ett kryss.

- 1 0 kr pr kg/Jeg ville ikke ha kjøpt kjøttet
- 2 1- 5 kr pr kg 7 25-29 kr pr kg 12 50-54 kr pr kg
- 3 6- 9 "--" 8 30-34 "--" 13 55-59 "--"
- 4 10-14 "--" 9 35-39 "--" 14 60-64 "--"
- 5 15-19 "--" 10 40-44 "--" 15 65-69 "--"
- 6 20-24 "--" 11 45-49 "--" 16 70 kr pr kg
eller mer

De som ikke jaktet elg i 1986, kan nå hoppe direkte til spørsmål 35-39 på side 10 i skjemaet!

De som jaktet elg i 1986 begynner nå med spørsmål 10.

- 10) HVOR MANGE SESONGER HAR DU DREVET ELGJAKT? CA _____ sesonger

- 11) HAR DU SELV SKUTT ELG I LØPET AV DINE ÅR SOM JEGER?

- 2 Nei
- 1 Ja → Hvor mange? _____ elger

- 12) HVOR MANGE ELGJAKTLAG VAR DU MED PÅ I 1986?

- 1 Et elgjaktlag
- 2 To elgjaktlag
- 3 Tre eller flere elgjaktlag

Dersom du var med på mer enn ett jaktlag i 1986, skal du i resten av spørsmålene velge ut det jaktlaget som er det viktigste for deg, hovedelgjakten din. Når du svarer skal du bare tenke på dette ene laget, og svare som om du ikke hadde vært med på andre lag i det hele tatt.

- 13) HVOR MANGE JEGERE VAR DET PÅ LAGET DITT I 1986 NÅR DU TELLER MED DEG SELV?

_____ jegere

(skjema b)

- 4 -

- 9) Tenk deg at du ikke ble med på elgjakten, men istedet ble tilbudt å kjøpe akkurat 30 kg elgkjøtt fra jaktlaget.

HVA ER DEN HØYESTE PRISEN DU VILLE BETALT PR KG FOR DETTE KJØTTET?

Marker prisen med ett kryss.

- | | | | |
|----------------------------|--|-----------------------------|-----------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0 kr pr kg/Jeg ville ikke ha kjøpt kjøttet | | |
| 2 <input type="checkbox"/> | 1- 5 kr pr kg | 7 <input type="checkbox"/> | 25-29 kr pr kg |
| 3 <input type="checkbox"/> | 6- 9 -- | 8 <input type="checkbox"/> | 30-34 -- |
| 4 <input type="checkbox"/> | 10-14 -- | 9 <input type="checkbox"/> | 35-39 -- |
| 5 <input type="checkbox"/> | 15-19 -- | 10 <input type="checkbox"/> | 40-44 -- |
| 6 <input type="checkbox"/> | 20-24 -- | 11 <input type="checkbox"/> | 45-49 -- |
| | | 12 <input type="checkbox"/> | 50-54 kr pr kg |
| | | 13 <input type="checkbox"/> | 55-59 -- |
| | | 14 <input type="checkbox"/> | 60-64 -- |
| | | 15 <input type="checkbox"/> | 65-69 -- |
| | | 16 <input type="checkbox"/> | 70 kr pr kg eller mer |

De som ikke jaktet elg i 1986, kan nå hoppe direkte til spørsmål 35 - 39 på side 10 i skjemaet!

De som jaktet elg i 1986 begynner nå med spørsmål 10.

- 10) HVOR MANGE SESONGER HAR DU DREVET ELGJAKT? CA _____ sesonger

- 11) HAR DU SELV SKUTT ELG I LØPET AV DINE ÅR SOM JEGER?

- 2 Nei
1 Ja → Hvor mange? _____ elger

- 12) HVOR MANGE ELGJAKTLAG VAR DU MED PÅ I 1986?

- 1 Et elgjaktlag
2 To elgjaktlag
3 Tre eller flere elgjaktlag

Dersom du var med på mer enn ett jaktlag i 1986, skal du i resten av spørsmålene velge ut det jaktlaget som er det viktigste for deg, hovedelgjakten din. Når du svarer skal du bare tenke på dette ene laget, og svare som om du ikke hadde vært med på andre lag i det hele tatt.

- 13) HVOR MANGE JEGERE VAR DET PÅ LAGET DITT I 1986 NÅR DU TELLER MED DEG SELV?

_____ jegere

skjema c)

- 4 -

- 9) Tenk deg at du ikke ble med på elgjakten, men istedet ble tilbudt å kjøpe akkurat 120 kg elgkjøtt fra jaktlaget.

HVA ER DEN HØYESTE PRISEN DU VILLE BETALT PR KG FOR DETTE KJØTTET?

Marker prisen med ett kryss.

- 1 0 kr pr kg/Jeg ville ikke ha kjøpt kjøttet
- 2 1- 5 kr pr kg 7 25-29 kr pr kg 12 50-54 kr pr kg
- 3 6- 9 "--" 8 30-34 "--" 13 55-59 "--"
- 4 10-14 "--" 9 35-39 "--" 14 60-64 "--"
- 5 15-19 "--" 10 40-44 "--" 15 65-69 "--"
- 6 20-24 "--" 11 45-49 "--" 16 70 kr pr kg
eller mer

De som ikke jaktet elg i 1986, kan nå hoppe direkte til spørsmål 35 - 39 på side 10 i skjemaet!

De som jaktet elg i 1986 begynner nå med spørsmål 10.

- 10) HVOR MANGE SESONGER HAR DU DREVET ELGJAKT? CA _____ sesonger

- 11) HAR DU SELV SKUTT ELG I LØPET AV DINE ÅR SOM JEGER?

- 2 Nei
- 1 Ja → Hvor mange? _____ elger

- 12) HVOR MANGE ELGJAKTLAG VAR DU MED PÅ I 1986?

- 1 Et elgjaktlag
- 2 To elgjaktlag
- 3 Tre eller flere elgjaktlag

Dersom du var med på mer enn ett jaktlag i 1986, skal du i resten av spørsmålene velge ut det jaktlaget som er det viktigste for deg, hovedelgjakten din. Når du svarer skal du bare tenke på dette ene laget, og svare som om du ikke hadde vært med på andre lag i det hele tatt.

- 13) HVOR MANGE JEGERE VAR DET PÅ LAGET DITT I 1986 NÅR DU TELLER MED DEG SELV?

_____ jegere

- 5 -

14) HVOR MANGE DAGER BRUKTE DU TIL ELGJAKT I 1986? _____ dager

15) HVORDAN FIKK DU FRI TIL Å JAKTE ELG DETTE ÅRET?

De som ikke er i fast arbeid (arbeidstaker eller selvstendig) hopper over dette spørsmålet. Angi hvor mange dager av hver type du brukte til elgjakten.

Lørdager og søndager : _____ dager

Vanlige feriedager : _____ dager

Avspasering/Fleksitid : _____ dager

Ekstra fri fra jobben uten lønn: _____ dager

16) HVOR MANGE ELG FELTE DITT JAKTLAG I ALT I 1986?

_____ antall voksne og ungdyr (1 1/2 år og eldre)

_____ antall kalver (1/2 år)

17) HVOR MANGE ELG BLE FELT AV LAGET MENS DU SELV VAR MED PÅ JAKTEN?

_____ antall voksne og ungdyr

_____ antall kalver

18) HVOR STOR FELLINGSKVOTE HADDE DERE I 1986?

_____ antall voksne og ungdyr

_____ antall kalver

19) Dette spørsmålet svarer du bare på hvis dere ikke felte hele kvoten.

HVA ER DEN VIKTIGSTE ÅRSÅKEN TIL AT DERE IKKE FELTE ALLE ELGENE I FELLINGSKVOTEN?

1 Jaktlaget mente det var fornuftig å spare noen dyr med tanke på elgstammen i framtida

2 Jakttiden for elg ble for kort

3 Jegerne på laget gikk lei av å jakte elg

4 Andre grunner → Hvilke? _____

20) FELTE DU NOEN DYR SELV I 1986?

