

Reinens bruk av Hardangervidda *Sluttrapport fra Rv7-prosjektet*

Olav Strand, Kjetil Bevanger & Tobias Falldorf



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Reinens bruk av Hardangervidda

Sluttrapport fra Rv7-prosjektet

Olav Strand, Kjetil Bevanger & Tobias Falldorf

Strand, O., Bevanger, K. & Falldorf, T. 2005. Reinens bruk av Hardangervidda. Sluttrapport fra Rv7-prosjektet. - NINA Rapport 131. 67 s.

Trondheim, mai 2006

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1680-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Statens vegvesen, Vegdirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Bjørn Iuell

FORSIDEBILDE

Olav Strand

NØKKEWORD

Villrein, Hardangervidda, habitatvalg, barriere, vegøkologi

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsentret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Strand, O., Bevanger, K. & Falldorf, T. 2006. Villreinens bruk av Hardangervidda. Sluttrapport fra Rv7-prosjektet. - NINA Rapport 131. 67 s.

Rapporten oppsummerer NINAs forskningsaktivitet i forbindelse med riksveg 7 (Rv7) over Hardangervidda. Prosjektet har vært gjennomført i nært samarbeid med andre forskningsprosjekter og synergieffekten av de ulike aktivitetene har vært betydelig. Prosjektets hovedmål har vært å studere betydningen av Rv7 for villreinen på Hardangervidda. For å løse denne oppgaven er i alt 37 rein utstyrt med telemetrihalsbånd med GPS-enhet, og på bakgrunn av dette har det vært mulig å studere deres områdebruk i betydelig detalj over en femårsperiode. I og med at reinsdyr i stor utstrekning opptrer i flokk, kan det antas at en på denne måten har hatt oversikt over 70-80 % av totalstammen.

Reinen er kjent for å ha en ekstensiv bruk av sine leveområder og det er derfor viktig å se dyrenes bruk av Hardangervidda i et lengre tidsperspektiv. Over tid er det tydelig at områdebruken har nær sammenheng med størrelsen på bestanden og tilgangen til mat. Eksempelvis er det dokumentert at stammen har utvidet arealbruken om vinteren når bestanden har oversteget ca. 15 000 individer. Antall villrein på Hardangervidda har variert mye i løpet av de siste 50 år, og bestanden har gjennomgått minst to perioder med overbeiting, først på 1960-tallet og sist på slutten av 1970-tallet. Bestandsforvaltningen har hatt som mål å redusere veksten i bestanden ut fra ønsket om å restituere beiter og øke kondisjonen hos dyrene. Forskning som har vært gjennomført indikerer at en langt på veg har lyktes med dette, og NINAs kartlegging av vinterbeitene indikerer en økning i lavbiomassen på Hardangervidda med ca. 80 % i perioden 1983-2003.

For å undersøke reinens bruk av Hardangervidda generelt, og i nærområdene til Rv7 spesielt, er det etablert et arealdekkkart basert på fjernmålingskilder. Ved hjelp av bilder fra LANDSAT 5 og en terrengmodell har det lyktes å dele inn arealdekket i 9 vegetasjonsklasser/arealdekketyper med en nøyaktighet på ca. 80 %. Disse beregningene viser at det er betydelige gradienter i vegetasjonsfordeling og -kvalitet innen området. Vinterbeitene er for eksempel dominerende i de østligste områdene, mens det i sørvest er mindre vegetasjon, og et større innslag av sommer- eller barmarksbeiter.

Når det gjelder nærområdene til Rv7 spesielt, så viser kartleggingen at områdene rundt Hardangerjøkulen er særlig rike på snøleier, og at de trolig har en viktig funksjon som sommerbeiter. Områdene nord for Rv7 er også viktige som utvekslingsområde for reinen, og som avlastningsbeiter i år med vanskelige snøforhold. Langsmed, og sør for Rv7, finnes en større andel vinterbeiter, slik at området som påvirkes av Rv7 også inneholder beiter som er av verdi for reinen vinterstid.

