

Faggrunnlag for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda

Olav Strand

Eldar Gaare

Erling J. Solberg

Bodil Wilmann

NINA Minirapport 46

NINA Minirapport er en enklere tilbakemelding til oppdragsgiver enn det som dekkes av NINAs øvrige publikasjonsserier. Minirapporter kan være notater, foreløpige meldinger og del- eller sluttresultater. Minirapportene registreres i NINAs publikasjonsdatabase, med internt serienummer.

1. Forord

Rapporten er utarbeidet etter en henvendelse fra Direktoratet for Naturforvaltning der NINA ble bedt om å formalisere og oppdatere et tidligere notat som behandlet det biologiske grunnlaget for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda. Spesifikt ble NINA bedt om å:

1. beskrive de ulike produksjonsmodellene som har ligget til grunn for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda
2. vurdere måloppnåelsen med hensyn til bestandsutvikling, kondisjon hos dyra og utvikling i vinterbeitene, samt
3. vurdere hvilke kvalitative mål som kan hentes fra overvåkningsprogrammet og brukes i den løpende bestandsforvaltningen på Hardangervidda.

Dette er en omfattende oppgave som krever mer tid og ressurser enn hva som ble stilt til rådighet. Tatt i betraktning forvaltningens behov for en 'best mulig' vurdering av situasjonen for å gjennomføre den løpende forvaltningen, har vi derfor løst oppgaven ved å gjennomføre relativt enkle analyser av materialet, og basert på sannsynlige, men delvis u-testede antagelser. Vår vurdering er likevel at resultatene er tilstrekkelig robuste til at de kan benyttes som en del av beslutningsgrunnlaget for den løpende forvaltningen.

2. Sammendrag

Siden 1960- tallet er det gjennomført flere vurderinger av bestandsmålet for villreinstammen på Hardangervidda. Disse vurderingene har dels vært gjort på bakgrunn av generelle betraktninger av vinterbeitenes kvalitet og dyras kondisjon, og dels vært beregninger med bakgrunn i matematiske modeller. Samtlige vurderinger har konkludert med at den optimale bestanden for Hardangervidda ligger mellom 10 000 og 20 000 dyr ved restituerte beiter, men under 10 000 dyr i tilfeller der vinterbeitene er nedslitte. Fordi beitene gjennom hele perioden har vært nedslitte, har forvaltningen forsøkt å regulere bestanden ved 9 000 - 10 000 vinterdyr.

En gjennomgang av minimumstillingene i løpet av studieperioden viser at bestanden har fluktuert mye og har i gjennomsnitt vært vesentlig over det ønskede bestandsmålet. Spesielt var dette tilfelle fra 1960-tallet til starten av 80-tallet da bestanden i gjennomsnitt var over det dobbelte av bestandsmålet. I løpet av de siste 20 årene har bestanden vært lavere, men det gjennomsnittlige bestandsanslaget har likevel vært over bestandsmålet også i denne perioden. Hvor stor den faktiske bestanden til enhver tid har vært er imidlertid umulig å si fordi bestanden kun er beregnet basert på minimumstillinger og uten mulighet for å estimere usikkerheten i telleresultatet.

En av årsakene til de store bestandssvingningene er at jakt kun har en svak regulerende effekt på bestanden. En viktig årsak til dette er at usikkerheten som er forbundet med minimumstillingene skaper en forsinket respons i forvaltningen. I tillegg bidrar stor variasjon i kalveproduksjon og felingsprosent til at jakta i perioder ikke er i stand til å ta en tilstrekkelig andel av bestanden. For å øke presisjonen i bestandsforvaltningen er det derfor nødvendig å redusere usikkerheten i bestandsestimatene, samt redusere variasjonen i kalveproduksjon og høstingsraten.

Til tross for høy bestandstetthet også i løpet av de siste 20 årene, viser flere kondisjonsparametre en positiv trend. Vinterkondisjon og fostervekst hos simler er markant forbedret siden den siste større overbeittingsperioden på 1980-tallet. Tilsvarende har rekrutteringsraten (målt som antall kalver / 100 simler og ungdyr) økt, trolig som et resultat av redusert kalvedødelighet i siste del av svangerskapet og den første tida etter kalving. Vi kan ikke med sikkerhet dokumentere tilsvarende økning i simlernes høstvekter. Muligens er dette en følge av at kondisjonsøkningen først og fremst tas ut ved økt kalveproduksjon, noe som i sin tur øker de energetiske kostnadene for simla og således reduserer mulighetene for vekst og fettlagring gjennom sommeren.

De observerte kondisjonsendringene samsvarer med en tilsvarende utvikling i vinterbeitene, selv om lavbeitene fortsatt ikke er restituert til det nivået de hadde på 50-tallet. Undersøkelsene viser med andre ord at beiter og bestandskondisjon kan forbedres etter overbeiting. Tatt i betraktning at undersøkelsene kun dekker et delområde, tas det forbehold om at beiteundersøkelsene er representative også for andre deler av Hardangervidda.

Til tross for at villreinen på Hardangervidda har gjennomgått en positiv kondisjonsutvikling, er vår anbefaling at forvaltningen er konservativ ved valg av bestandsmål. Vi bygger dette på tidligere erfaring og teoretiske studier som viser at risikoen for å miste kontroll med bestandsutviklingen øker ved økende bestandsstørrelse. Mer ambisiøse bestandsmål bør derfor avventes inntil både overvåkning og forvaltning blir mer presis med hensyn til bestandsestimering, beitekvalitet og jaktutøvelse.

Mer presise estimater på bestandsstørrelsen kan oppnås ved å bruke radiomerket rein og fangst-gjenfangst metodikk. Dette vil gi forvaltningen bedre bestandsdata for den løpende forvaltning av stammen. Slik metodikk vil dessuten øke vår kunnskap om hvordan naturlig dødelighet og migrasjon påvirker bestandsutviklingen. Overvåkingen av bestandskondisjon (veker, kalveproduksjon) vil ikke i samme grad kunne benyttes i den løpende bestandsforvaltningen på grunn av tidsforsinkelser i bestandsdynamikken og stor variasjon som følge av klimasvingninger og målefeil. Overvåkningsmaterialet er imidlertid nødvendig for å avklare i hvilken grad forvaltningen når sine mål med hensyn til bestandskondisjon og utvikling i beitene. I den forbindelse er det viktig å øke oppslutningen omkring innsamling av underkjever og nøyaktige slakteveker i forbindelse med jakta. For å bedre kunne evaluere reinens levetilstand på vidda, anbefaler vi dessuten at beitene overvåkes med større hyppighet og omfang enn hva som er gjort tidligere.

3. Innledning

Hardangervidda er med sine vel 8200 km² Norges største villreinområde, og områdets størrelse gjør at forvaltningen av dette fjellplataet har spesiell betydning både i nasjonal og europeisk sammenheng. Områdets størrelse medfører også store utfordringer med hensyn til overvåkning og forvaltning av den lokale villreinstammen. Spesielt har usikkerheten i datagrunnlaget for bestandsforvaltningen, og lokale forskjeller i synet på forvaltningsmålet, bidratt til at det i perioder har vært konflikt rundt den praktiske bestandsforvaltningen.

Opp gjennom åra har det vært gjennomført betydelig forskningsinnsats på Hardangervidda. Når det gjelder villrein har denne forskningen i all hovedsak vært rettet mot betydningen av mattilgang og matkonkurranse for villreinens atferdsøkologi og bestandsdynamikk (Skogland 1994). Fra og med 1990 har deler av disse undersøkelsene blitt forsøkt videreført i et nasjonalt overvåkningsprogram, der Hardangervidda inngår som et av i alt 7 områder (Jordhøy et al. 1997). Hovedmålsetningen med datainnsamlingen i dette programmet har vært å videreføre innsamling av data som kan brukes i bestandsforvaltningen og forskning. Overvåkningsdataene består i hovedsak av ulike indekser som reflekterer kalveproduksjon om sommeren og kjønns- og alderssammensetning i bestandene etter jakt. I tillegg til dette er det siden 1995 gjennomført årlig innsamling av underkjever og slaktevekter på rein som felles i løpet av jakta.

Andre undersøkelser av villreinstammen har vært av mer kortvarig karakter, og har kun i liten grad vært rettet mot å overvåke reinen og dens leveområder over tid. Dette gjelder eksempelvis undersøkelser av reinens bruk og tilgang på beite som, til tross for intensjoner om å etablere et fast overvåkningsopplegg, kun er gjennomført sporadisk, og innenfor deler av området. Tilsvarende er bestandsberegninger på Hardangervidda stort sett basert på minimumstillinger som ikke inngår som faste rutiner i overvåkningsprogrammet, og som gir få muligheter til å anslå den faktiske bestandsstørrelsen. Til tross for manglende systematisk innsamling, felles overvåkningsdesign, og stor usikkerhet i enkelte av parametrene, er det likevel vår oppfatning at materialet som er innsamlet i løpet av de siste 30-50 år gir verdifull informasjon både om utviklingen i villreinbestanden og i beitegrunlaget.

Hovedmålet med denne rapporten er å vise noe av det faggrunlaget som er tilgjengelig for forvaltningen av villreinen på Hardangervidda. Basert på det som finnes av ulike telleresultater og rapporter fra overvåkning av bestanden har vi gjennomgått bestandsutviklingen i løpet av de siste 30-40

år, og undersøkt presisjonen i telleresultatene basert på rekrutteringsrater og jaktuttak. Samtidig har vi undersøkt i hvilken grad jakta virker regulerende på villreinstammen, noe som er en forutsetning for å kunne stabilisere bestanden ved ønsket bestandsmål. I den sammenheng gjennomgår vi også den historiske utviklingen av og anbefalingene fra de høstingsbaserte modellene som er utviklet for denne villreinbestanden. For å undersøke i hvilken grad individbaserte data reflektere kvaliteten på bestanden, har vi undersøkt variasjonen i vekt og kondisjon i forhold til endringer i bestandsstørrelse. Basert på overvåkningsdata og vinterfellinger har vi vurdert i hvilken grad slike datasett kan benyttes i den løpende forvaltningen. Avslutningsvis gir vi noen generelle anbefalinger med hensyn til videre forvaltning av villreinstammen på Hardangervidda.

4 Resultat

4.1 Bestandsmodeller for villreinstammen på Hardangervidda

Første gang et bestandsmål for villreinstammen på Hardangervidda er nevnt i litteraturen er i Fjellbeitekomiteens innstilling fra 1911 (Landbruksdepartementet 1911), hvor det heter at ”vidden i det hele trolig kan fø omkring 15000 grådyr, dersom det ikke ble beitet med sau”. Seinere, og særlig etter overbeittingsperioden på 1960-tallet, har flere gitt sitt bidrag til forståelsen av forholdet mellom bestandsstørrelsen, beitesituasjonen og muligheten for gjenvekst i lavmatta. Holthe (1977) foreslo for eksempel et bestandsmål på 8-10 000 dyr i påvente av gjenvekst i beitene og et framtidig bestandsmål på ca 15 000 dyr, mens Krafft m. fl. (1978) foreslo en vinterstamme på ca 10 000 dyr for planperioden 1978- 82.

De første forsøkene på å **beregne** et dyretall i forbindelse med målvalg for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda ble foretatt av Gaare i 1968 (Gaare 1968). Grunnlaget for denne beregningen var en flybefaring og en vurdering av potensielle lavbeiter og slitastjen på disse. Disse undersøkelsene omfattet sentral- og øst-vidda (i alt ca 4000 km²). Rapporten slo fast at lavbeitene var nedslitt langt under den potensielle produksjonsevnen, og at; ”Beiteressursene potensielt kan bære 11-12 000 dyr om området var drevet som tamreinområde”. Beregningsmåten var hentet fra en innstilling fra norsk-svensk reinbeitekomisjon av 1964.

Tveitnes utførte senere en ny beregning av ”bæreevnen” på Hardangervidda, og tok da utgangspunkt i beiteundersøkelser gjennomført i perioden 1951-1979. Beregningene antok en vegetasjonsmatte med ca 40% lav og gav et optimalt reintall på 3,4 dyr / km² nettoareal, eller ca 8,5 dyr / km² lavbeite. Tveitnes innførte en korrigeringsfaktor som justerte for en noe større utnyttelsesgrad av beitene i tamreinnæringen. Med bakgrunn i dette foreslo Tveitnes et reintall på 2,7 dyr / km² totala-

real for Hardangervidda. Med justering for tilgjengelige beiter i enkelte vanskelige snø- eller isingsvintre konkluderte Tveitnes med et optimalt dyretall på 15 000 dyr med et intervall på 13 500- 16 500. Dette gjaldt for hele Hardangervidda (drøye 8000 km²). I likhet med andre som har vurdert bestandsmålet for Hardangervidda, så tok også Tveitnes forbehold om slitasjen på vinterbeitene, og påpekte at beregningene var basert på at lavmatta først ble restituert. Tveitnes foretok ikke beregninger av hvilken bestandsstørrelse som var nødvendig for å restituere beitene, men påpekte at det hadde vært en forbedring av lavmatta i perioden 1972 -1979.