2 Nei

1 Ja → Hvor mange? Antall voksne okser : _____

Antall kuer og ungdyr: _____

Antall kalver : _____

-6-

- 21) Tenk deg at du helt uavhengig av de andre på jaktlaget, og uten hensyn til at fellingskvoten skulle fylles, kunne valgt selv hvor mange dager du skulle gått på elgjakt i 1986.

HVOR MANGE DAGER VILLE DU DA HA BRUKT TIL ELGJAKT I 1986?

- 1 Flere dager. → Hvor mange dager i tillegg? _____ dager
 2 Like mange dager som det du gjorde
 3 Færre dager. → Hvor mange dager mindre? _____ dager

- 21b) SYNES DU ALT I ALT AT ELGSTAMMEN I KOMMUNEN DER DU JAKTER ELG BØR VÆRE STØRRE ELLER MINDRE ENN DEN VAR I 1986?

større stamme uendret stamme mindre stamme

- 21c) Tenk deg at du kan jakte elg på samme måten i framtida som du gjorde i 1986. Antall jegere på laget, terrenget og jakttida skal være det samme som i 1986.

HVIS DU KUNNE VELGE SELV HELT FRITT, HVOR STOR FELLINGSKVOTE ØNSKER DU AT JAKTLAGET DITT SKAL HA HVERT ÅR I FRAMTIDA?

_____ antall voksne og ungdyr _____ antall kalver



-7-

22) Elgjakten utføres på mange forskjellige måter.

SETT ETT KRYSS NEDENFOR VED DEN MÅTEN SOM LIKNER MEST PÅ JAKTEN
DIN I 1986?

- 1 Snikjakt med løshund og ståløs, og ingen skyttere på post
 2 Kombinasjonsjakt med hund og noen skyttere på post
 3 Drivjakt med manngård (klapperjakt), og alle skytterne
 plassert på poster
 4 Annen måte. Forklar hvordan: _____

23) HVORDAN TRANSPORTERTE DERE DE FELTE DYRENE UT AV SKOGEN?

Kryss av for den metoden dere brukte mest i 1986.

- 1 Vi bar partene ut selv på ryggen
 2 Vi brukte jordbrukstraktor eller skogsmaskin
 3 Vi brukte hest
 4 Vi brukte annet utstyr (pulk, beltekjøretøy eller lignende)

24) HAR DU NOEN SPESIELL OPPGAVE I JAKTLAGET, SÅ SOM Å VÆRE JAKTLEDER,
HUNDEFØRER, KASSERER ELLER LIKENDE?

- 1 Ja. Hvilken oppgave? _____
 2 Nei

25) I HVILKE KOMMUNER JAKTET DU ELG I 1986?

Oppgi navn på kommunene: _____

26) HVOR LANGT ER DET Å REISE FRA DER DU BOR OG TIL JAKTOMRÅDET DITT?

Oppgi antall km en vei. Ca: _____ km27) LEIDE DU HOTELLROM, CAMPINGHYTTE ELLER NOE ANNET OVERNATTINGS-
STED PÅ GRUNN AV ELGJAKTEN?

- 1 Ja → Hvor mange netter? _____ netter
 2 Nei

- 8 -

(skjema 1)

- 28) Du har kanskje aldri tenkt så nøye over hvor store utgifter du har til elgjakten.

TENK IGJENNOM DETTE, OG ANSLÅ SÅ GODT SOM MULIG HVOR MYE DU SELV BRUKTE PÅ HVERT AV DU PUNKTENE SOM ER NEVNT NEDENFOR I 1986.

Ta ikke med jegeravgiften til staten. Husk å skrive null på de utgiftene du ikke hadde.

- a) Utgifter til leie av jaktterreng, fellingsavgifter, kjøtt m.m. Hvis du betalte alt dette i en sum til jaktlaget eller grunneier, oppgi denne summen: _____ kr
- b) Reiser og leid overnatting i forbindelse med elgjakten (Regn kr 1,50 pr km hvis du kjørte egen bil): _____ kr
- c) Skyteprøve, ammunisjon m.m.: _____ kr
- d) Utgifter til gevær, spesielle jaktklær og annet utstyr du har kjøpt i 1986 spesielt til elgjakten: _____ kr
- e) Andre kostnader.
Angi hvilke kostnader det gjelder: _____

De neste spørsmålene dreier seg om tenkte situasjoner, og kan derfor være vanskelige å svare på. Proov likevel å svare så godt som mulig hva du tror du ville ha gjort hvis du hadde kommet opp i en slik situasjon i virkeligheten.

- 29) Tenk deg først at du kan drive den samme elgjakten som du gjorde i 1986 i framtida. Du er med i det samme jaktlaget, og du jakter i samme terreng med samme fellingskvote, og det er like mye elg som det var i 1986. Det eneste som er forskjellig er at det koster deg mer å drive jakten.

HVA ER DE STØRSTE TOTALE UTGIFTENE TIL ELGJAKTEN DU ER VILLIG TIL Å BETALE PR ÅR FØR DU VELGER Å SLUTTE MED ELGJAKT?

Marker med ett kryss i skalaen.

1 <input type="checkbox"/>	0 kr pr år	9 <input type="checkbox"/>	2.500 kr pr år	17 <input type="checkbox"/>	12.500 kr pr år
2 <input type="checkbox"/>	100 -"-	10 <input type="checkbox"/>	3.000 -"-	18 <input type="checkbox"/>	15.000 -"-
3 <input type="checkbox"/>	250 -"-	11 <input type="checkbox"/>	3.500 -"-	19 <input type="checkbox"/>	17.500 -"-
4 <input type="checkbox"/>	500 -"-	12 <input type="checkbox"/>	4.000 -"-	20 <input type="checkbox"/>	20.000 -"-
5 <input type="checkbox"/>	750 -"-	13 <input type="checkbox"/>	4.500 -"-	21 <input type="checkbox"/>	25.000 -"-
6 <input type="checkbox"/>	1.000 -"-	14 <input type="checkbox"/>	5.000 -"-	22 <input type="checkbox"/>	30.000 -"-
7 <input type="checkbox"/>	1.500 -"-	15 <input type="checkbox"/>	7.500 -"-	23 <input type="checkbox"/>	35.000 -"-
8 <input type="checkbox"/>	2.000 -"-	16 <input type="checkbox"/>	10.000 -"-	24 <input type="checkbox"/>	40.000 kr eller mer pr år

- 8 -

(skjema 7)

28) Du har kanskje aldri tenkt så nøye over hvor store utgifter du har til elgjakten.

TENK IGJENNOM DETTE, OG ANSLÅ SÅ GODT SOM MULIG HVOR MYE DU SELV BRUKTE PÅ HVERT AV DU PUNKTENE SOM ER NEVNT NEDENFOR I 1986.

Ta ikke med jegeravgiften til staten. Husk å skrive null på de utgiftene du ikke hadde.

- a) Utgifter til leie av jaktterreng, fellingsavgifter, kjøtt m.m. Hvis du betalte alt dette i en sum til jaktlaget eller grunneier, oppgi denne summen: _____ kr
- b) Reiser og leid overnatting i forbindelse med elgjakten (Regn kr 1,50 pr km hvis du kjørte egen bil): _____ kr
- c) Skyteprøve, ammunisjon m.m.: _____ kr
- d) Utgifter til gevær, spesielle jaktklær og annet utstyr du har kjøpt i 1986 spesielt til elgjakten: _____ kr
- e) Andre kostnader.
Angi hvilke kostnader det gjelder: _____

De neste spørsmålene dreier seg om tenkte situasjoner, og kan derfor være vanskelige å svare på. Prøv likevel å svare så godt som mulig hva du tror du ville ha gjort hvis du hadde kommet opp i en slik situasjon i virkeligheten.