Analysen av reinens arealbruksmønster viser at det er mulig å dele inn reinens bruk av Hardangervidda i 12 ulike "årstider", der vandringsmønster og områdebruk er forskjellig. I tolkningen av resultatene er det særlig fokusert på kalvingsperioden, sommeren og vintersesongen. Analysene av materialet så langt indikerer at både predasjon og/eller insektstress, vegetasjonsfordeling, snømengde og tilgang til beiter, er viktige mekanismer å ta i betraktning for å forstå reinens nomadiske bruk av leveområdene. I løpet av sommeren bruker dyrene et relativt lite leveområde, og prosjektets data indikerer at dyrene i stor grad bruker det samme området år etter år. Bruken av kalvingsområdene varierer imidlertid noe mer fra ett år til et annet. De siste årene har kalvingen foregått i sørlige og sentrale områder, mens den tidligere i større grad foregikk på vest- og nordvestvidda. Bruken av vinterbeitene er langt mer ekstensiv, og dyrene bruker betydelig større områder på denne tida av året. Vinterbruken varierer også betydelig fra ett år til et annet, trolig som et resultat av lokal snødekning og beitetilgang. I prosjektets første år var snødekningen nokså liten i de vestlige og nordlige delene, og i perioden 2001-2003 var disse områdene relativt hyppig brukt. De siste årene har snødekningen vært mer "normal", dvs. mer snø i vest enn i øst. Dyrene har da i større grad brukt de østlige delene av vidda. GPS-

data som viser reinens arealbruk, og kart som viser den stedvise snødekningen viser at snødybden er en viktig faktor for å forklare reinens arealbruk vinterstid. Dataene viser også at dyrene, selv ved relativt lav bestand (5 000–6 000 dyr) utvider beiteområdene i vanskelige snøvintre.

I løpet av prosjektperioden er det i to tilfeller observert at GPS-merket rein har krysset Rv7. Analysene av reinens arealbruk på Hardangervidda viser at det i første rekke er om vinteren at dyrene kommer i konflikt med Rv7. Bruken av nærområdene til Rv7 (og områdene rundt Hardangerjøkulen) har i nyere tid vært begrenset til sommerbeiter for bukk. Bruken av nærområdene til Rv7 om vinteren øker generelt med avstand til vegen, og det er en signifikant reduksjon i bruksfrekvens av dette området innenfor en avstand av ca. 8 km fra vegen. Disse resultatene viser et betydelig sammenfall med målinger av beitekvalitet (lavmengde) som avtar innenfor samme avstand fra vegen. Dette indikerer en avvisningseffekt på rein som også er målbar i vinterbeitene. En ser imidlertid betydelig lokal variasjon i dette generelle mønstret, og blant annet ser topografien ut til å være av betydning både for reinens bruk av området, og mengde beitelav på bakken. Dette gjelder særlig ved Skiftessjøen og på Halnetunga hvor reinen kommer betydelig nærmere vegen sammenlignet med andre områder. Store fangstsystemer viser også at dette er områder hvor reinen tradisjonelt har hatt sine trekkveger. GPS-dataene viser at disse områdene fortsatt er aktuelle som trekkområder. Det er også konkludert med at såkalte "miljøtunneler" kan ha en positiv effekt på reinens muligheter til å krysse barrieren som Rv7 representerer.

Olav Strand, Kjetil Bevanger, Tobias Falldorf, NINA

olav.strand@nina.no

kjetil.bevanger@nina.no

tobias.falldorf@nina.no

Abstract

Strand, O., Bevinger, K. & Falldorf, T. 2006. Wild reindeer habitat use at Hardangervidda. Final Report from the Hw7 Project. - NINA Report 131. 67 pp.