Fra begynnelsen av 1980- tallet har forvaltningen av Hardangerviddastammen i det alt vesentlige vært tuftet på en produksjonsmodell som ble utviklet av Skogland (Skogland 1986; Skogland 1993). Skogland utviklet sin modell med bakgrunn i forholdet mellom bestandstetthet, kroppsvekst og rekruttering i en rekke villreinbestander med ulik tetthet i forhold til tilgjengelige vinterbeiter. Høy-tetthetsbestander, som for eksempel på Hardangervidda, viste flere klare tegn på å være næringsstresset ved at simlene hadde redusert kroppsvekt, reduserte fettreserver om vinteren, større tannslitasje, reduserte fosterveker, og, som følge lave fødselsvekten hos kalvene; større kalvedødelighet og lavere rekruttering (Skogland 1983; Skogland 1984; Skogland 1985; Skogland 1986; Skogland 1988; Skogland 1990). Modellen som Skogland utviklet antydte en optimal bestandsstørrelse om vinteren på ca 2,5 dyr/ km² dersom ønsket var å maksimere antall jaktbare dyr. Dersom ønsket var å maksimere kjøttproduksjon var imidlertid den optimale bestandsstørrelsen noe mindre (ca 1,75 dyr / km²). Dette fordi simlene taper vekt raskere enn de nedsetter egen reproduksjon ved økende tetthet (Skogland 1993).

Skoglands produksjonsmodell bygger på flere forutsetninger som må være oppfylt for at modellene skal ha relevans for valget av forvaltningsmål:

- Villreinen har tilgang til samtlige beiter på Hardangervidda, inklusive tangene på østsida, og arealene nord for rv7
- Beitene er fullstendig restituert etter overbeitingen som fant sted på 1960- og 1980-tallet
- Forvaltningen ønsker å maksimalisere antall jaktbare dyr eller kjøttuttaket fra stammen

Skogland påpekte videre i sin rapport at den optimale bestandsstørrelsen for Hardangervidda ville være betydelig lavere dersom forutsetningen om fri tilgang til vinterbeiter ikke var oppfylt (Skogland 1993). For eksempel ville den optimale bestandsstørrelsen måtte reduseres fra ca 12 000

til 9 500 dyr dersom beitearealene på tangene i øst, og arealene nord for rv7 ikke var tilgjengelig (Skogland 1993). Han tok dessuten et forbehold om at beitearealer i tilknytning til en del hytter og løypenettet vinterstid var fullt ut tilgjengelige for villrein. I den grad dette ikke var tilfelle, ville også dette bidra til en reduksjon i den optimale bestandsstørrelsen.

En annen modell, utviklet av Gaare og Skogland (1980), baseres på det gjensidige samspillet mellom villrein og lavbeiter. Dette er en mer kompleks modell enn den som ble brukt av Skogland (1993), og er avhengig av gode data på lavmattens beskaffenhet ved varierende tetthet av rein for å oppnå et presist resultat. Beitene på Hardangervidda ble siden taksert av Gaare og Hansson (1989) som deretter tok utgangspunkt i Gaare og Skoglands (1980) modell når de beregnet den aktuelle og potensielle bæreevnen for rein på Hardangervidda. I følge Gaare og Hansson (1989) ville et reintall på 4600 dyr (med et intervall på 4200 - 5300) balansere lavproduksjonen, men uten at lavbeitene slik de fremsto i 1989 ville restitueres. Tilsvarende beregnet de at en stammestørrelse på 9400 dyr (med et intervall på 7900 - 10900) ville balansere lavproduksjonen dersom samtlige beiter var tilgjengelige og restituert (definert som den potensielle bæreevnen av Gaare og Hansson 1989). Gaare og Hansson påpekte i sin vurdering av modellen en betydelig usikkerhet i forhold til reinens inntak og spill av lav ved beiting, noe som også ble påpekt av Gaare og Skogland (1980) da de først presenterte denne modellen. I motsetning til Skoglands modell, hvor hensikten var å maksimere kjøttutbyttet eller antall jaktbare dyr ved restituerte beiteforhold, tok Gaare og Skoglands modell sikte på å optimalisere bestandsstørrelsen i forhold til gjenvekst av lavmatta, gitt et utgangspunkt der lavmatta var svært nedslitt. Denne modellen gir derfor en lavere optimal bestandsstørrelse sammenlignet med Skoglands (1993) modell for jaktutbytte og kjøttproduksjon.

Skoglands modell gir med andre ord et estimat på hvilken bestandsstørrelse som gir størst mulig avkastning målt i kilo kjøtt eller antall jaktbare dyr, men tar ikke hensyn til andre mål som er definert av forvaltningen. Dette er av betydning for situasjonen på Hardangervidda hvor forvaltningen også har vektlagt andre mål, som forbedring av kondisjon, restituering av beite og ønske om å unngå framtidig overbeiting.

Tabell 1: Ulike vurderinger og beregninger av bestandsmålet for Hardangervidda.

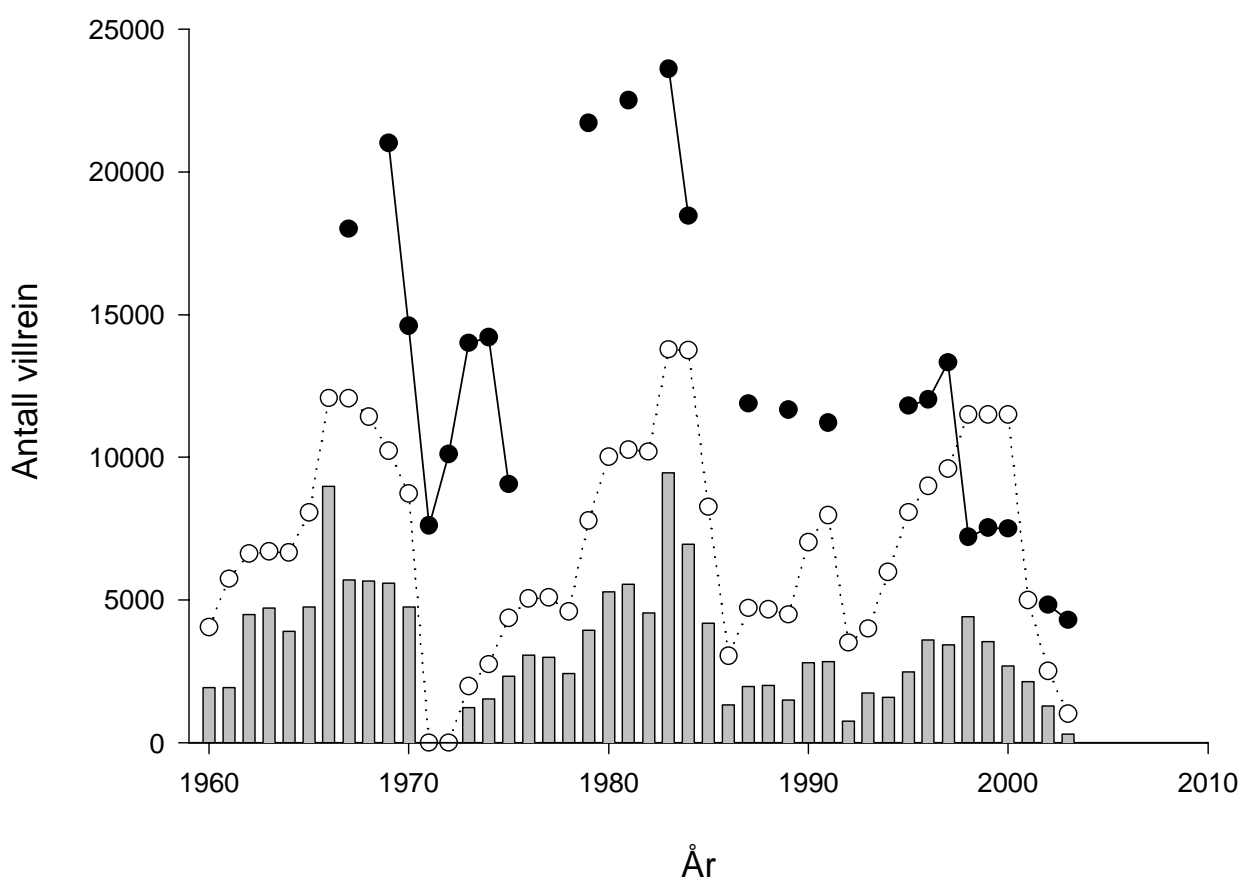
Forfatter	Forutsetninger	Anslått/ beregnet bestandsmål
Gaare 1968	Balansering av gjenvekst i vinterbeitene på sentral- og østvidda, ca 4000 km ²	11 000 – 12 000
Tveitnes 1979	Balansering av gjenvekst i lavmatta, forutsatt restituerte beiter til samme nivå som i perioden 1951-1959	13 500 - 16 500
Skogland 1993	Mål om å optimalisere antall jaktbare dyr, forutsatt restituerte beiter og at alle beiteområder er intakte	16 000 - 20 000
Skogland 1993	Mål om å optimalisere kjøttproduksjon og forutsatt at alle beiteområder er tilgjengelige	12 000 - 14 000
Skogland 1993	Mål om å maksimere kjøttproduksjon, forutsatt restituerte beiter, og med fradrag for beiteområder som ikke brukes	ca 9 500
Gaare og Hansson 1989	Aktuell bæreevne i 1989 og bestand som balanserer gjenvekst i beiter	4 200 – 5 300
Gaare og Hansson 1989	Potensiell bæreevne og bestand som balanserer gjenvekst i restituerte beiter	7 900 – 10 900

4.2 Bestandsutviklingen på Hardangervidda

Antall villrein på Hardangervidda har variert betydelig i løpet av de siste 50 åra, og bestanden har gjennomgått minst to perioder med overbeiting. Den første dokumenterte perioden med overbeiting fant sted på 1960-tallet, og med en påfølgende og ny periode med overbeiting fra slutten av 1970-til begynnelsen av 1980-tallet. I tillegg ble det dokumentert at bestanden var større enn forvaltningsmålet midt på 1990-tallet (**figur 1**). Siden 1960 har det dermed vært tre perioder hvor en aktivt har forsøkt å redusere villreinbestanden, og minst 6 ulike faser hvor en har tatt avgjørende beslutninger med hensyn til avskytningsstrategi og bestandsutvikling.

Den første nedskytningsperioden ble igangsatt da en innså at bestanden var i ferd med å komme ut av kontroll først på 1960-tallet. Fredning ble deretter innført i to år (1971 og 1972) etter at en vintertelling og en sommertelling i 1970 antydte henholdsvis 6 000 og 7 600 dyr i stammen. Under en ny telling sommeren 1972 ble det funnet 10 100 dyr. På grunnlag av Gaares (1968) beiteundersøkelse ble bestandsmålet på dette tidspunktet satt til 8-10 000 dyr i påvente av en bedret beitesitua-

sjon. Beitemene var på dette tidspunkt sterkt nedslitte, men forventningen var at Hardangervidda kunne underholde ca 15 000 dyr etter at beitemene hadde tatt seg opp til et normalt nivå (Krafft et al. 1970).



Figur 1. Utviklingen i antall rein (fylte sirkler), kvote (åpne sirkler) og antall felte rein (søyler) på Hardangervidda fra 1960 til 2003. Antall rein er basert på minimumstillinger på sommeren.

Kvotene som ble tildelt de første åra etter fredningen var lave, og allerede sommeren 1974 ble det funnet 14 200 dyr. Kvotene ble likevel holdt på et lavt nivå fram til og med 1978 (fra 4 300- 5 077 dyr). Fellingsprosenten i denne perioden var høy (53- 61%), men fellingen var utilstrekkelig til å holde bestanden i sjakk (**figur 1**). Bakgrunnen for de lave kvotene var delvis en følge av datakonflikt og usikkerhet omkring hvor stor bestanden var de første årene etter fredningen og fram mot 1979. En hadde riktignok tilgang til to tellinger fra 1974 og 1975 (figur 1) som indikerte at bestanden var større enn målsetningen (som på dette tidspunktet var 8- 10 000 dyr), men valgte til tross for disse tellingene å holde kvotene på et lavt nivå fram til 1979. En gjennomgang av ulike møtereferater og brev fra denne perioden, viser at det også var en betydelig konflikt omkring bestandsmålet, og hvor mange reinsdyr beitene på Hardangervidda kunne underholde. I tillegg var forvaltningen fortsatt preget av den høye avskytingen på 60-tallet med påfølgende fredning i 1971 og 1972, noe som medførte at forvaltningen var avholdende med å øke avskytingen tilstrekkelig.