29) Tenk deg først at du kan drive den samme elgjakten som du gjorde i 1986 i framtida. Du er med i det samme jaktlaget, og du jakter i samme terreng med samme fellingskvote, og det er like mye elg som det var i 1986. Det eneste som er forskjellig er at det koster deg mer å drive jakten.

VILLE DU HA BLITT MED PÅ ELGJAKTEN HVIS DE ÅRLIGE UTGIFTENE DINE DINE BLE 2500 KRONER STØRRE ENN DE VAR I 1986?

- 1 Ja, jeg vil delta selv om jeg må betale 2500 kroner mer enn i 1986.
- 2 Nei, jeg vil slutte med elgjakt hvis jeg må betale så mye.

- 8 -

(skjema 8)

28) Du har kanskje aldri tenkt så nøye over hvor store utgifter du har til elgjakten.

TENK IGJENNOM DETTE, OG ANSLÅ SÅ GODT SOM MULIG HVOR MYE DU SELV BRUKTE PÅ HVERT AV DU PUNKTENE SOM ER NEVNT NEDENFOR I 1986.

Ta ikke med jegeravgiften til staten. Husk å skrive null på de utgiftene du ikke hadde.

- a) Utgifter til leie av jaktterreng, fellingsavgifter, kjøtt m.m. Hvis du betalte alt dette i en sum til jaktlaget eller grunneier, oppgi denne summen: _____ kr
- b) Reiser og leid overnatting i forbindelse med elgjakten (Regn kr 1,50 pr km hvis du kjørte egen bil): _____ kr
- c) Skyteprøve, ammunisjon m.m.: _____ kr
- d) Utgifter til gevær, spesielle jaktklær og annet utstyr du har kjøpt i 1986 spesielt til elgjakten: _____ kr
- e) Andre kostnader.
Angi hvilke kostnader det gjelder: _____

De neste spørsmålene dreier seg om tenkte situasjoner, og kan derfor være vanskelige å svare på. Prøv likevel å svare så godt som mulig hva du tror du ville ha gjort hvis du hadde kommet opp i en slik situasjon i virkeligheten.

29) Tenk deg først at du kan drive den samme elgjakten som du gjorde i 1986 i framtida. Du er med i det samme jaktlaget, og du jakter i samme terreng med samme fellingskvote, og det er like mye elg som det var i 1986. Det eneste som er forskjellig er at det koster deg mer å drive jakten.

VILLE DU HA BLITT MED PÅ ELGJAKTEN HVIS DE ÅRLIGE UTGIFTENE DINE DINE BLE 5000 KRONER STØRRE ENN DE VAR I 1986?

- 1 Ja, jeg vil delta selv om jeg må betale 5000 kroner mer enn i 1986.
- 2 Nei, jeg vil slutte med elgjakt hvis jeg må betale så mye.

-9-

30) HVOR MYE ELGKJØTT FIKK DU I ALT SOM DIN DEL AV JAKTUTBYTTET?

Antall kg i alt: _____ kg

Hvor mye av dette var for areal som du eier? _____ kg

Hvor mye var ren jegerandel? _____ kg

31) Tenk deg nå at du av en eller annen grunn ikke var blitt med på elgjakten i 1986, men at du i stedet ble tilbudt å kjøpe akkurat den samme mengden elgkjøtt som du fikk i jegerandel. Kvaliteten av kjøttet skal også være akkurat den samme som i virkeligheten.

HVA ER DEN HØYESTE PRISEN DU VILLE BETALT PR KG FOR DETTE KJØTTET?

Marker denne prisen med ett kryss.

1	<input type="checkbox"/>	0 kr pr kg	6	<input type="checkbox"/>	25-29 kr pr kg	11	<input type="checkbox"/>	50-54 kr pr kg
2	<input type="checkbox"/>	1- 9 --	7	<input type="checkbox"/>	30-34 --	12	<input type="checkbox"/>	55-59 --
3	<input type="checkbox"/>	10-14 --	8	<input type="checkbox"/>	35-39 --	13	<input type="checkbox"/>	60-64 --
4	<input type="checkbox"/>	15-19 --	9	<input type="checkbox"/>	40-44 --	14	<input type="checkbox"/>	65-69 --
5	<input type="checkbox"/>	20-24 --	10	<input type="checkbox"/>	45-49 --	15	<input type="checkbox"/>	70 kr pr kg eller mer

32) Forestill deg igjen at du kan jakte akkurat på samme måten i framtida som du gjorde i 1986. Tenk deg videre at du før jakt-sesongen ble kontaktet av en annen jeger, som gjerne ville leie eller kjøpe din plass i elgjaktlaget for ett år.

HVIS DE ANDRE PÅ LAGET GODTOK OMBYTTINGEN, HVA ER DET LAVESTE TILBUDET DU VILLE SAGT JA TIL?

Denne handelen betyr at du overlater til kjøperen både retten til å jakte elg, og det kjøttet du får som jegerandel. Hvis du er grunn-eier og mottar kjøtt til areal, skal du beholde dette selv. Du kan heller ikke jakte elg andre steder dette året, men du kan selvsagt bruke betalingen du får til å gå på annen jakt hvis du foretrekker det.

Sett ett kryss i listen nedenfor ved den laveste prisen du vil godta å selge elgjakten din for.

1	<input type="checkbox"/>	0 kr pr år	9	<input type="checkbox"/>	2.500 kr pr år	17	<input type="checkbox"/>	12.500 kr pr år
2	<input type="checkbox"/>	100 --	10	<input type="checkbox"/>	3.000 --	18	<input type="checkbox"/>	15.000 --
3	<input type="checkbox"/>	250 --	11	<input type="checkbox"/>	3.500 --	19	<input type="checkbox"/>	17.500 --
4	<input type="checkbox"/>	500 --	12	<input type="checkbox"/>	4.000 --	20	<input type="checkbox"/>	20.000 --
5	<input type="checkbox"/>	750 --	13	<input type="checkbox"/>	4.500 --	21	<input type="checkbox"/>	25.000 --
6	<input type="checkbox"/>	1.000 --	14	<input type="checkbox"/>	5.000 --	22	<input type="checkbox"/>	30.000 --
7	<input type="checkbox"/>	1.500 --	15	<input type="checkbox"/>	7.500 --	23	<input type="checkbox"/>	35.000 --
8	<input type="checkbox"/>	2.000 --	16	<input type="checkbox"/>	10.000 --	24	<input type="checkbox"/>	40.000 kr eller mer pr år

-10-

33) HAR DU ELGHUND SELV?

2 Nei1 Ja — HVIS DU IKKE TRENGTE HUND TIL ELGJAKTEN, TROR DU AT DU ELLER FAMILIEN DIN VILLE HATT HUND AV EN ELLER ANNEN RASE LIKEVEL?1 Ja2 Nei

34) HVA SLAGS JAKTRETT ELLER LEIEFORHOLD HADDE DU SELV TIL ELGJAKTEN I 1986? (Sett ett kryss).

1 Er grunneier selv i jaktområdet2 Jaktet sammen med naboer, venner eller familie som er grunneiere3 Jaktet på arbeidsgiverens grunn til rimelig pris og med fortrinnsrett4 Jaktlaget mitt leide jakt på grunn som ingen av jegerne eier

35) De radioaktive utslippene etter ulykken i det russiske kjerne-kraftverket i Tjernobyl i 1986 skapte blant annet frykt for at det kunne bli farlig å spise viltkjøtt.

HAR DENNE ULYKKEN PÅVIRKET DINE TANKER OM JAKT OG JAKTGLEDE I VESENTLIG GRAD, NÅR DU TENKER OVER DET I ETTERTID?

2 Nei1 Ja → BETYR DETTE AT JAKTEN ALT I ALT ER MINDRE VIKTIG FOR DEG NÅ ENN DEN VAR FØR DENNE ULYKKEN?1 Ja2 Nei

36) OMTRENT HVOR STOR VAR DEN SAMLEDE INNTEKTEN FOR DIN HUSSTAND I 1986 FØR SKATTEN BLE TRUKKET FRA, DVS. SUMMEN AV BRUTTOINNTEKTENE TIL ALLE PERSONENE I HUSHOLDNINGEN DIN?