This report summarizes research carried out by NINA in connection with the Highway 7 (Hw7) crossing of Hardangervidda. The project co-operated closely with other research projects; synergy between these activities has been substantial. The main goal of the project was to study the impact on wild reindeer of Hw7. A total of 37 reindeer were equipped with GPS collars, enabling data collection on habitat use over a 5 year period. As reindeer mainly move in herds, it is supposed that the data are representative for 70-80% of the overall population. Reindeer are known to make extensive use of their living areas and it is important to consider their long term use of the habitats at Hardangervidda. Over time it is evident that habitat use is closely related to population size and food access. It is known that the population extended its use of winter pastures in periods when the number of animals exceeded approximately 15 000 individuals. The number of animals has fluctuated considerably during the last 50 years, and the population has gone through a least two overgrazing periods, in the 1960s, and towards the end of the 1970s. Wildlife management authorities adopted a strategy of reducing population growth, to restore the pastures and improve animal condition. Research indicates that the authorities have largely succeeded in their effort to do so; mapping of winter pastures carried out by NINA indicates a lichen biomass increase of about 80 % during the period 1983-2003.

To investigate reindeer use of Hardangervidda in general, and in the vicinity of Hw7 in particular, a land cover map has been developed based on remote sensing data. By using LANDSAT 5 pictures and a terrain model it has been possible to subdivide the land cover into 9 vegetation classes or land cover types within accuracies of about 80%. These estimates uncover significant gradients with respect to vegetation distribution and quality within the research area. For instance, winter pastures dominate in the eastern parts, while there is less winter vegetation in the southwest and larger areas of summer pastures. With regard to areas close to Hw7 in particular, mapping reveals that the Hardangerjøkulen areas are particularly rich in snow beds, and therefore representing an important summer pasture resource. Along and south of, Hw7, larger areas of winter pastures are located. Areas with possible impact from Hw7 therefore also include pastures important for the reindeer during the winter. The areas north of Hw7 are primarily summer pasture, however, it should be stressed that these areas also serve a function as travel routes for the reindeer, and "relief" pastures during years where the snow conditions makes it difficult to get food access.

Analysing the area use pattern reveals that it is possible to subdivide the use of Hardangervidda into 12 different "seasons", with differences in migration pattern and habitat use. In interpreting these results, the calving season is particularly focused on, together with the summer and winter seasons. So far data analyses indicate that predation and/or insect harassment, vegetation distribution, snow cover and access to pastures are all important factors in understanding the semi-nomadic use of the living areas. During the summer the reindeer herds at Hardangervidda use a rather small part of the mountain plateau, and the data from this project indicate that the animals use the same area over several years. The use of the calving grounds is more variable between years; during the last few years calving has taken place in the southern and central areas while earlier it mainly took place in the western and north-western parts of the plateau. The animals use winter pastures more extensively, making use of significantly larger areas during that time of the year. Possibly due to local snow cover and food access, the use of the winter pastures has a significant, inter-annual variation as well. During year one of the project the snow cover was quite insignificant in the western and northern parts, and during the period 2001-2003, these areas were frequently in use by the animals. During more recent years the snow cover has been more "normal", i.e. more snow in the west compared to the east, and the animals have to a greater extent used the eastern parts. GPS-data showing the areas used by the animals and snow cover maps indicate that the snow depth is an important

factor in explaining the reindeer winter habitat use pattern. It is quite evident that the animals, even at a low population density (5 000-6 000 animals), expand their pasture areas during difficult snow conditions.

During this 5 year project reindeer with GPS radio collars have been observed to cross Hw7. Habitat-use analyses indicate that it is particularly during the winter period that the reindeer come into conflict with Hw7. In recent years summer use of areas proximate to Hw7 (and the areas close to the Hardangerjøkulen) has been limited to summer pasturing by bucks. The use of areas proximate to Hw7 during winter (measured by recorded GPS-positions), increases in general with increasing distance from the road. There is a significant reduction in frequency of use of this area at distances up to about 8 km from the road. These results coincide with recordings of pasture quality (lichen biomass), which decreases with distance to the road. This indicates a road avoidance effect by the reindeer, which is reflected in the winter pastures. However, it is possible to see considerable local variation in this pattern. Among other things topography seems to be important both for reindeer use of the area, and lichen biomass on the ground. This is particularly evident for two areas (at Skiftessjøen and at Halnetunga) where the animals approach the road much more closely compared to other areas.

Archaeological remains of large trapping systems suggest migration routes traditionally used by this nomadic species. The GPS data from the project indicate that these routes are still of potential importance for migrating purposes.