I 1979 ble det funnet 21 700 dyr under en utvida kalvetelling. Det ble da utviklet en ny plan for å redusere bestanden til 11 000 dyr over en treårsperiode. Denne planen forutsatte en årlig kvote på 10 000 dyr og en felling av utskrevet kvote på 55%. I 1983 ble det klart at en ikke hadde lyktes med å nå planmålet da en ny telling viste at bestanden var større enn 13 600 dyr. Årsaken var utilstrekkelig fellingssuksess (på utskrevet kvote), med den følge at tilveksten, til tross for relativt moderat kalveproduksjon, var større enn avskytingen. Det var også en viss usikkerhet knyttet til resultatene fra tellingene, og en åpnet for at bestanden var 2000 dyr større enn det som ble observert i 1983. Resultatet var at jaktkvoten ble utvidet med 3 500 dyr, noe som ga rekordstor avskyting i 1983 og 1984 (henholdsvis 9 459 og 6 958 dyr), og påfølgende reduksjon i bestanden til ca 11 000 dyr sommeren 1987.

Fra 1980-tallet ble forvaltningsfokus i stigende grad endret fra å være stammeorientert til å bli arealorientert. Det ble blant annet poengtert at konkurrerende virksomhet fra trafikk, hyttebygging og annen turisme reduserte arealene som reinen hadde tilgang til. Særlig gjaldt dette de østlige tangene og vinterbeiteområdene på østvidda, hvor lavresursene er størst og snøforholdene er mer gunstige (Krafft et al 1979a og b).

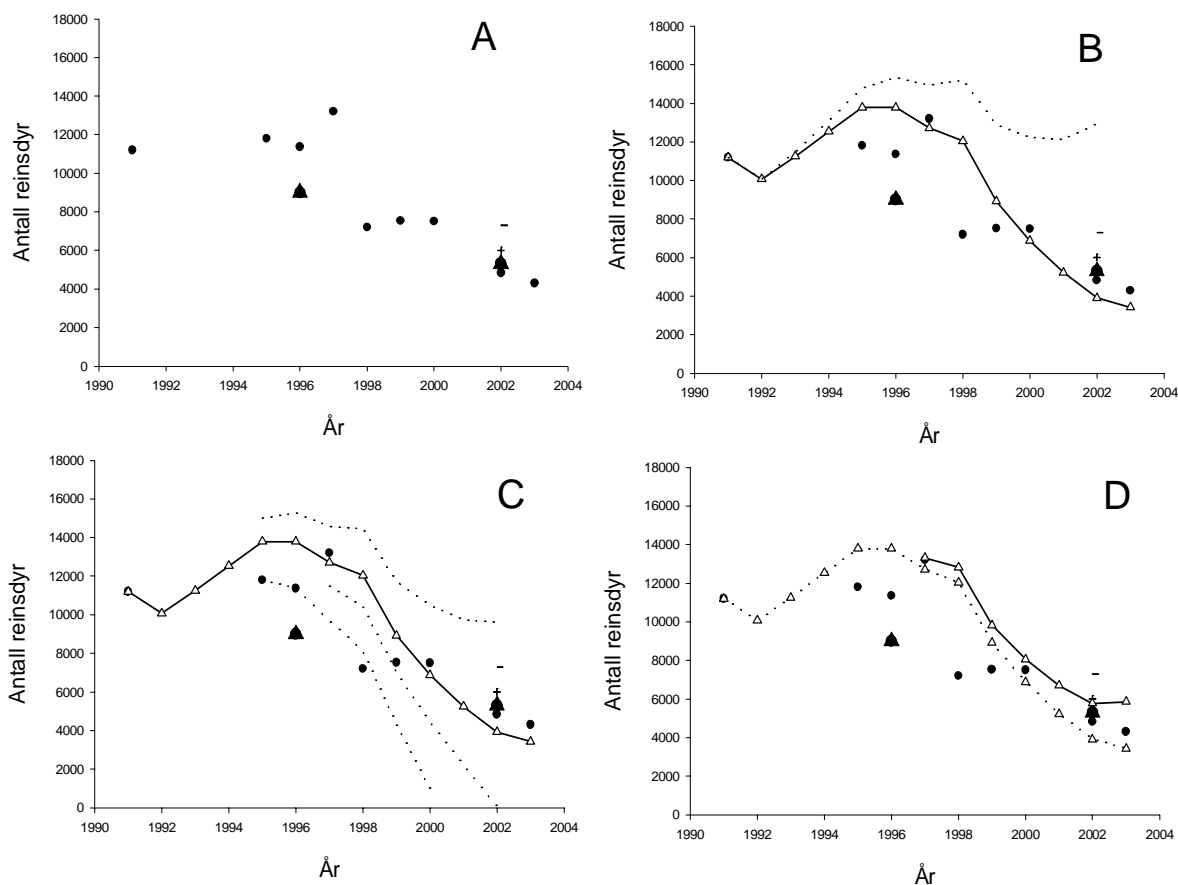
I løpet av de første åra på 1990-tallet var igjen kvotene redusert, og en hadde flere år med lav avskyting i første del av 1990-tallet. Lavest var avskytingen i 1992 med 751 felte dyr. Under kalvetellingene i 1995 og 1996 fant en henholdsvis 11800 og 12019 dyr. Basert på disse tallene, samt

strukturen i stammen, ble bestandsstørrelsen anslått til 13- 15 000 dyr før jakt i 1995. Dette medførte at en påny besluttet å øke jaktkvotene, og det ble igangsatt en treårig reduksjonsavskytning fra og med 1998. Det var imidlertid stor uenighet og usikkerhet om bestandsstørrelsen, og det ble fra lokalt hold tatt initiativ til å gjennomføre vintertellinger. Samtidig ble det igangsatt et radiomerkeprosjekt (1999) for å lette bestandsovervåkingen på Hardangervidda (Strand m. fl. 2003). Under tellingene som ble gjennomført vinteren 1996 og i 2001 ble det funnet henholdsvis ca 9 000 og 5 306 dyr, mens beregninger som ble foretatt sommeren 2002 konkluderte med en sommerbestand på ca 6 000 dyr (95% CI = 5300- 7300). Med bakgrunn i disse tallene er det klart at reduksjonsavskytningen som ble gjennomført (og særlig i 1999 og 2000) medførte en betydelig reduksjon i stammen. Høy avskytning, som følge av høy fellingsprosent, i 2001 og 2002 medførte at bestanden ble redusert ytterligere.

Ved å ta utgangspunkt i minimumstillinger, kalvetellinger og jaktuttaket i perioden 1992-2003, samt noe naturlig dødelighet, har vi prøvd å rekonstruere det mest sannsynlige bestandsforløpet de siste 10 årene ved å ta utgangspunkt i enkelte, antatt gode bestandstillinger. Dessverre har vi lite kunnskap om den naturlige dødeligheten i norske villreinstammer, men beregninger gjort med bakgrunn i strukturtellinger antyder at dødelighet utenom jakt er beskjeden ved de aktuelle bestandstetthetene (Skogland 1995). I disse analysene benyttet vi derfor kun 0 og 2 % årlig dødelighet i tillegg til jaktuttaket.

Med bakgrunn i sommertellingen som ble gjennomført i 1991 (11200 dyr), 2% naturlig dødelighet, samt jaktuttak og beregna kalveproduksjon fra tellingene i de påfølgende årene, får vi et bestandsforløp som stemmer rimelig bra med telleresultatet i 1997. Tilsvarende stemmer den rimelig overens med telleresultatene fra de siste åra (**figur 2 B**) selv om den undervurderer bestandsstørrelsen i forhold til minimumstillingene som er gjennomført etter 2000. Dette kan delvis skyldes at dødeligheten utenom jakt faktisk er mindre enn antatt. På den annen side viser modellen som ikke tar hensyn til naturlig dødelighet betraktelig avvik fra de observerte verdiene (**figur 2 B**).

Dersom vi bruker samme modell (2% naturlig dødelighet), men med utgangspunkt i minimumstillingen fra 1995 (11800 dyr) får vi et bestandsforløp som raskt undervurderer veksten i bestanden. Tilsvarende ser vi at beregninger som tar utgangspunkt i kalvtellingen eller vintertellingen fra 1996



Figur 2: Sammendrag av ulike vintertellinger, kalvetellinger og beregning av bestandsstørrelsen på Hardangervidda. I del A av figuren har vi vist kalvetellinger (svarte sirkler) og minimumstallinger om vinteren (svarte trekkanter), samt resultatet av fangst – gjenfangstestimert bestandsstørrelse (kryss) og 95 CI for dette estimatet (horisontal strek). I del B har vi vist beregna bestandsforløp basert på minimumstillingen sommeren 1991, årlige kalve og strukturtellinger samt 2% årlig dødelighet i tillegg til jaktuttaket (heltrukken strek). Den prikkete linja i samme figur viser modellresultatet basert på en modell med 0% naturlig dødelighet. I del C har vi beregnet forventa bestandsforløp basert på minimumstilling i 1995 (nedre stipplet strek), og vintertellingen i 1996 (midtre stipplet strek). Tilsvarende har vi beregnet bestandsforløpet gitt et bestandsanslag på 15 000 dyr sommeren 1995 (øvre stipplet strek). I del D har vi tatt utgangspunkt i kalvetellingen fra 1997 (heltrukken strek) som gir et rimelig samsvar med den estimerte bestandsstørrelsen sommeren 2002, og bestandsberegningene fra 1991 (stipplet strek).

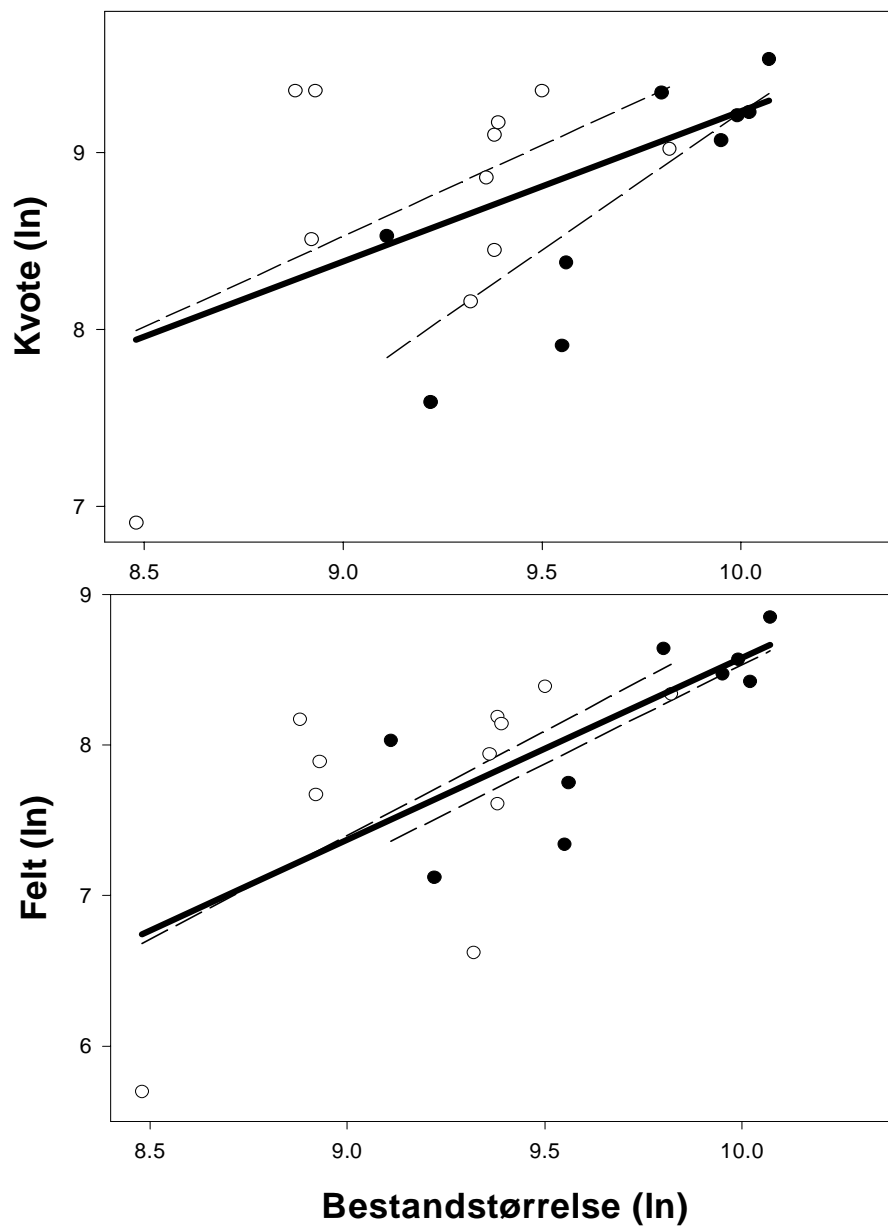
og kalvetellingene i 1998 og 1999 gir en bestandsutvikling som ikke samsvarer med seinere minimumstillinger (**figur 2 C**). Beregninger som tar utgangspunkt i kalvetellingen i 1997 samsvarer imidlertid bra med beregningene som tar utgangspunkt i tellingen fra 1991, og gir også rimelig samsvar med estimatet på 6 000 dyr i 2002 (basert på radiomerket rein). Dette antyder at kalve- og minimumstillinger gjennomført i perioden 1995-1999, med unntak av kalvetellingen i 1997, vesentlig underestimerte bestandsutvikling i perioden.