- | | | | |
|----------------------------|-------------------|-----------------------------|----------------------|
| 1 <input type="checkbox"/> | 0- 50.000 kr | 9 <input type="checkbox"/> | 226.000-250.000 kr |
| 2 <input type="checkbox"/> | 51.000- 75.000 " | 10 <input type="checkbox"/> | 251.000-300.000 " |
| 3 <input type="checkbox"/> | 76.000-100.000 " | 11 <input type="checkbox"/> | 301.000-350.000 " |
| 4 <input type="checkbox"/> | 101.000-125.000 " | 12 <input type="checkbox"/> | 351.000-400.000 " |
| 5 <input type="checkbox"/> | 126.000-150.000 " | 13 <input type="checkbox"/> | 401.000-500.000 " |
| 6 <input type="checkbox"/> | 151.000-175.000 " | 14 <input type="checkbox"/> | 501.000-600.000 " |
| 7 <input type="checkbox"/> | 176.000-200.000 " | 15 <input type="checkbox"/> | 601.000-800.000 " |
| 8 <input type="checkbox"/> | 201.000-225.000 " | 16 <input type="checkbox"/> | 801.000 kr eller mer |

-11-

De jegerne som eier skog- og utmarksarealer der det drives elgjakt ber vi om å svare på spørsmålene 37-39. De som ikke er grunneiere er nå ferdige. Tusen takk for hjelpen!

37) HVOR STORE UTMARKSAREALER MED RETT TIL ELGJAKT EIER DU?

_____ dekar

38) HVA FIKK DU IGJEN FOR ELGJAKTA PÅ DISSE AREALENE I 1986?

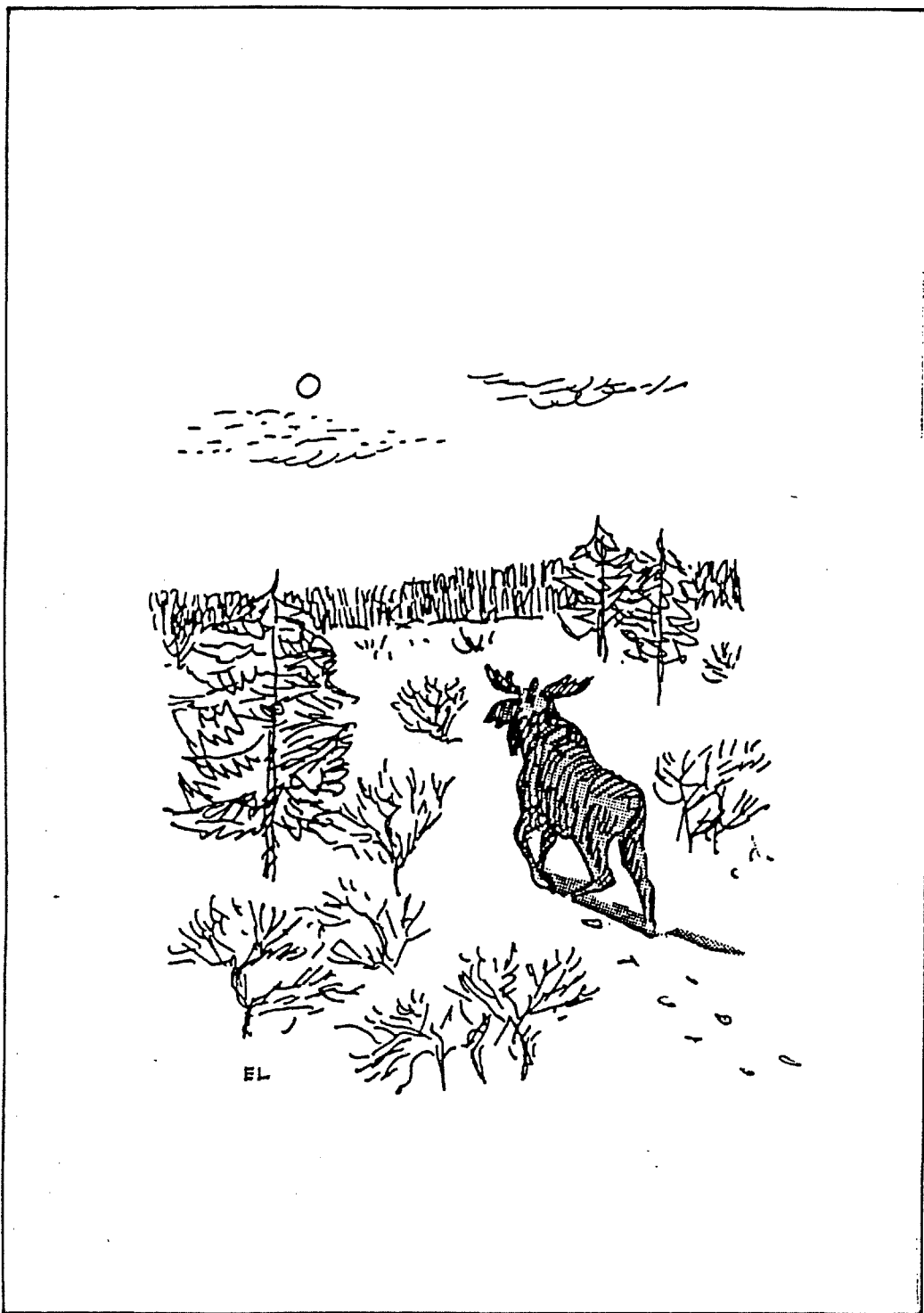
Oppgi her kjøttandeler for areal og leie som du har mottatt for elgjakt på terrenget ditt. Ta ikke med kjøttandeler som du fikk for din egen innsats som jeget! (Husk å skrive null hvis det er null!)

_____ kg kjøtt _____ kr

39) HVORDAN ER DU FORNØYD MED DEN MÅTEN ELGJAKTEN UTNYTTES PÅ DIN EIENDOM I DAG?

- 1 Godt fornøyd med dagens ordning
- 2 Middels fornøyd. Ønsker å få mer igjen for elgjaktretten, men har ingen planer om å kreve endringer
- 3 Lite fornøyd med dagens ordning. Vil vurdere å kreve høyere betaling for utleie av terreng eller større andel kjøtt til areal ved neste års jakt

Vi takker igjen for ditt bidrag til forskningsprosjektet vårt, og ber deg postlegge skjemaet i vedlagte gratis svarikonvolutt. Har du noen kommentarer til skjemaet eller om jakt og vilt-saker ellers kan du notere dette nedenfor her!



EL

Appendiks

Øyvind Bakke

Bestandsmodeller

A.1 Forenklet, deterministisk modell

A.1.1 Forutsetninger og problemstilling

I en enkel modell for avskyting av elg ønsker vi å maksimalisere kjøttmengden som tas ut hver jakt.

Vi antar at bestanden består av fire typer dyr: Kalver, ettåringer, voksne kyr og voksne okser. I årssyklusen regner vi med følgende begivenheter: Paring, jakt, vinterbeite med naturlig død, og kalving/aldring (i denne rekkefølgen).

Vi lar n_0 betegne antall (nullårige) kalver, n_1 antall ettåringer, n_2 antall voksne (2 år eller mer) kyr og n_4 antall voksne okser, alt ved paringen. Vi antar at en andel p_0 av kalvene, p_1 av ettåringene, p_2 av kyrne og p_4 av oksene overlever jakta. Av de som overlever jakta antar vi at en andel s_1 av ettåringene, s_2 av kyrne og s_4 av oksene overlever vinteren, og at en andel $p_2q + (1 - p_2)r$ av kalvene overlever vinteren, slik at sannsynligheten for vinteroverlevelse er q for kalv med mor og r for kalv uten mor. Av de dyra som nå er igjen, foregår kalvings-/aldrings-prosessen slik: Kalvene blir ettåringer, halvparten av ettåringene blir kyr og halvparten okser, mens hver overlevende ku får én kalv. En oversikt over en årssyklus er gitt i tabell A.1.