From the above data, it is also concluded that so-called environmental tunnels may have a positive effect on the ability of reindeer to cross the Hw7 barrier.

Olav Strand, Tobias Falldorf, Kjetil Bevanger, NINA

olav.strand@nina.no

kjetil.bevanger@nina.no

tobias.falldorf@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	8
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn for prosjektet "Rv7 og villrein"	9
1.2 Teoretisk bakgrunn og problemstillinger	10
2 Metoder og materiale	15
2.1 Hypoteser og datagrunnlag	15
2.2 Beitegrunnlaget	15
2.2.1 Vinterbeitenes utvikling - bakkemålinger	15
2.2.2 Vinterbeitekvalitet i nærområdene til Rv7	17
2.2.3 Etablering av arealdekkkart	17
2.2.4 Biomasse i lavbeitene - fjernmåling	20
2.2.5 Endringsanalyser basert på fjernmåling	20
2.3 Villreins arealbruk.....	22
2.3.1 Radiomerking og antall GPS-halsbånd.....	22
2.3.2 Metoder for å analysere trekkmønster.....	22
3 Resultater og diskusjon	24
3.1 Generelt om reinsens bruk av Hardangervidda	24
3.1.1 Villreinbestanden på Hardangervidda.....	24
3.1.2 Endringer i villreinbestanden	24
3.1.3 Villreinsens bruk av Hardangervidda	25
3.1.4 Reinsens bruk av nærområdene til Rv7	28
3.1.5 Reinsens trekkveier i nærområdene til Rv7	30
3.2 Beitegrunnlaget.....	31
3.2.1 Vinterbeitenes utvikling - bakkemålinger	31
3.2.2 Arealdekkkart og fordeling av sesongbeiter.....	33
3.2.3 Villreinsens beiter i nærområdene til Rv7	34
3.2.4 Endringer i lavbeitene – fjernmåling	36
3.2.5 Vinterbeitekvaliteten i nærområdene til Rv7	36
3.3 Villreins arealbruk.....	39
3.3.1 Reinsens arealbruksmønster gjennom året.....	39
3.3.2 Reinsens bruk av kalvingsområdene.....	40
3.3.3 Reinsens bruk av sommerbeitene	42
3.3.4 Reinsens bruk av vinterbeitene	45
3.3.5 Tetthet av rein i nærområdene til Rv7	47
3.3.6 Trekkruiter i nærområdene til Rv7	48
3.3.7 Betydningen av Rv7 for villreinen	51
4 Oppsummering og konklusjon	53
5 Referanser	56
Appendiks 1 Vegetasjonsklasser	66
Appendiks 2 Oversiktskart over Hardangervidda	67

Forord

I mars 2002 inngikk NINA kontrakt med Statens Vegvesen Vegdirektoratet ved MISA/Miljø om videreføring av prosjektet "Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser i tilknytning til Rv7 over Hardangervidda". Prosjektperioden ble avtalt å gå fram til 31. mai 2006, med fokus på eventuelle effekter av Rv7 på villreinens bruk av leveområdene i tid og rom. Problemstillingene i prosjektet var av generell karakter og kunne derfor samkjøres med prosjekter som allerede var igangsatt med finansiering fra Norges forskningsråd, Direktoratet for naturforvaltning og NINA. Dette har bidratt til optimalisering av ressursbruken totalt sett. Budsjettet som ble forelagt Vegdirektoratet i 2002 tok derfor utgangspunkt i at prosjektet skulle dekke innkjøp av utstyr (GPS) og innsamling av data direkte relatert til problemstillingene omkring Rv7. Ressurser til forsker-tid og andre utfyllende data er følgelig i stor grad kommet inn gjennom de andre, løpende prosjektene. Det har på denne måten vært mulig å trekke gjensidig nytte av tilgjengelige ressurser slik at omfanget av arbeidet og kvaliteten på resultatene har blitt betydelig større og bedre enn om prosjektene hadde vært gjennomført hver for seg. Vegetasjonskartleggingsdelen av prosjektet har vært gjort i samarbeid med Norsk Romsenter (SatNat-prosjektet). I løpet av 2005 ble Tobias Falldorf og Jutta Meiforth knyttet til prosjektet, Falldorf som doktorgradsstipendiat og Meiforth som GIS-ekspert. I prosjektperioden har det vært et nært og konstruktivt samarbeid med vår oppdragsgiver, Statens Vegvesen. Vi vil i den anledning gi stor takk til Bjørn Luell, vår kontakt i Vegdirektoratet, for et meget godt og konstruktivt samarbeid. I felt har Bjørn Haugen, Magne Hallanger og Jon Mårdalen vært til uvurderlig hjelp. I tillegg har prosjektet nytt godt av feltassistanse fra Hardangervidda Fjellopsyn og Statens Naturoppsyn. Vi vil også rette en stor takk til villreinutvalget på Hardangervidda og Villreinnemnda for Hardangervidda og alle andre som har bidratt med konstruktive innspill og interesse i tilknytning til prosjektet.