4.3 Betydningen av jakt som regulerende faktor for bestandsstørrelsen på Hardangervidda

Jakt er trolig en av de viktigste årsakene til variasjonen i antall dyr på Hardangervidda, men som følge av upresise bestandsestimat er det vanskelig å beregne hvordan jakta påvirker bestandsutviklingen. Til tross for lite kunnskap om den faktiske bestandsstørrelsen, kan vi imidlertid benytte tellesresultatet som en indeks (relativt mål) på antall dyr, forutsatt at andelen dyr som observeres under minimumstillingene ikke varierer systematisk med bestandsstørrelsen. Med dette som utgangspunkt har vi gjennomført noen enkle analyser av hvordan jakta påvirker bestandsforløpet.

Som det fremgår i **figur 1** er det et sterkt sammenfall i hvor stor bestanden er, og hva som gis i kvote og siden felles. Når bestanden øker, øker kvotene og fellingstallene. I tillegg øker jaktuttaket prosentvis raskere enn bestanden når bestanden vokser. Jakta er med andre ord tetthetsavhengig, noe som bidrar til å stoppe bestandsveksten ved høy tetthet og tillater bestandsvekst ved lav tetthet (**figur 3**). I tillegg er det tydelig at jaktuttaket er forsinket med ett år i forhold til utviklingen i bestanden. Det betyr i praksis at det er bestandsstørrelsen ett år tidligere som er utslagsgivende når jakta øker til et nivå der den er i stand til å ta mer enn tilveksten. Dette er også å forvente når en tar i betraktning at forvaltningen kun (og i beste fall) besitter kunnskap om bestandsstørrelsen året før når kvotene tildeles. Et slikt etterslep medfører at bestanden høstes mindre enn ønskelig i oppgangsfasen (fordi bestanden i fjor var lavere enn i år) og mer enn ønskelig i nedgangsfasen (fordi bestanden i fjor var høyere enn i år), med til dels store svingninger som resultat.

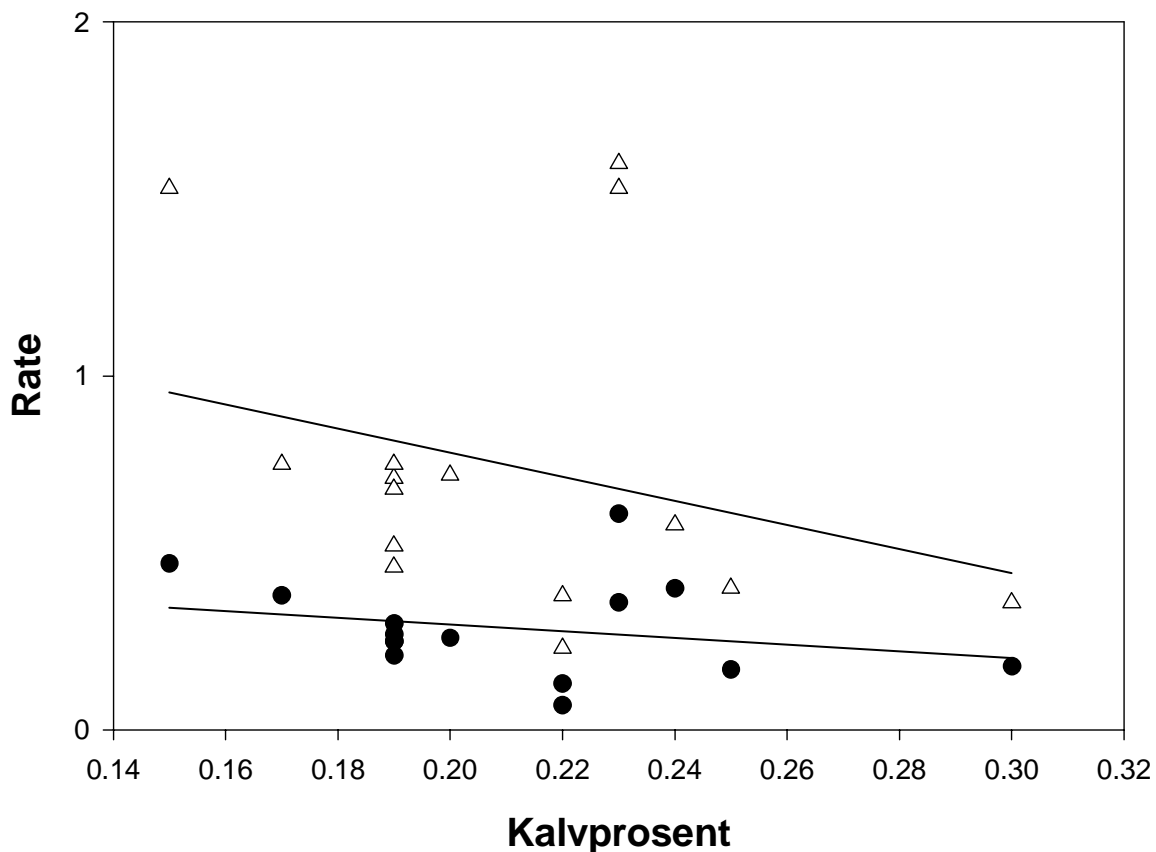
I motsetning til variasjonen i jaktuttak de siste 40 år, så var variasjonen i kvote ikke tetthetsavhengig (økte prosentvis mindre enn bestanden, **figur 3**). Noe av grunnen til at jaktuttaket var tetthetsavhengig var derfor at fellingsprosenten økte med økende bestandstetthet. Med andre ord, når bestanden var stor (men ikke nødvendigvis kvotene) så utnyttet jegerne dette ved å høste en større andel av kvoten. Dette viser at jakta ikke utelukkende er styrt av kvotene, men også av antallet dyr tilgjengelig. I tillegg har det vært en utvikling i forvaltningens vilje til å skrive ut høye kvoter ved



Figur 3: Antallet rein tildelt i årlig jaktkvote (kvote) og antall skutte reindyr (felt) i forhold til minimumsbestanden av rein på Hardangervidda. Antallet er \ln -transformert for å studere den relative endringen i kvotestørrelsen og antall felte dyr i forhold til bestandsstørrelsen. Tykk linje viser trenden for hele materialet (1968-2003), mens de stiplede trendlinjene viser forholdet i perioden 1968-1985 (hele sirkler, nedre linje) og fra 1986-2003 (åpne sirkler, øvre linje).

økende bestandsstørrelse. Ved å splitte materialet i perioden før 1985 og etter 1985 ser vi at større kvoter ble skrevet ut for en gitt bestandsstørrelse i den siste fasen (etter 1985) enn i den første (før 1985). Kontrollerer vi for dette, ser vi at både kvote og jaktuttak faktisk er mer tetthetsavhengig (grafene stiger brattere) enn først antatt (**figur 3**).

Endringer i forholdet mellom jaktkvote og bestandsstørrelse i løpet av de siste 40 år antyder dermed at forvaltningen i den siste fasen i større grad fulgte en 'føre-var' holdning ved å tildele høye kvoter alt ved en relativt moderat bestandsstørrelse. Dette skyldes trolig en dreining fra en bestands- til en mer arealorientert forvaltning, der det overordna hensynet har vært å regulere bestanden ved et tilstrekkelig lavt nivå.



Figur 4: Endringer i høstingsrate (fylte sirkler, nedre graf) og kvote / bestandsstørrelse (trekanter) i forhold til kalveprosent.

I tillegg til tetthetsavhengig høsting har det vært til dels stor variasjon i høstingsraten på Hardangervidda, hvilket også har påvirket størrelsen på bestandssvingningene. Antar vi at minimumstellingene er et rimelig estimat på bestandsstørrelsen, ser vi at andelen av stammen som er skutt varierer fra under 10% til over 60% (**figur 4**). I samme periode varierte den estimerte bestandstilveksten (andel av bestanden som er kalv) mellom 11 % og 30 % (basert på tellinger av kalveandel om sommeren og strukturtellingene om høsten). Variasjon i andelen dyr som høstes var med andre ord vesentlig høyere enn variasjonen i tilveksten, noe som kan forklare deler av fluktuasjonen i bestandsstørrelse.

Fordi kvotene skrives ut før en har informasjon om årets kalveproduksjon, kan det også være at variasjon i kalverekruttering påvirker hvor stor andel av stammen som høstes. For eksempel vil stammen i gode produksjonsår være større enn forventet (ut fra et gjennomsnittså) med den følge at jaktuttaket er for lite til å ta tilveksten (lav høstingsrate), mens det motsatte er tilfelle i dårlige produksjonsår. I så fall skulle vi forvente at kvoten i forhold til bestandsstørrelsen, og dermed høstingsraten, synker med økende kalveprosent. Et slikt forløp er vist i **figur 4**. Årlig variasjon i kalvetilvekst er derfor ytterligere en faktor som reduserer muligheten til å gjennomføre en presis bestandsforvaltning.

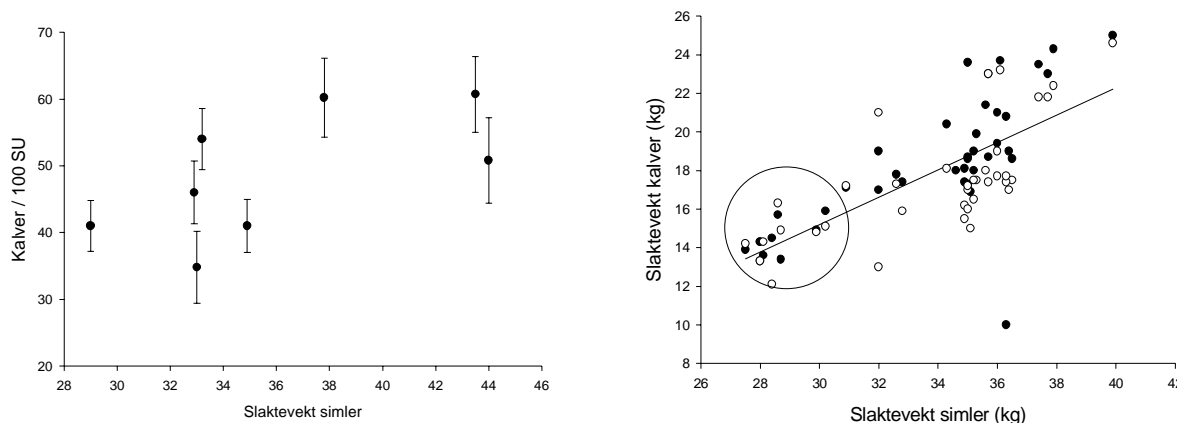
Alt i alt antyder disse analysene at jakta har hatt en vesentlig innvirkning på variasjonen i bestandsstørrelse på Hardangervidda, men også at stor grad av usikkerhet i grunnlagsparametrene forhindrer presise tolkninger av materialet. Av særlig betydning er det at kvoter og jaktuttak er tidsforsinket i forhold til bestandsutviklingen. Denne tidsforsinkelsen kan igjen skyldes usikre bestandsanslag fordi minimumstillinger alltid gir rom for tvil omkring stammens størrelse. Denne tvilen styrkes av at det observeres til dels store endringer i bestandsstørrelse fra år til år (basert på minimumstillinger) til tross for at jaktuttaket eller kalvetilveksten ikke er endret radikalt (**figur 1**). Vi kan heller ikke utelukke at naturlig dødelighet og utvandring/innvandring påvirker dette estimatet og slik sett bidrar til å komplisere forvaltningen.