Tabell A.1: Oversikt over en årssyklus. Antall dyr av hver type dyr ved forskjellige tidspunkt i årssyklusen er vist. For å få stabil bestand, kreves det at antallet av hver type etter en årssyklus er lik tilsvarende antall etter forrige årssyklus.

	Paring	Jakt	Vinter	Kalving/aldring	
Kalver	n_0	\longrightarrow	n_0p_0	\longrightarrow	$n_0p_0(p_2q + (1 - p_2)r) \longrightarrow n_2p_2s_2 = n_0$
Ettåringer	n_1	\longrightarrow	n_1p_1	\longrightarrow	$n_1p_1s_1 \longrightarrow n_0p_0(p_2q + (1 - p_2)r) = n_1$
Kyr	n_2	\longrightarrow	n_2p_2	\longrightarrow	$n_2p_2s_2 \longrightarrow n_2p_2s_2 + \frac{1}{2}n_1p_1s_1 = n_2$
Okser	n_4	\longrightarrow	n_4p_4	\longrightarrow	$n_4p_4s_4 \longrightarrow n_4p_4s_4 + \frac{1}{2}n_1p_1s_1 = n_4$

Lar vi w_0, w_1, w_2 og w_4 betegne slaktevektene for hhv. kalver, ettåringer, voksne kyr og voksne okser, blir den totale kjøttmengden som tas ut ved jakta

$$F = n_0(1 - p_0)w_0 + n_1(1 - p_1)w_1 + n_2(1 - p_2)w_2 + n_4(1 - p_4)w_4,$$

og denne ønskes maksimalisert. Imidlertid er det tre betingelser vi ønsker å ta hensyn til:

Stabilitet For å få stabilitet, må p_i -ene velges slik at antallene av hver type individer etter én årssyklus er lik de samme antallene etter foregående årssyklus, og vi får fire likninger som er vist til høyre i tabell A.1. Betrakter vi disse likningene som et likningssystem i n_0, n_1, n_2 og n_4 , ønsker vi dessuten en ikke-triviell løsning, noe vi har hvis og bare hvis determinanten er lik null,

$$2(1 - s_2p_2) = s_1s_2p_0p_1p_2(qp_2 + r(1 - p_2)). \quad (A.1)$$

(Med den trivielle løsningen menes $n_0 = n_1 = n_2 = n_4 = 0$.)

Kjønnsforhold Vi krever vi at forholdet mellom antall voksne okser og antall voksne kyr under paringssesongen minst må være lik en nedre grense k ,

$$n_4 \geq kn_2. \quad (A.2)$$

Belastning på vinterbeite Vi krever at belastningen på vinterbeitet høyst må være lik en øvre grense K ,

$$\alpha_0n_0p_0 + \alpha_1n_1p_1 + \alpha_2n_2p_2 + \alpha_4n_4p_4 \leq K. \quad (A.3)$$

Her angir α_i , $i = 0, 1, 2, 4$, belastningen hvert individ av hver type utgjør, og summen framkommer ved å legge antallene av hver type før vinterbeitet (se tabell A.1) til grunn.

A.1.2 Optimal jaktpolitikk

Vi ønsker altså å finne n_0, n_1, n_2, n_4 (som er bestandssammensetningen ved paring) og p_0, p_1, p_2 og p_4 (der $1 - p_i$ er jaktuttaket av hver type dyr) slik at uttatt kjøttmengde maksimaliseres under de nevnte bibetingelsene.

Stabilitetsbetingelsen gir

$$\begin{aligned}
 p_1 &= \frac{2(1 - s_2 p_2)}{s_1 s_2 p_2 (q p_2 + r(1 - p_2))}, \\
 n_0 &= s_2 p_2 n_2, \\
 n_1 &= s_2 p_0 p_2 (q p_2 + r(1 - p_2)) n_2, \\
 n_4 &= \frac{1 - s_2 p_2}{1 - s_4 p_4} n_2.
 \end{aligned}$$

Dermed kan F uttrykkes ved bare fire av de åtte variablene, nemlig p_0 , p_2 , p_4 og n_2 :

$$\begin{aligned}
 F &= \left(s_2 p_2 (1 - p_0) w_0 + \left(s_2 p_0 p_2 (q p_2 + r(1 - p_2)) - \frac{2}{s_1} (1 - s_2 p_2) \right) w_1 \right. \\
 &\quad \left. + (1 - p_2) w_2 + \frac{1 - s_2 p_2}{1 - s_4 p_4} (1 - p_4) w_4 \right) n_2.
 \end{aligned}$$

For å oppnå maksimal kjøttavkastning velges belastningen på vinterbeitet lik K , og dette gir sammen med stabilitetslikningene over

$$n_2 = K \left(\alpha_0 s_2 p_0 p_2 + \alpha_1 \cdot \frac{2}{s_1} (1 - s_2 p_2) + \alpha_2 p_2 + \alpha_4 \cdot \frac{1}{\frac{1}{p_4} - s_4} (1 - s_2 p_2) \right)^{-1}.$$

Videre bør en for å oppnå maksimal kjøttavkastning nøye seg med ha så få gjenlevende okser etter jakt som betingelsen om kjønnsforhold krever, dvs. $n_4 = k n_2$. Dette er ikke alltid mulig. Som det framgår av én av stabilitetslikningene over, er kjønnsforholdet n_4/n_2 bestemt av p_2 og p_4 , dvs. av uttaket av kyr og okser. Ved lite kjønnsforhold og stort uttak av kyr kan en ikke gjøre mer enn å skyte alle okser. Likevel kan antall hannlige ettåringer som overlever kommende vinter, være større enn det antall okser som kreves for å opprettholde kjønnsforholdet. Dette gir

$$p_4 = \max \left(0, \frac{1}{s_4} \left(1 - \frac{1}{k} (1 - s_2 p_2) \right) \right).$$

Spesielt vil antall kyr som tas ut øke med antall okser som tas ut.

Dermed kan F uttrykkes bare ved p_0 og p_2 , og maksimum av F kan for eksempel finnes ved å bruke en numerisk metode, idet en sørger for at $0 \leq p_i \leq 1$, $i = 0, 1, 2, 4$. Vi vil i det etterfølgende kalle en jaktpolitikk som gir maksimal kjøttavkastning under de nevnte betingelsene *optimal*. En jaktpolitikk som ikke nødvendigvis gir maksimal kjøttavkastning, men er bestemt av p_0 og p_2 som beskrevet over, vil vi kalle en *suboptimal* jaktpolitikk. Av en suboptimal jaktpolitikk kreves altså:

1. Bestanden skal være stabil. Med det menes at antall kalver, ettåringer, kyr og okser ved ethvert tidspunkt skal være lik samme antall ett år før tidspunktet.
2. Forholdet mellom antall okser og antall kyr skal ved paring minst være likt et gitt kjønnsforhold, k . Videre skal dette forholdet om mulig heller ikke være større enn k . Alternativt skal alle oksene skytes i jakta før paringssesongen.
3. Belastningen på vinterbeitet skal (både høyst og minst) være lik en gitt konstant, K .

En optimal jaktpolitikk er da en suboptimal jaktpolitikk som gir maksimal kjøttavkastning.

A.1.3 Eksempler

I kapittel 14.2, eksempel 1 og 2, er resultater for konkrete valg av parametrene gitt, og vi skal her bare angi verdiene av parametrene:

Eks. 1. Ingen naturlig dødelighet hos voksne dyr Her antas det at det ikke er noen naturlig dødelighet hos ettåringer og hos voksne dyr, dvs. at $s_1 = s_2 = s_4 = 1$, og at $q = r = 0,9$. Videre antar vi at slaktevektene er $w_0 = 70$ kg, $w_1 = 130$ kg, $w_2 = 160$ kg og $w_4 = 180$ kg. De relative belastningene på vinterbeitet antas å være $\alpha_0 = 1$, $\alpha_1 = 1,5$, $\alpha_2 = 2$ og $\alpha_4 = 2$. Modellen og forutsetningene er nå i samsvar med Solbraa (1989). (Merk at uttaksandelene er uavhengige av bæreevnen, K – den bestemmer bestandsstørrelsen.)