4.4. Kondisjonsutviklingen på Hardangervidda

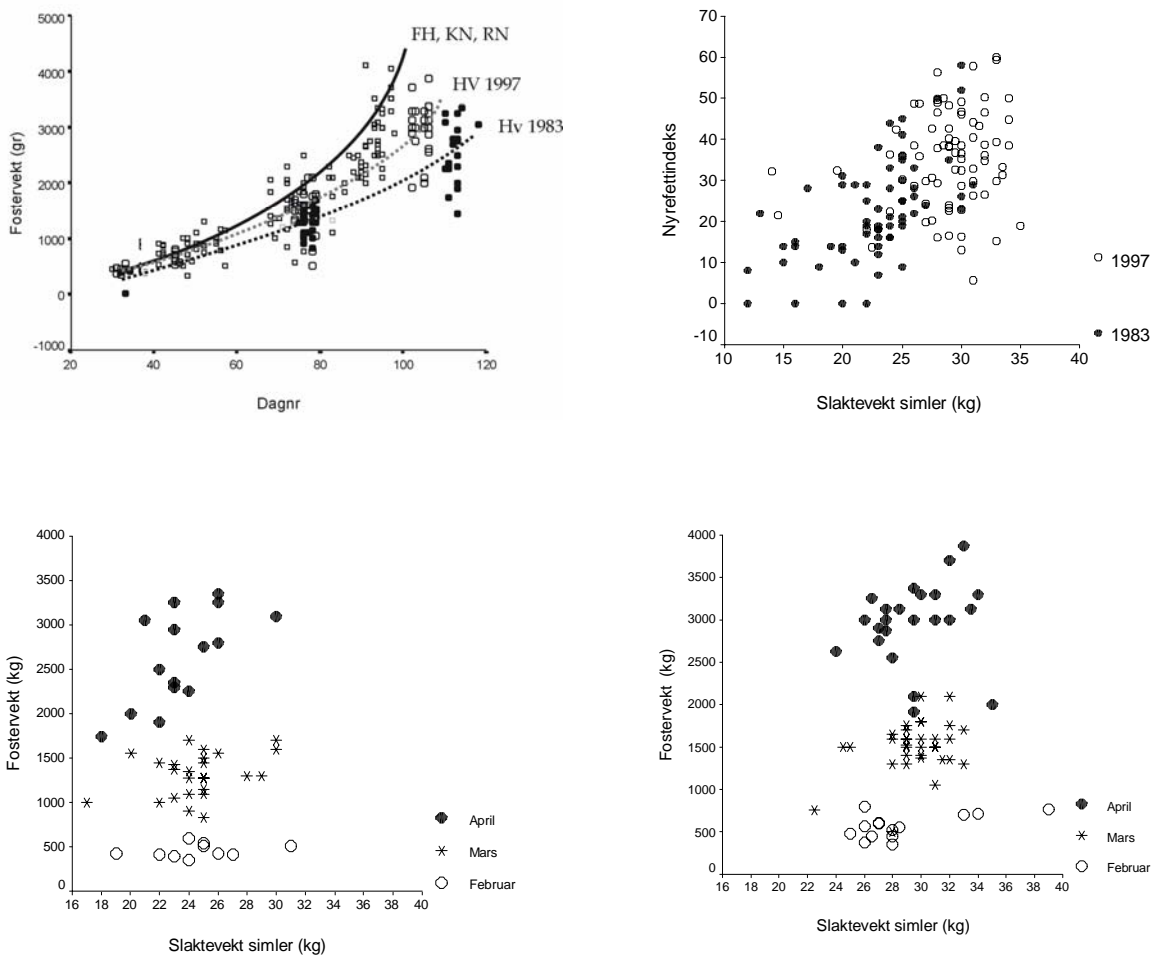
Det meste av kunnskapen om forholdet mellom mattilgang og bestandsdynamikk hos rein stammer fra undersøkelser hvor en sammenligner reinsdyr i bestander med ulik tetthet og leveforhold (Bergerud 1996, Reimers 1997). En har i langt mindre grad studert hvordan kondisjonen har variert med tettheten innenfor samme område. Skogland (1990) gjorde enkelte slike analyser av villreinbestanden på Hardangervidda, men hadde dessverre i beskjeden grad tilgang til data fra perioder med

lav tetthet. I ettertid er det imidlertid gjennomført både en vinterfelling og beiteundersøkelser i ulike delområder som bidrar til at vi i dag har større muligheter til å undersøke utviklingen i bestandskondisjon på Hardangervidda.

I likhet med tidligere studier (Skogland 1984;1985; Reimers 1997) finner vi at det fortsatt er betydelige vekt- og produksjonsforskjeller i de norske villreinstammene. En klar sammenheng eksisterer mellom simlevekter og kalveproduksjon i de ulike områdene. Områder med små simler har lavere kalvetilvekst (målt som antall kalver / 100 simler og ungdyr i juli), og tilsvarende er det en nær sammenheng mellom størrelsen på simlene og kalvenes slaktevekter om høsten (**figur 5**). Som det fremgår av figur 5 er simlenes slaktevekt og størrelse på kalvene om høsten dessuten lave på Hardangervidda, noe som kan skyldes høyere tetthet og større grad av matbegrensning i dette området (Skogland 1983; Skogland 1984; Skogland 1985; Skogland 1986; Skogland 1988).

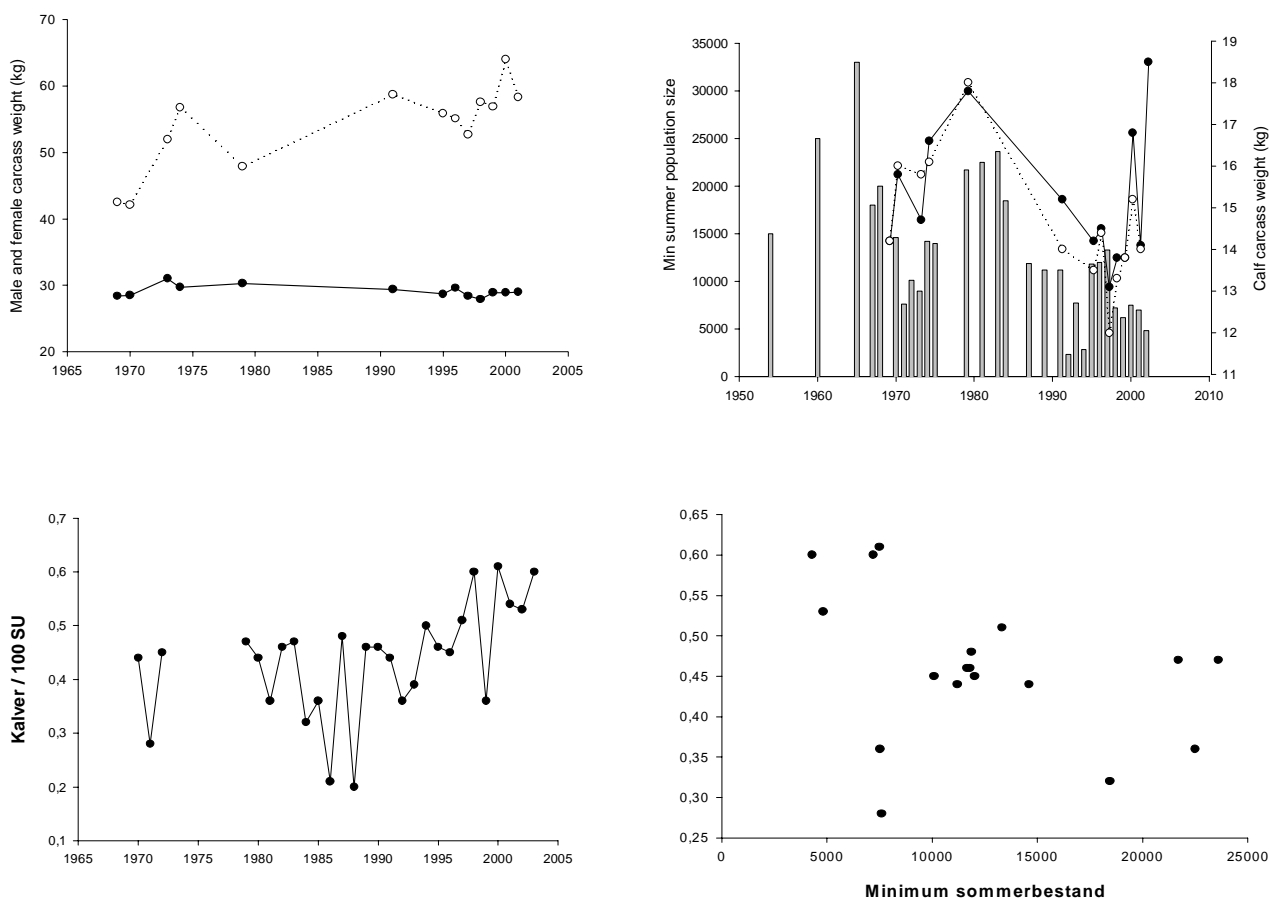


Figur 5: Venstre figur: Områdevis sammenligninger av forholdet mellom gjennomsnittlig slaktevekt hos simler og kalverekruttering (målt som kalver / 100 simler og ungdyr om sommeren). Data fra Forelhogna, Knutshø, Snøhetta, Rondane nord, Nordfjella, Ottadalen, Hardangervidda og Setesdal Ryfylke. Høyre figur: Forholdet mellom gjennomsnittlig årlig slaktevekt hos simler og kalver i forskjellige villreinområder (Forelhogna, Knutshø, Snøhetta, Rondane nord, Rondane sør, Ottadalen, Nordfjella, Hardangervidda (markert med sirkel) og Setesdalsheiene ($r^2 = 0,51$, $n = 73$, $p < 0,001$)).



Figur 6: Øvre venstre figur: Fostervekst gjennom vinteren i Forelhogna (FH), Knutshø (KN) og Rondane (RN) sammenlignet med fostervekst på Hardangervidda (HV) i 1983 og 1997. Øvre høyre figur: Sammenhengen mellom simlenes nyrefettindeks og slaktevekt på Hardangervidda i 1983 og 1997 ($R^2 = 0,51$, $n = 73$, $p < 0,001$). Nedre venstre figur: Forholdet mellom simlenes slaktevekt og fostervekt gjennom vinteren i 1983. Nedre høyre figur: Samme som foregående, men for 1997.

Med bakgrunn i nyere data er det imidlertid flere sentrale kondisjonsmål som klart viser en forbedring også på Hardangervidda. Dette antyder at en til en viss grad har lyktes med å redusere effektene av matbegrensningen. Spesielt ser vi dette i simlens vinterkondisjon. Med bakgrunn i vinterfelingsdata fra 1973, 1983 og 1997 ser vi at simlene som ble felt i 1983 var betydelig lettere enn simler som ble felt både i 1973 og i 1997, mens det ikke er påvisbare forskjeller på simlene som ble felt i 1973 og 1997. Økningen i kroppsvekt om vinteren samsvarer også med størrelsen på simlens fettlagre (**figur 6**). Andre kondisjonsindekser ser ut for å ha endret seg mindre.



Figur 7: Øvre venstre figur: Gjennomsnittlig årlig slaktevekt hos bukker 2 år og eldre (prikka linje) og simler eldre enn 2 år (hel linje). Øvre høyre figur: Årlig variasjon i slaktevekt hos kalver på Hardangervidda og minimum sommerbestand i perioden 1969- 2002. Data fra 1969 og fra 1971 og 1972 er hentet fra Fagerhaug (1976). Bukkekalver er vist med svarte sirkler, mens vekter hos simlekalver er vist som åpne sirkler. Nedre venstre figur: Kalverekruttering om sommeren (målt som kalver / 100 simler og ungdyr) på Hardangervidda i perioden 1969- 2003. Nedre høyre figur: Forholdet mellom kalvetilvekst (kalv / simle og ungdyr) og minimum sommerbestand på Hardangervidda i perioden 1979- 2003 ($R^2 = 0,31$, $df = 1, 14$, $p < 0,003$).

Undersøkelser som har sammenlignet fostervekst i områder med ulik mattilgang har tidligere konkludert med at fostervekst i slutten av svangerskapet henger nært sammen med simlens mattilgang og størrelse (Skogland 1984; Reimers 1997). Vi forventer derfor økt fostervekst når leveforholdene blir bedre. En slik utvikling ble observert under vinterfellingen i 1997 (Figur 6, Loison og Strand submitted). Som det fremgår av disse resultatene var fosterveksten gjennom vinteren og fram mot kalving på Hardangervidda i 1997 høyere enn i 1983, men fortsatt lavere enn i andre undersøkte lavtetthetsbestander på 1980- tallet (Skogland 1984, **figur 6**).

Endring i vinterkondisjon korresponderer også med en økning i andel kalv som følger simlene om sommeren (kalv/ 100 simler og ungdyr). Drektighetsraten om vinteren har i motsetning til dette endret seg relativt lite. I 1983 var 82% av simlene drektige ($n = 51/61$) mot 88% ($n = 71/81$) i 1997. Dette antyder at økningen i kalv / 100 simler og ungdyr i juli i all hovedsak skyldes redusert kalvedødelighet i siste del av svangerskapet eller de første ukene etter kalving. Resultatet av dette er at rekrutteringsraten synker med økende bestandstetthet (minimumsbestand om sommeren, **figur 7**).

I motsetning til endringene i rekrutteringsraten, finner vi ingen tilsvarende utvikling i kjevelengde og slaktevekt om høsten mellom 1979 og 2001. Dette med unntak av slaktevekt og kjevelengde hos voksen bukk som har økt betraktelig siden 1979 (**figur 7**). Dette er trolig mest en alderseffekt, ettersom gjennomsnittsalderen på bukk i stammen har økt som følge av mindre intensiv bukkeavskytning. Den samme tendensen ser vi igjen i strukturtellingene under brunsten, hvor bukkeandelen i stammen er økt fra ca 5% rundt 1980 til ca 23% i dag. Til sammenligning viser slaktevekten hos simlene (1 år og eldre) kun små endringer, med unntak av noe årsvariasjon som trolig skyldes variasjon i datagrunnlaget eller årlige endringer i beitetilgang og beitekvalitet (**figur 7**).