Eks. 2. Naturlig dødelighet hos voksne dyr Her antas det at naturlig død forekommer også hos ettåringer og hos voksne dyr, uttrykt ved at andelene som overlever vinteren er $s_1 = 0,88$, $s_2 = 0,935$ og $s_4 = 0,85$. Kalvenes overlevelse gjennom vinteren gjøres avhengig av kyrnes overlevelse, og vi lar $q = 0,9$ og $r = 0,4$ (slik at dødeligheten for en kalv med mor antas å være 0,1 og for en kalv uten mor 0,6). Vi lar slaktevektene og de relative belastningene på vinterbeitet være som før, dvs. $w_0 = 70$ kg, $w_1 = 130$ kg, $w_2 = 160$ kg, $w_4 = 180$ kg, $\alpha_0 = 1$, $\alpha_1 = 1,5$, $\alpha_2 = 2$ og $\alpha_4 = 2$.

A.1.4 Varierende kjønnsforhold og kalvedødelighet

Vi vil nå undersøke hvordan kjønnsforholdet og kalvedødeligheten virker inn på optimal jaktpolitikk.

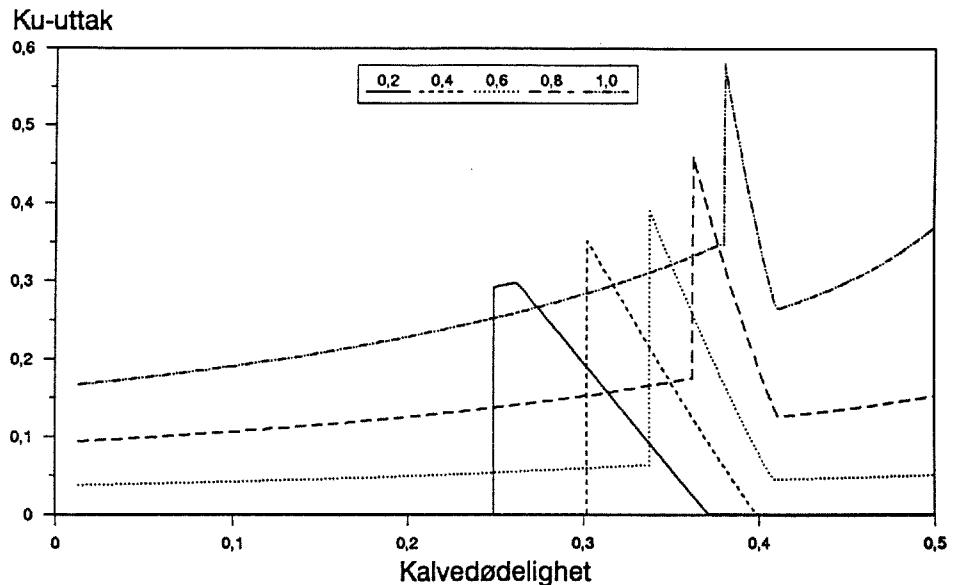
Hvordan bør avskytningen være for varierende verdier av $1-q$ (dødelighet av kalv med mor) og k (kjønnsforhold)? Vi lar parametrene, unntatt q og k , ha samme verdier som i det siste eksemplet.

Forholdet mellom antall voksne kyr tatt ut og antall dyr tatt ut totalt som funksjon av kalvedødelighet, ved optimal jaktpolitikk, er vist ved forskjellige kjønnsforhold i figur A.1. I kommentarene under nevnes også uttaksforholdene for kalver, ettåringer og okser.

Vi ser at hver kurve kan deles inn i tre (for $k = 0,2$ i fire) deler avhengig av kalvedødelighet, noe som svarer til tre forskjellige typer jaktpolitikk.

Maksimal uttaksandel av ettåringer Ved lav kalvedødelighet stiger kurvene langsomt. Her skal det ikke tas ut kalv. Hovedvekten av uttaket legges på ettåringer, men også noen voksne dyr må tas ut for å opprettholde likevekt. Ved lavt kjønnsforhold ($k = 0,2$ og $k = 0,4$) oppnås dette ved at noen få okser og ingen kyr tas ut. Ved kjønnsforhold 0,2 skal 21 % av oksene tas ut, noe som svarer til maksimalt 7 % av totaluttaket (ved kalvedødelighet 0,25).

Hvis flere okser kreves ($k = 0,6, 0,8, 1,0$) skal ingen okser, men i stedet kyr, tas ut. Ved kjønnsforhold 1,0 skal 9 % av kyrne tas ut. Det svarer, som vist i figuren, til maksimalt 35 % av totaluttaket.



Figur A.1: Andelen kyr i jaktuttaket ved optimal jaktpolitikk ved forskjellige kjønnsforhold (se rammen) og kalvedødeligheter. De angitte kalvedødelighetene er for kalv med mor. For kalv uten mor antas den å være 0,6.

Etter denne fasen får kurvene en diskontinuitet ved at *ettåringer ikke lenger skytes* og at kalvene har stor nok naturlig dødelighet til at uttak ved jakt begynner å svare seg.

Blandet uttak av kalver og voksne – ingen ettåringer Ingen ettåringer skytes ved kalvedødeligheter som svarer til denne delen av kurva. Uttaket består både av kalver og voksne dyr.

Til å begynne med (når kalvedødeligheten er minst på denne delen av kurva) skal få kalver tas ut, og hovedvekten av uttaket er voksne. Det er ved denne kalvedødeligheten optimal jaktpolitikk har maksimalt uttak av voksne dyr. Ved kjønnsforhold 1,0 blir andelen av kalver, kyr, okser som tas ut hhv. 6 %, 14 % og 5 % (hhv. 21 %, 57 % og 22 % av uttaket), mens disse andelen øker til hhv. 13 %, 15 % og 42 % (hhv. 24 %, 36 % og 40 % av uttaket) ved kjønnsforhold 0,4. Ved ønsket kjønnsforhold 0,2 tas *alle* voksne okser ut (41 % av uttaket) – uten at dette lave kjønnsforholdet oppnås neste paringssesong – og hhv. 19 % og 14 % av kalvene og kyrne (hhv. 30 % og 29 % av uttaket).

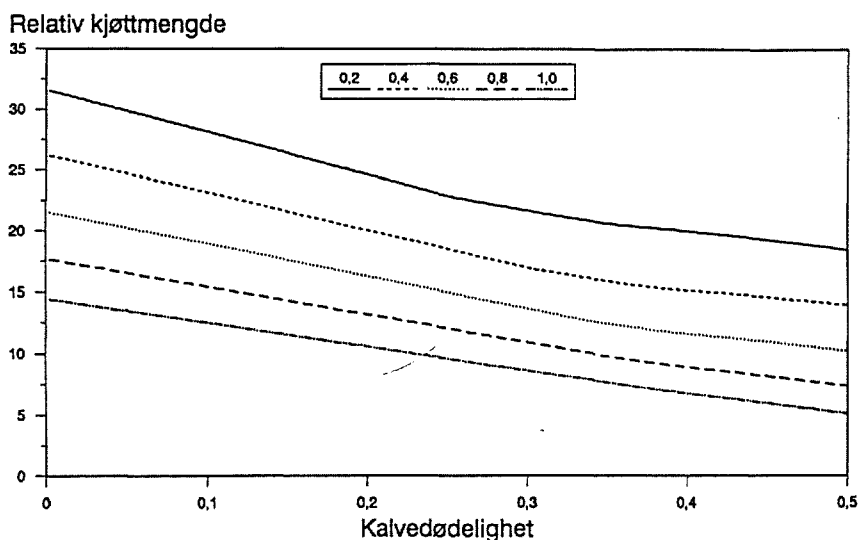
Videre langs denne delen av kurva utgjør kalver en stadig større andel av uttaket (opptil 99 % for $k = 0,4$), og en stadig større del av kalvene tas ut (opptil 75 % for $k = 0,2$). Som sagt spares ettåringene. Andelen kyr og okser tatt ut minker etter som andelen kalver tatt ut vokser.

Maksimal uttaksandel av kalv Ved kalvedødeligheter så høy som svarende til den tredje og siste delen av kurvene, legges hovedvekten av uttaket på kalv. Ingen ettåringer tas ut. Andelen som tas ut av kyrne og oksene er nøyaktig de samme som ved de laveste kalvedødelighetene. Av totaluttaket svarer det til maksimalt 37 % kyr (ved kalvedødelighet $1 - q = 0,5$ og kjønnsforhold $k = 1,0$) og maksimalt 6 % okser ($1 - q = 0,5$, $k = 0,2$).

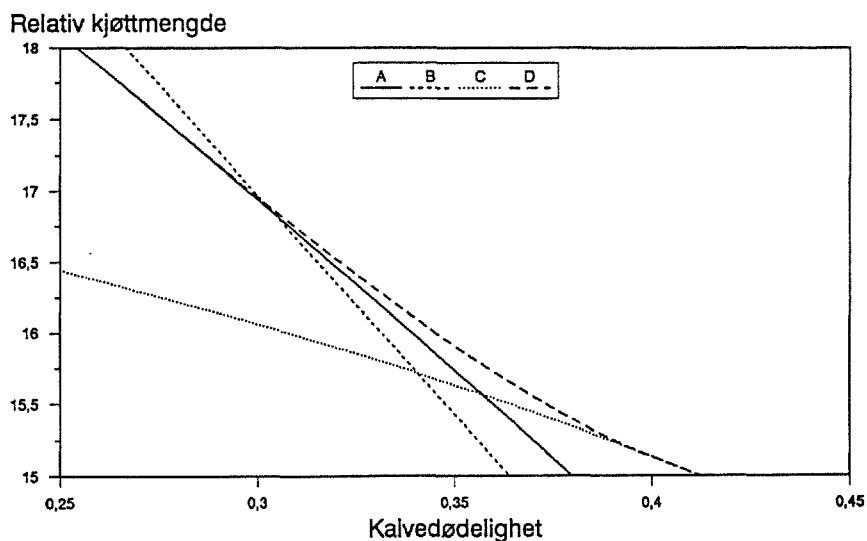
Av kalvene tas maksimalt 75 % ut ($1 - q = 0,37$, $k = 0,2$), og uttaksandelen er maksimalt 99 % ($1 - q > 0,4$, $k = 0,4$). Tilsvarende minimumstall er hhv. 18 % ($1 - q = 0,5$, $k = 1,0$) og 63 % ($1 - q = 0,5$, $k = 1,0$).

Som ventet, minker kjøttuttaket ved optimal jaktpolitikk med voksende kalvedødelighet og voksende krav til kjønnsforhold (figur A.2).

Hvordan kjøttuttaket varierer mellom ulike suboptimale jaktpolitikker har også interesse. I figur A.3 er kjøttuttaket ved de tre nevnte suboptimale jaktpolitikkene vist for kjønnsforhold 0,4 i et begrenset område for kalvedødeligheten. I tillegg er kjøttuttaket ved en fjerde suboptimal jaktpolitikk (maksimalt uttak av voksne dyr) vist.



Figur A.2: Kjøttuttak ved optimal jaktpolitikk ved forskjellige kjønnsforhold (se rammen) og kalvedødeligheter. Med «relativ kjøttmengde» menes F/K (se teksten). De angitte kalvedødelighetene er for kalv med mor. For kalv uten mor antas den å være 0,6.



Figur A.3: Kjøttuttak ved forskjellige suboptimale jaktpolitikker ved forskjellige jaktpolitikker og kjønnsforhold 0,4. Med «relativ kjøttmengde» menes F/K (se teksten). De angitte kalvedødelighetene er for kalv med mor. For kalv uten mor antas den å være 0,6. De angitte jaktpolitikkene er: A: Bare uttak av voksne. B: Maksimalt uttak av ettåringer, ikke uttak av kalver og voksne kyr. C: Maksimalt uttak av kalver, ikke uttak av ettåringer og voksne kyr. D: Maksimal kjøttmengde som kan oppnås uten å skyte ettåringer. Dette er det samme som politikk A ved liten kalvedødelighet og som politikk C ved stor kalvedødelighet.

A.2 Usikkerhet i beskatningstrykk

Her skal vi beskrive simuleringsmodellen det vises til i eksempel 3 i kapittel 14.2. I denne modellen antas det at årssyklusen er som beskrevet i den deterministiske modellen, med unntak som nevnt under.

Jakt Det antas at overlevelseshandelene ved jakt, p_0 , p_1 , p_2 og p_4 (for henholdsvis kalver, ettåringer, kyr og okser) ikke oppnås eksakt. I stedet antas det at en har overlevelseshandelene (ikke *-andeler*) henholdsvis q_0 , q_1 , q_2 og q_4 , der q_i er beta-fordelt og uavhengig fra år til år, det vil si med sannsynlighetstetthet f gitt ved $f(x) = \frac{\Gamma(\alpha+\beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(\beta)} x^{\alpha-1}(1-x)^{\beta-1}$, der $0 \leq x \leq 1$ og $\alpha, \beta > 0$, og gamma-funksjonen Γ er gitt ved $\Gamma(t) = \int_0^\infty x^{t-1} e^{-x} dx$ for $t > 0$. Vi krever at betafordelingen til q_i skal ha mode p_i (dvs. at p_i er den mest sannsynlige realiseringen av q_i) for $i = 0, 1, 2, 4$, noe som gjør at en må velge $\alpha = (s-2)p_i + 1$ og $\beta = s - \alpha$ for en s (som da blir summen av α og β). Vi har valgt $s = 40$, noe som gjør variansen (som minker når s vokser og moden er konstant) i q_i forholdsvis liten.

Hvert dyr får i simuleringene en sannsynlighet q_i for å overleve jakta ($i = 0, 1, 2, 4$ for hhv. kalv, ettåring, ku og okse), og overlevelse hos hvert dyr er uavhengig av hverandre.

Vinterbeite Også her betraktes det som var overlevelseshandelene (p , q , s_1 , s_2 og s_4) i den deterministiske modellen som *sannsynligheter* for overlevelse i simuleringene.

Aldring Hvis ettåringene består av et odde antall, kan ikke halvparten bli kyr og halvparten okser. Det overskytende individet blir regnet som okse med sannsynlighet 1/2 og ku med samme sannsynlighet.

I simuleringene (kapittel 14.2, eksempel 3) starter vi med 1 052 dyr. Av disse er 275 kalver, 219 ettåringer, 372 kyr og 186 okser. Vi krever minst én okse pr. to kyr ($k = 1/2$). Bestanden er nå i likevekt i henhold til den deterministiske modellen, ved en suboptimal jaktpolitikk som svarer til at jaktuttaket bare består av voksne dyr. De ønskede overlevelseshandelene ved jakt (p_i) ble variert (se kapittel 15.2), mens vinteroverlevelseshandelene (q , r , s_i), slaktevekter (w_i) og relativ belastning på vinterbeite (α_i) ble satt som i eksemplene fra den deterministiske modellen (avsnitt A.1).

A.3 Stokastiske simuleringer

Den andre simuleringsmodellen (kapittel 14.3) skiller seg i hovedtrekk fra den nevnte ved at

- bestanden er delt inn etter alder og kjønn og
- matressursene vokser om sommeren og er begrenset om vinteren.