Slaktevektene hos kalvene har variert en god del også på Hardangervidda. Kalvevekter innsamlet under fredningen i 1971 og 1972 (Fagerhaug 1976) var vesentlig lavere enn i 1979, men fortsatt høyere enn det som ble observert på midten av 90-tallet (Skogland 1990; **figur 7**). Fordi vi ikke har tilgang til årlige data fra denne perioden, kan vi ikke skille mellom årsvariasjoner i kalvevekt som følge av klima, og en mer systematisk trend som følge av endringer i bestandstetthet. Et begrenset materiale antyder imidlertid at slaktevektene hos kalv har økt i løpet av de siste årene (**figur 7**), hvilket er i overensstemmelse med antagelsen om at næringskonkurranse er en viktig årsak til de endringene som observeres.

Resultatene som fremkommer antyder at både vinterkondisjon hos simlene og kalv produsert pr simle er vesentlig økt i løpet av de siste 20 årene, men uten at vi ser en tilsvarende endring i høstvekt. En mulig forklaring på dette er at kondisjonsøkningen først tas ut i form av økt reproduksjon, men fordi økt kalveproduksjon medfører økte energetiske kostnader for simla (i form av melkeproduksjon), vil ikke kondisjonsøkningen kunne spores på høsten. Trolig vil de gjennomsnittlige høstvektene først øke etter ytterligere forbedringer av forholdene på Hardangervidda. Deler av denne 'forbedringen' kan også komme som en tidsforsinket prosess som følge av at de store kalvene som er født de siste årene bidrar til å øke den gjennomsnittlige simlevekten i bestanden over tid.

4.5 Beiteundersøkelser på Hardangervidda

Opp gjennom åra er det flere som har undersøkt reinens vinterbeiter på Hardangervidda. Aksel Tveitnes startet sine undersøkelser i 1951 og fortsatte med disse helt fram til 1979 (Tveitnes 1980). De første flytakseringene ble gjennomført i 1968 (Gaare 1968) og ble seinere fulgt opp med forbedret metodikk i 1988 (Gaare og Hansson 1989, Gaare og Erikson 1971). Denne siste takseringen var ment som et grunnlag for en overvåking som skulle gjentas hvert 7-10 år. De fleste villreinområder i Sør-Norge ble taksert på samme vis i løpet av 1980-tallet. Tilsvarende gjennomførte Gaare undersøkelser i forbindelse med planlagte vasskraftreguleringer i Veig og i området Halne – Heinvasstraget (Gaare 1976, Gaare og Skogland 1979). Et flertall av områdene ble også undersøkt av Gaare i 2000 og 2001 (Gaare m. fl. 2001). I tillegg har Strand med flere (submitted) og Hagen (2002) taksert vinterbeitene i flere delområder på Hardangervidda for å undersøke betydningen av menneskelig forstyrrelse på reinens arealbruk. Bakgrunnen for undersøkelsene er derfor forskjellig, og kun Tveitnes sine undersøkelser hadde et formål og design som var rettet mot å overvåke beitenes tilstand. Dette medfører at takseringene ikke er systematisk fordelt geografisk eller over tid. Likevel lar materiale seg organisere slik at vi kan følge utviklingen innenfor delområder. Fram til 1959 har vi tilgang til originaldata fra Tveitnes sine undersøkelser, mens de originale dataseriene fra 1970-tallet dessverre ser ut til å ha gått tapt. Disse er derfor kun tilgjengelige i bearbeida tilstand.

4.5.1 Metoder og datakvalitet

Tilgjengelige data fra Hardangervidda er innsamlet over en periode på mer enn 40 år. Målsetning og registreringsmetodikk for de ulike undersøkelsene har derfor variert betydelig og datasettene forefinnes ikke på en ensartet form. Tveitnes baserte for eksempel sine takseringer på en 2 m² stor rute innen hver rabb, mens Gaare og Strand m. fl (submitted) har basert sine målinger på flere gjentatte målinger av et mindre areal. Tilsvarende er det eldste datasettet fra Tveitnes benyttet Hult Senanders (HS) dekningsgradsskala (Nordhagen 1943), noe som innebærer en visuell bedømming av

dekningsgrad og en kategorisering av datasettet. Data fra Gaare, og Strand m. fl. (submitted) gir derimot dekningen av beitelav på en kontinuerlig skala. For å kunne sammenligne direkte med Tveitnes sine data har vi derfor transformert data fra de øvrige undersøkelsene til HS og omregnet data fra Gaare og Strand m. fl. (submitted) til gjennomsnittlig lavhøyde og dekningsgrad pr rabb. De potensielle feilkildene som ligger i at datasettene er samlet inn over lang tid, av forskjellige personer, og med endringer i metodikk, må tillegges vekt i tolkningen av disse undersøkelsene. Vi ser derfor på resultatene fra beiteundersøkelsene som er ”grov” veiledning for forvaltningen og understreker behovet for at det etableres en permanent overvåkning også av beitene.

Rabber er konvekse terrengavsnitt, ofte på lettdrenert mark. De fleste prøverutene ligger på de mest vindeksponerte delene, vindrabben, som er lettest tilgjengelig for reinen om vinteren. Prøveruter er også lagt i mer snødekte deler, lerabben, hvor tilgjengeligheten for reinen er størst under høst og vårvinter. I lågalpin region kles rabbene av greplyngheier. Innslaget av lav er størst i de østre delene av vidda med over 70% lavdekning i rabbesamfunnene, mens dekningen er 40% eller lavere i de mer oseanisk prega områdene i vest. Den potensielle lavdekningen på rabbene bestemmes i all hovedsak av innslaget av annen vegetasjon. For eksempel består rabbesamfunnet også av en del grasaktige planter, vesentlig sauesvingel, og i vest også stivstarr, mens det er lite urter. I høyereliggende områder (dvs. i mellomalpin sone), erstattes lyng og dvergbusker av grasaktige planter, særlig rabbesiv.

I beiteundersøkelsene fra Hardangervidda er rabbesamfunnene delt inn i 3 hovedgrupper: Vindeksponerte rabber i lav- og mellomalpine sone som domineres av 1) gulskinn eller 2) fjellreinlav og gulskinn, og 3) lerabber som domineres av kvitkrull. I tillegg til dette inneholder også lesidevegetasjon i mange tilfeller en betydelig lavreserve. Denne er imidlertid mindre tilgjengelig for reinen vinterstid og da særlig på seinvinteren hvor det er de mest vindeksponerte og gulskinndominerte rabbene som er mest tilgjengelige for reinsdyra (Gaare et al. 1975, Skogland 1984). Lavdekningen på de ulike rabbetyperne er påvirket av både eksposisjon, beitetrykk og lokalklimatiske forhold. For eksempel vil andelen gras og starr (*Juncus trifidus* og *Carex bigelowii*) være avhengig av den stedvise årsnedbøren. Tilsvarende er temperatur og vanntilgang bestemmende for forvedingsprosessene og dermed i hvilken grad forveda planter kan etablere seg (Framstad 1997).

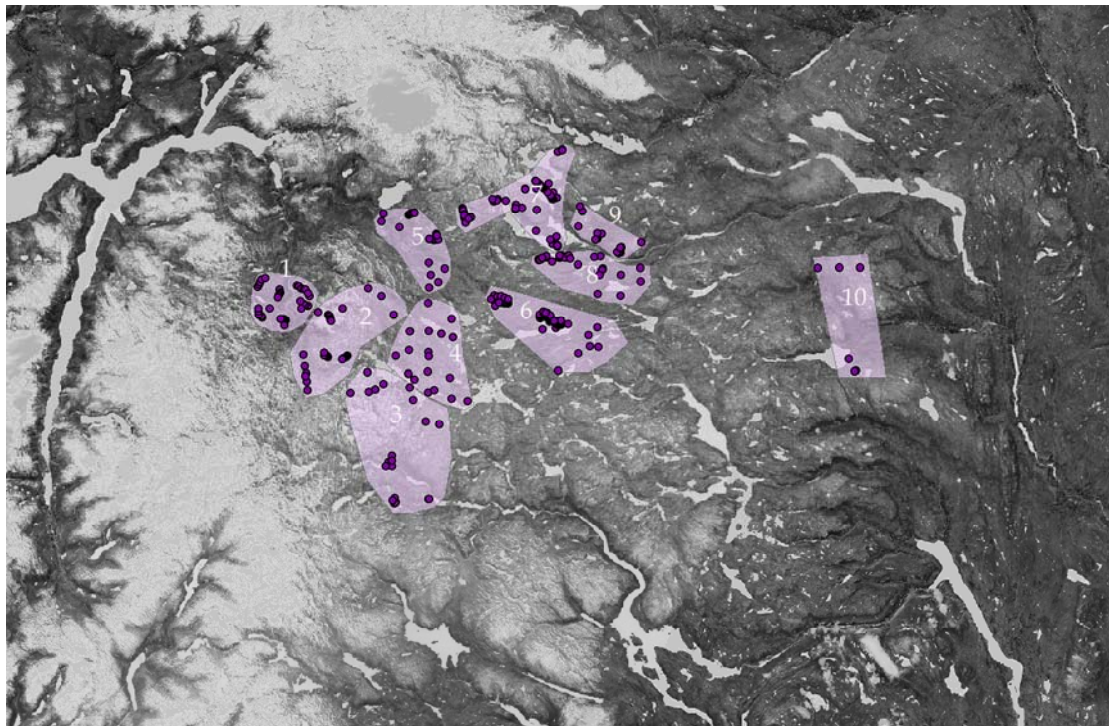
Tabell 2. Oversikt over ulike beiterregistreringer som har vært gjennomført på Hardangervidda i ulike perioder og sortert på vegetasjonstyper der vi har tilgang til de opprinnelige datasettene. Målingene som har vært gjennomført har fokusert på rabber som registreringsenhet, og det er stort sett foretatt 3- 5 målinger av lavdekning og lavhøyde innenfor hver rabb.

Datakilde og registreringsperiode				
Vegetasjonstype	Aksel Tveitnes (1951-1959)	Eldar Gaare (1971-2002)	Strand, Hagen m. flere (1999-2003)	Totalt antall rabber
Vindrabber, gulskinn- dominerte	198	175	591	954
Vindrabber, reinlavdominerte	91	7	282	380
Lerabber, kvit- krull-dominerte	196	25	0	221
Sum	475	207	872	1555

Tabell 3. Oversikt over ulike beiterregistreringer på Hardangervidda som er benyttet i analysene i denne rapporten.

Datakilde og registreringsperiode				
Vegetasjonstype	Aksel Tveitnes (1951-1959)	Eldar Gaare (1971-2002)	Strand, Hagen m. flere (1999-2003)	Totalt antall rabber
Vindrabber, gulskinn- dominerte	152	169	149	470
Vindrabber, reinlavdominerte	63	5	61	129
Lerabber, kvit- krulldominerte	160	24	0	184
Sum	375	198	210	783

Fordi beitetilbudet varierer mellom områder er det grunn til å anta at også beitetrykket er forskjellig i de ulike delområder på Hardangervidda. For å kunne teste i hvilken grad det har vært systematiske endringer i lavbeitene er det derfor nødvendig å ta hensyn til den rommelige fordelingen av beiterregistreringene. Av den grunn har vi slått sammen data som ligger innenfor geografiske områder som er noenlunde like med hensyn til topografi, høyde over havet og størrelse (**figur 8**). Dette gir i første omgang en inndeling i 10 forskjellige delområder som i hovedsak dekker sentrale og nordlige deler av området (**figur 8**). Det er følgelig store områder både i vest og sør-øst som ikke dekkes av disse undersøkelsene. Inndeling i 10 separate delområder ga et datasett som totalt består av 783 takserte rabber i perioden 1951- 2003 (**tabell 3**).



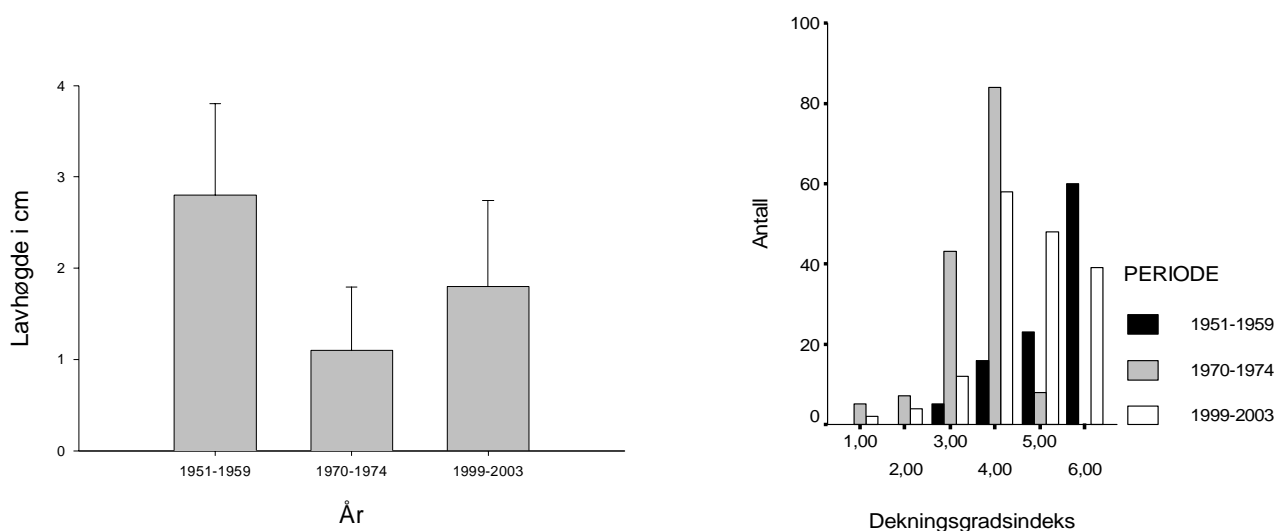
Figur 8: Sammensetningen av vegetasjonen på Hardangervidda illustrert ved beregna grønnhet i vegetasjonen (her definert som differansen på det infrarøde og det nærinfrarøde båndet i LANSAT 7 (NDVI). Områder som framstår som mørke har større dekning med grønn vegetasjon enn lyse og grå områder. Vann, snø og bart berg framstår som mer eller mindre hvite. Data som viser kvalitet på vinterbeiter (lavhøyde og dekningsgrad) er registrert i ulike delområder av Hardangervidda siden 1959. For å analysere dette materialet har vi delt inn Hardangervidda i 10 delområder som har noenlunde lik topografi og fordeling av undersøkte rabber.

4.5.2 Endringer i lavdekket på Hardangervidda

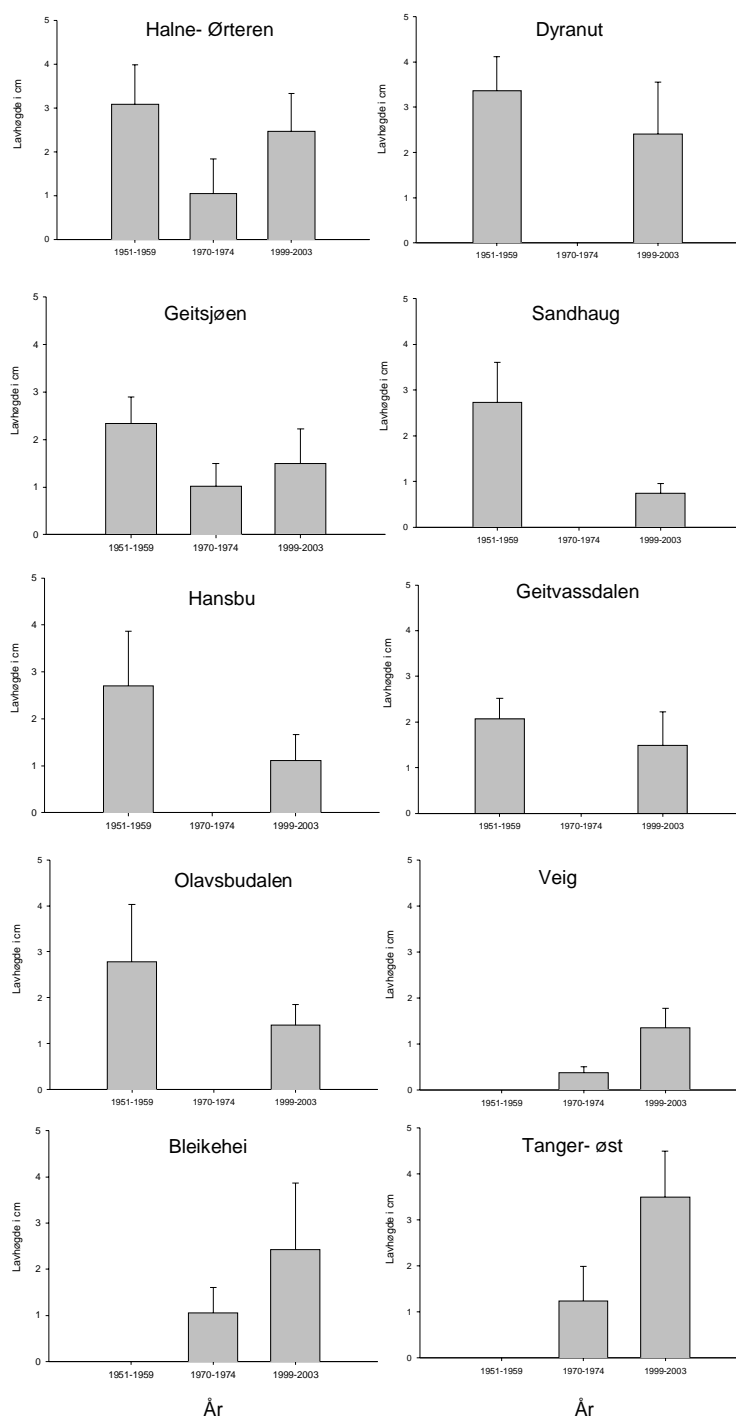
Det var betydelige regionale forskjeller både i lavdekning, lavhøyde og hvordan lavdekningen har endret seg siden 1951 (**figur 9**). Gjennomsnittlig lavhøyde var størst i materialet fra 1950 tallet og lavest ved begynnelsen av 1970-tallet. Etter 1970 har det vært en markant økning i lavhøyden, men nivåene i perioden 1999-2003 er fortsatt lavere enn på 1950-tallet (**figur 9**). Tilsvarende var dekningsgraden på 1950-tallet gjennomgående høyere enn på 1970-tallet (**figur 9**). Fra 1970 fram til den siste perioden i 1999-2003 har det vært en økning i frekvensen av områder med stor lavdekning (**Figur 9**).

I tillegg til de generelle endringene i dekningsgrad og lavhøyde, er det også betydelige områdevis forskjeller i hvordan lavbeitene har endret seg fra 1951 og fram til i dag. Målinger fra Halne-Ørteren og Geitsjøen i 1999-2003 indikerer for eksempel at lavhøyden og dekningsgraden var på samme nivå som eller høyere enn i 1951-1959 (se **figur 10**). Dette er motsatt av det vi finner i mer sentrale områder, som ved Hansbu, i Olavsdalen og ved Sandhaug, hvor både lavhøyde og dekningsgrad var betydelig høyere i perioden 1950-1959 enn i 1999-2003 (**figur 10**).

Reinlavdominerte vindrabber og lerabber viser i store trekk den samme trenden som på de mer vindeksponerte og gulskinnndominerte rabbene, med betydelig reduksjon i lavhøyde og dekningsgrad fra 1950-tallet fram til 1970-tallet. Endringen fra 1970-tallet og fram til 1999-2003 er imidlertid mindre framtreddende. Dette kan skyldes at materialet er noe sparsomt i de to siste periodene. Framtidige undersøkelser bør ta hensyn til dette slik at en kan etablere et grunnlagsmateriale for regionale sammenligninger også for disse rabbesamfunnene.



Figur 9: Sammenligninger av lavhøyde på gulskinnndominerte vindrabber viser at det har vært en generell økning i lavhøyden på Hardangervidda i løpet av de siste 30 årene, men at nivåene som ble målt i perioden 1999- 2003 fortsatt er lavere enn nivået målt av Tveitnes i de samme områdene i perioden 1951-1959 ($F = 77,2$, $df = 2/ 385$, $p < 0,000$). I høyre del av figuren har vi vist fordelingen av Hults Senanders dekningsindeks (1 = områder med liten lavdekning, mens 6 representerer områder med mer enn 75% dekning) for perioden 1951- 2003. Figuren viser i likhet med målingene av lavhøyde at det har vært en betydelig økning i frekvensen av områder med høy dekningsgrad siden perioden 1970- 1974, men at dekningsgraden som ble målt i 1999- 2003 likevel er lavere enn det som ble målt på 50 tallet ($\chi^2 = 181, 4$, $df = 10$, 1 , $n = 414$, $p < 0,000$).



Figur 10: Gjennomsnittlig lavhøyde på gulskinn-dominerte vindrabber i de ulike undersøkelsesområdene i perioden 1951- 2003. Sammenligninger av lavhøyde innen tidsperioden og mellom de ulike undersøkelsesområdene viser at det er betydelige temporære og rommelige forskjeller i lavhøyden. Det er også regionale forskjeller på gjenveksten av lav, med en tendens til noe svakere gjenvekst i de mest sentrale områdene (GLM modell, $F = 20,4$, $df = 21$, 385 , $p < 0,000$ for hele modellen, $F = 77,2$ $df = 2$, 385 , $p < 0,000$ for effekten av tidsperiode, $F = 13,1$ $df = 9$, 385 , $p < 0,000$ for effekten av forskjeller mellom delområder, og $F = 3,2$ $df = 10$, 385 , $P = 0,08$ for interaksjonen mellom delområder og tidsperiode.)

Mønsteret som fremkommer er at det har vært betydelige økning i lavhøyde og dekningsgrad for de viktigste beitelavene på Hardangervidda fra 1970 til perioden 1999-2003. Dessverre har vi ikke tilgang til et mer omfattende datasett fra perioden 1970-1999. Hyppigere målinger i denne perioden ville utvilsomt gitt oss et mer detaljert bilde av sammenhengen mellom utviklingen i lavbeitene og størrelsen på villreinbestanden. Tilsvarende er data kun tilgjengelig fra deler av Hardangervidda, og konklusjonen er derfor basert på antagelsen om at disse dataene er representative for hele vidda. I de seinere åra er det gjennomført takseringer av lavbeitene også i områder sentralt og sør-øst på vidda, noe som på sikt kan danne grunnlaget for overvåking av lavbeitene også i disse områdene.

5 Diskusjon og konklusjon

Bærekraftig høsting er avhengig av relevant kunnskap om de høsta artenes biologi og høstingens effekt på bestanden. Denne kunnskapen kan benyttes i høstingsmodeller som viser hvordan en teoretisk kan maksimalisere utbyttet ved varierende bestandsstørrelse og eventuelle andre mål som settes av forvaltningsmyndighetene (Caughley og Sinclair 1994). På Hardangervidda har forskjellige varianter av slike modeller vært i bruk siden 60-tallet, men som følge av varierende forutsetninger og stor usikkerhet i datagrunlaget, er det også stor variasjon i den optimale bestanden som anbefales av de respektive modellene (**tabell 1**).

Et overordna mål for villreinforvaltningen på Hardangervidda i store deler av perioden har vært å øke dyras kondisjon og kvaliteten på vinterbeitene. Et springende spørsmål har derfor vært hvor lav bestandsstørrelsen må være for å oppnå en positiv utvikling etter overbeiting. Tidlige vurderinger og bestandsmodeller antydde en bestandsstørrelse vesentlig under 10 000 dyr for at beitene skal restitueres. Med bakgrunn i resultatene i denne rapporten kan dette imidlertid synes lavt. I løpet av de siste 20 årene har det vært en systematisk og betydelig økning i simlens fettlagre og slaktevekter vinterstid. Tilsvarende har kalveproduksjonen økt siden starten på 1980-tallet. Dette er et typisk resultat i en bestand der graden av matkonkurranse er redusert, og er slik sett en positiv effekt av forvaltningen som er gjennomført siden begynnelsen på 1980-tallet.

Den positive trenden i kondisjon understøttes av en tilsvarende utvikling i lavbeitene. Beitene som ble undersøkt i perioden 1999-2003 var vesentlig forbedret i forhold til tilstanden tidlig på 1970-tallet. I lys av dette anser vi et bestandsanslag på 4200-5300 (Gaare og Hansson 1989) som konservativt, og mer enn tilstrekkelig lavt, for at lavmattene skal restitueres etter overbeiting av den størrelse som tidligere er registrert på vidda. Det er imidlertid viktig å påpeke at beitestudiene på tidlig

70-tall i overveiende grad ble gjennomført på ytre deler av vidda. I den grad økt menneskelig forstyrrelse har redusert bruken av randområdene, kan den samme trenden kunne forklares ved endret bruk av vidda.