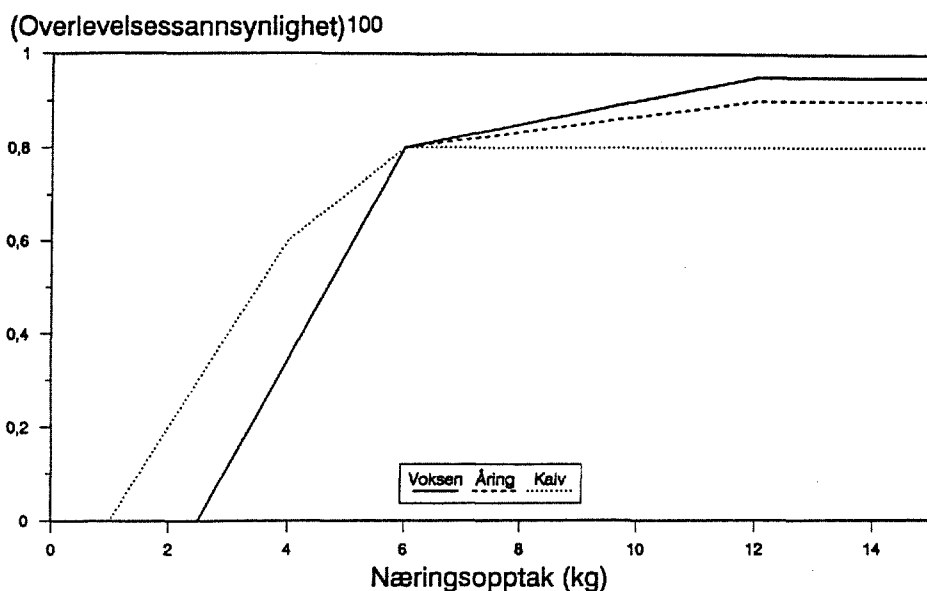
Det startes med en startpopulasjon med valgfri sammensetning av kjønns- og aldersklasser. Kyrne har dessuten for hver aldersklasse valgfri fordeling på modningsklasser. Med en *type* dyr vil vi under mene et dyr med et bestemt kjønn, en bestemt alder, og for kyr en bestemt modningsklasse. Med en *gruppe* dyr menes enten kalver, ettåringer, voksne kyr eller voksne okser. En årssyklus simuleres slik:

Sommer Hver type dyr overlever sommeren med en viss sannsynlighet. I alle simuleringen er denne sannsynligheten valgt lik 0,9 for kalver og 0,995 for alle andre dyr.

Jakt Det antas at jaktpolitikken fastlegges på grunnlag av estimater av antallet av hver type dyr. For hver type dyr framkommer dette estimatet ved å multiplisere en simulert lognormalfordelt variabel (dvs. eksponentialfunksjonen av en normalfordelt variabel) med det virkelige antallet av typen. De simulerte observasjonene av variabelen er uavhengige, og de valgte parametrene for lognormalfordelingen er felles for alle typer dyr. Eksakte estimater kan oppnås ved å velge parametrene slik at forventningen blir én og variansen null. Estimert totalantall er summen av estimatene for hver type.

Jaktpolitikken, som er fast for hver simulering, er gitt ved følgende parametre: Totaluttak, og ønsket andel kalver, ettåringer, kyr og okser i uttaket. Antall dyr av hver av disse gruppene som blir skutt, er produktet av totaluttaket, ønsket andel denne gruppa skal utgjøre av uttaket, og det estimerte totalantallet. Hvis antallet i gruppa er mindre enn dette produktet, tas alle dyr i gruppa ut (dermed oppnås i dette tilfellet ikke ønsket jaktpolitikk, og totaluttaket blir mindre enn ønsket).

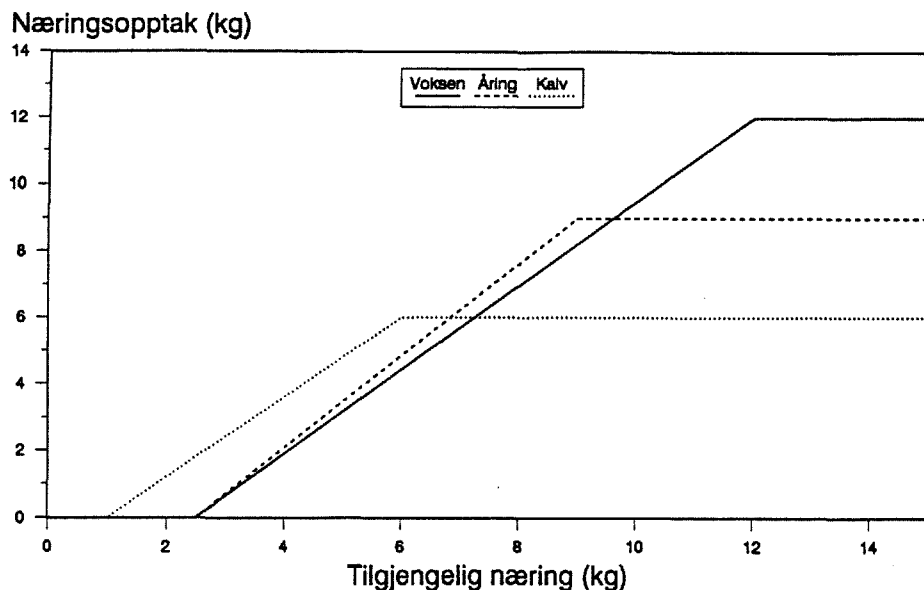
I jakta har alle typer dyr innen hver av de fire gruppene samme sannsynlighet for å bli skutt.



Figur A.4: Sannsynlighet for å overleve en vinterdag som funksjon av gjennomsnittlig næringsopptak pr. dag hittil i vinteren. Sannsynligheten er opphøyd i 100, slik at kurvene viser overlevelsessannsynligheten gjennom hele vinteren for et tenkt individ som tar inn like mye næring hver dag.

Vinter Her følges dyra individ for individ, dag for dag. Vinteren antas å ha 100 dager. Sannsynligheten for å overleve en vinterdag er avhengig av forholdet mellom akkumulert næringsopptak og antall vinterdager hittil (figur A.4). Daglig næringsopptak er lognormalfordelt (uavhengige realiseringer fra dyr til dyr og fra dag til dag) med forventning en funksjon av tilgjengelig føde (figur A.5) og med standardavvik en gitt andel av denne forventningen. Denne andelen, som er felles for alle dyr og alle vinterdager, settes lik null hvis stokastisitet i næringsopptak ikke ønskes simulert.

Tilgjengelig føde er differansen mellom tilgjengelig føde ved begynnelsen av vinteren og det som er blitt spist. Tilgjengelig føde ved begynnelsen av vinteren, R , er bestemt av tilgjengelig føde ved slutten av foregående vinter, R_f (som må oppgis for vinteren før den første simulerte vinteren), og vekst av føderessursene sommeren før. Denne veksten antas å følge en kontinuerlig logistisk modell, og er spesifisert av to parametre, vekstrate ved liten fødetetthet, r , og bæreevne (for føden), K , slik at $R = K / (1 + (\frac{K}{R_f} - 1) e^{-r})$.



Figur A.5: Forventet næringsopptak en vinterdag som funksjon av mengde tilgjengelig føde.

Individene gis først en tilfeldig rekkefølge, likevel slik at alle voksne kommer før alle ettåringer, som igjen kommer før alle kalver. Dette er rekkefølgen individene får komme til «matfatet». Hver dag eter de i denne rekkefølgen, og dør eventuelt av underernæring.

Hvis det ved slutten av vinteren er mer enn 6 kg næring tilgjengelig for hvert gjenlevende dyr, kommer alle kalver i høyeste modningsklasse. Hvis mellom 4 og 6 kg er tilgjengelig, kommer alle kalvene i midterste modningsklasse. Hvis under 6 kg er tilgjengelig, kommer alle kalvene i laveste modningsklasse.

Aldring og kalving Alle dyr får økt alderen med ett år. Kyrne får 0, 1 og 2 kalver etter oppgitte sannsynligheter for hver modningsklasse og hver alder.

0 28

nina
forsknings-
rapport

ISSN 0802-3093
ISBN 82-426-0197-6

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00