Forvaltningens mål er ofte langt mer omfattende enn det som inkluderes i teoretiske modeller som tar sikte på å maksimalisere det kortsiktige jaktutbyttet i form av antall dyr eller kjøttavkastningen. Ett av dem er ønsket om å forvalte en relativt stabil bestand som gir en rimelig årlig avkastning og gode muligheter for å utøve tradisjonell høsting (DN 1995). For eksempel tar en ”optimal bestand på 12- 14000 dyr under gitte forutsetninger” (Skogland 1993) ikke hensyn til forvaltningens mulighet eller evne til å stabilisere bestanden på et slikt nivå. Dette er relevant ettersom årsakene til bestandssvingningene bare delvis er under forvaltningens kontroll, noe som gjør presis forvaltning vanskelig. Analysene av jaktkvoter, fellingstall og bestandsutvikling viser for eksempel at jakta på Hardangervidda er tetthetsavhengig, men at tetthetsresponsen er svak og at forvaltningen har lett for å komme på etterskudd i forhold til bestandsutviklingen. Samtidig er det stor variasjon i den årlige kalveproduksjonen og fellingsprosenten. Dette bidrar vesentlig til uønsket variasjon i bestandsstørrelse og jaktuttak, og øker risikoen for at bestanden vokser utover ønsket bestandsmål (Strand et al. 2001).

Valg av bestandsmål og bestandens veksthastighet er derfor både et spørsmål om forvaltningsfilosofi (risikovilje) og hvilke ressurser en gjør tilgjengelig for telling og overvåking. Dette kan illustreres gjennom to forvaltningsstrategier som i ulik grad tar hensyn til økonomisk utbytte og risikoen for å bryte den positive utviklingen i beiten og dyras kondisjon. Den mest konservative tilnærmingen er å velge en strategi der en prøver å stabilisere bestanden på nåværende nivå eller øker den langsomt og under jevnlig kontroll av beiter og kondisjon til et relativt lavt (historisk) nivå (eks. villreinnemndas siste forslag til bestandsmål på 9 000 dyr), hvor stammen stabiliseres. Det attraktive med en slik strategi er at lavbeiter og bestandskondisjon (Hanks 1981) har muligheten til å restitueres ytterligere. Samtidig gir det forvaltningen (inkludert overvåkningsapparatet) muligheten til å tilegne seg erfaring med å stabilisere bestanden på et nivå der risikoen for å miste kontrollen er liten. Lav bestandsstørrelse synes også å medføre redusert variasjon i kalveproduksjon, hvilket gir forvaltningen større mulighet til å skrive ut kvoter i samsvar med den reelle bestandsstørrelsen.

En alternativ strategi er å raskt øke dyretallet opp til et høyere forvaltningsmål (for eksempel 11 000 dyr). En slik strategi vil i større grad kunne ivareta de økonomiske hensynene, men samtidig er risikoen større for at bestanden igjen kommer ut av kontroll med mindre presisjonen i overvåking og

forvaltning økes. Slike mer ambisiøse mål er ikke nødvendigvis noe stort problem hvis kunnskapen om bestandens dynamikk er høy, og en har gode og presise virkemidler å forvalte bestanden med. Våre analyser viser imidlertid at disse forutsetningene kun i liten grad har vært tilstede på Hardangervidda, og av den grunn anbefaler vi forvaltningen å være konservative ved valg av bestandsmål og veksthastighet.

Uansett valg av forvaltningsmål vil det være nødvendig med god overvåkning av bestanden både i forhold til bestandsstørrelse, kondisjon, og ikke minst utviklingen i beiten. Overvåkingen av villreinbestanden på Hardangervidda har så langt vært rettet mot endringer i rekrutteringsrater og kondisjon hos dyra (bestandskondisjonen, Hanks 1981), mens ingen tilsvarende oppmerksomhet har vært rettet mot kvaliteten på- og tilgjengeligheten av beiter. Inntil nylig var bestandsstørrelsen dessuten estimert på bakgrunn av minimumstillinger, men uten å kjenne feilvariasjonen i telleresultatet. Dette har medført til dels stor usikkerhet i det biologiske forvaltningsgrunnlaget, og et viktig spørsmål er derfor i hvilken grad dagens overvåkning er tilstrekkelig til å dekke behovet for en presis løpende forvaltning av bestanden på vidda.

Med bakgrunn i resultatene er vår vurdering at overvåkingen av rekrutteringsrate, bestandsstruktur og høstvekter er best egnet til å vise den langsiktige utviklingen i bestandskondisjon (bestandskvalitet), men kun i liten grad kan benyttes i den løpende forvaltningen av stammen. Det samme gjelder bruken av individbaserte data fra vinterfellingene. Bakgrunnen for dette er at målefeil, klimavariasjon og tidsforsinkelser i bestandsdynamikken reduserer samvariasjonen mellom bestandskondisjonsindeksene og graden av næringsbegrensning. For eksempel ser vi at høstvektene forandrer seg lite til tross for at andre data antyder redusert næringsbegrensning, og tilsvarende varierer rekrutteringsratene for mye til å gi en øyeblikkelig respons på endring i bestandstetthet. Resultatet er at bestanden kan vokse langt over hva som er ønskelig før dette avspeiles i kondisjonsindeksene.

Lokalforvaltningen vil derfor være best tjent med å forholde seg til et bestandsmål fremfor kondisjonsindekser (kvalitetsindekser) for den løpende forvaltningen av stammen på Hardangervidda. En forutsetning er at overvåkingen av bestandsstørrelsen er tilstrekkelig presis og at forvaltningen er i stand til å stabilisere stammen innenfor rimelige grenser over tid. Så langt har dette vist seg vanskelig, men ved bruk av radiomerket rein tror vi at presisjonen i bestandsestimatene kan økes vesentlig (Strand m. fl. 2003). I den grad dette kombineres med konservative bestandsmål, er vår vurdering at bestanden kan holdes relativt stabil over tid. Ved å holde bestanden stabil over tid vil overvåk-

ningen også kunne bedre avklare i hvilken grad det valgte bestandsmålet overensstemmer med forvaltningens ønsker med hensyn til kondisjon og beiteslitasje.

Overvåkingen av kondisjonsindeksene er således viktig for å etterprøve i hvilken grad de valgte forvaltningsmålene nås. I tillegg er overvåkingen av bestandskondisjonen og beiter viktig for å avklare i hvilken grad de reelle levetilstandene endrer seg på Hardangervidda. I løpet av de siste 20 årene er det akkumulert betydelig med data som antyder at tilgangen til viktige beiteområder er i endring som et resultat av menneskelig påvirkning og forstyrrelser (Wolfe 2000). Fordi dette vil innvirke på den faktiske tettheten av rein uavhengig av endringer i bestandsstørrelsen, vil det være spesielt viktig å følge utviklingen i bestandskondisjon og beiter.

En klar anbefaling fra vår side er derfor at overvåkingen av bestandskondisjonen (vekter, kjever, kalvrekuttering) fortsetter. For å kunne dokumentere effekten av varierende bestandstetthet på høstvektene blir det viktig å øke oppslutningen rundt innsamlingen av nøyaktige slaktevekter og underkjever i forbindelse med jakta. Vi ser det også som viktig at det etableres et overvåkningsopplegg for beitemålingene på Hardangervidda. Dessverre har overvåking av beitemålingene så langt vært underprioritert, til tross for at slike data antagelig gir mer direkte informasjon om næringssituasjonen enn det som fremkommer ved overvåkingen av bestandskondisjonen.

6 Referanser

- Bergerud, A. T. 1996. Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet? *Rangifer*(Special Issue No. 9): 95-116.
- Caughley, G. and A. R. E. Sinclair 1994. *Wildlife Ecology and Management*. London, Blackwell Scientific Publications.
- DN 1995. Forvaltning av hjortevilt mot år 2000, Direktoratet for Naturforvaltning.
- Fagerhaug, A. 1976. Vekst og kondisjonsendringar hos villrein (*Rangifer tarandus tarandus*) på Hardangervidda 1969-1974. Hovedfagsoppgave i zoologi, terresterisk økologi, Universitetet i Trondheim: 58.
- Framstad, E. 1997. "Vegetasjonstyper i Norge." NINA temahefte 12: 279.
- Gunn, A., F. Miller, L., Berry, S. J. 2003. Conservation of erupting ungulate populations on islands - a comment. *Rangifer* 23(2): 57- 65.
- Gaare, E. 1968. Rapport fra orienterende befarings av villerinnens vinterbeiter på Hardangervidda. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Statens viltundersøkelser. 9 s. Stensiltrykk
- Gaare, E., Thomson, B. & Kjos-Hanssen, O., 1975. Reindeer activity on Hardangervidda - In Wielgolaski F.E.(ed.) *Fennoscandian Ecosystems, Part 2 Animal land Systems* -Analysis:206-215.
- Gaare, E. 1976. Villreinenes bruk av områdene rundt Heinvasdraget og Geitsjøen, Hardangervidda- Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Viltforskningen. Trondheim. Stensilert rapport 15 s
- Gaare, E. Skogland, T. 1979. Grunnlaget for villreinforvaltningen - Jakt-Fiske-Friluftsliv Årg.108/4: 16-19
- Gaare, E. and T. Skogland 1980. Lichen-reindeer interaction studied in a simple case model. Proc. sec. Int. Reindeer/Caribou symp. E. Reimers, E. Gaare and S. Skjennberg. Røros, Norway, DVF, Trondheim: 47- 56.
- Gaare, E. and G. Hansson. 1989. Takseringer av reinbeiter på Hardangervidda. NINA notat: 36.
- Gaare, E., Tømmervik, H., Wilmann, B. 2001 Overvåking av beiter på Hardangervidda. NINA-notat
- Hagen, A. 2002. Heterogeneity of reindeer winter pastures in relation to landscape topography and anthropogenic disturbance. Cand. Sci. Thesis, NTNU, Trondheim.
- Hanks, J. 1981. Characterization of Population Condition. Dynamics of Large Mammal Populations. C. W. Fowler and T. D. Smith. New York, John Wiley & sons: 47- 73.
- Holthe, V. 1977. Villreinområder i Norge. Viltforskningen, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Stensiltrykk.
- Jordhøy, P., O. Strand, Skogland, T., Gaare, E., Holmstrøm, F. 1997. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 022: 1-57.
- Krafft, A., E. Gaare, E. Reimers. 1970. "Villreinen på Hardangervidda. Notat 10.august 1970, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, 9 s.
- Krafft, A., E. Gaare, et al. 1978. "Villreinstammen på Hardangervidda1973-77. Forslag til driftsplan 1978-82." Viltforskningen, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Stensiltrykk.
- Krafft, A., Gaare, E. Reimers, E., Skogland, 1979a Hvordan bør vi forvalte villreinen på Hardangervidda.. Tilstand og utvikling i erioden 1965-1978. - Jakt-Fiske-Friluftsliv Årg. 108/7: 4-8
- Krafft, A., Gaare, E. Reimers, E., Skogland, 1979b Forvaltningen av villreinen på Hardangervidda. Forslag til driftsplan. - Jakt-Fiske-Friluftsliv Årg. 108/7: 28 30
- Landbruksdepartementet 1911. Instilling fra fjellbeitekomiteen om Hardangerviddens utnyttelse. Christiania, Landbruksdepartementet.
- Loison, A. and O. Strand. submitted. Absolute and relative pre-natal maternal care under 2 density regimes in a reindeer population. *Behavioural Ecology*.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. Bergen Museums skrifter, Bergen 22.
- Reimers, E. 1997. Rangifer population ecology: a Scandinavian perspective. *Rangifer* 17(3): 105-118.
- Skogland, T. 1983. The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer. *Oecologia* 60(2): 156-168.
- Skogland, T. 1984. The effects of food and maternal conditions on fetal growth and size in wild reindeer. *Rangifer* 4(2): 39-46.
- Skogland, T. 1985. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.

- Skogland, T. 1986. Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds. *Journal of Wildlife Management* 50(2): 314-319.
- Skogland, T. 1988. Tooth wear by food limitation and its life history consequences in wild reindeer. *Oikos* 51(2): 238-242.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. *Oecologia* 84(4): 442-450.
- Skogland, T. 1993. Villreinens bruk av Hardangervidda. NINA Oppdragsmelding 245: 23.
- Strand O, E. J. Solberg, Nellemann, C., Gaare, E., Jordhøy, P., Vistnes, I. Submitted. Effects of a road and human disturbance on winter range use of wild reindeer. *Wildlife biology*.
- Strand, O., E. J. Solberg, & P. Jordhøy. 2003. Radiomerking – et alternativ til dagens minimumstelling? Villreinen 18-24
- Strand, O., J. E. Swenson, Jordhøy, P., Nellemann, C., Solberg, E. J., Linnell, J., Holand, Ø. 2001. Villrein som naturressurs; utnyttelse og bevaring. Delrapport no 1. fra forskningsprogrammet Bruk og forvaltning av utmark. Red. Borgstrøm, R.: 65-75.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda, 1951-1979. Forskning og forsøk i landbruket. Supplementheftet nr 5.
- Wolfe, S. A., B. Griffith, Gray Wolfe, C. A. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar research* 19(1): 63-73.