Trondheim, mai 2006

Olav Strand, Kjetil Bevanger & Tobias Falldorf

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for prosjektet "Rv7 og villrein"

Hardangervidda er det største villreinområdet i Norge, og reinen som lever her representerer ca. 30 % av den nasjonale villreinbestanden. Langt tilbake var Hardangervidda del av et større, sammenhengende villreinområde i Sør-Norge med forbindelse mot Nordfjella i nord og Setesdalsheiene i sør. I dag avgrenses hardangerviddastammens leveområder av Bergensbanen i nord og veiene over Haukeli i sør. I tillegg krysser Rv7 området i nord (Skogland 1990, Skogland 1993).

Potensielle effekter av Rv7 på villrein ble på 1990-tallet viet betydelig oppmerksomhet, og var fokus for flere utrednings- og forskningsoppdrag (Vegdirektoratet 2001, AsplanViak & NINA 2000, Dervo & Stenseth 1997, Strand m.fl. 2001, Skogland 1993). Det ble over tid samlet mye data som indikerer at Rv7 kan ha negative effekter på villrein ved å virke som en barriere og et hinder for naturlig utveksling av dyr mellom Hardangervidda og områder nord for veien. Rv7 og assosierte aktiviteter er antatt, i verste fall, å kunne bidra til en avvisningseffekt i forhold til villrein innenfor en sone på 0-8 km. Det er funnet støtte for at slike avvisningseffekter kan oppstå i så vel norske som utenlandske undersøkelser med fokus på forstyrrelseseffekter. Barriereeffekten av Rv7 er av den sentrale viltforvaltningen ansett å være så betydelig at veien ble anbefalt stengt om vinteren under visse forhold, i perioden 2003-2005.

NINA mottok i november 2000 henvendelse fra Statens Vegvesen, Vegdirektoratet om faglig bistand til undersøkelser av eventuelle negative virkninger av Rv7 på villreinen. På bakgrunn av dette inngikk NINA i mars 2001 kontrakt med Vegdirektoratet om prosjektet "Rv7 og villreinen" (Vegdirektoratets prosjektnr. 30914) med målsetning å dokumentere villreinens bruk av arealene langs Rv7 i et "historisk" perspektiv, og hvordan arealbruken kunne endres som følge av eventuelle endringer i trafikkbildet på Rv7 vinterstid. Bakgrunnen var at det ble antatt at gjennom å forsterke det arbeidet NINA allerede hadde gående med undersøkelser av villreinens bruk av potensielle beiteområder på Hardangervidda, var det mulig å gi et bilde av hvordan reinen hadde brukt beiteområdene langs Rv7 de siste 10-årene.

For å vurdere eventuelle endringer i arealbruk som følge av endringer i kjøremønster etter åpningen av Lærdalstunnelen, og eventuell vinterstenging av Rv7 og/eller Rv50, skulle radiotelemetri benyttes. I oppdraget inngikk derfor innkjøp og montering av 6 halsbånd med GPS på reinsimler. Teknisk var det viktig å få testet effektivitet til GPS-utstyret og det potensial dette hadde som verktøy for datafangst i forhold til reinens habitatseleksjon i tid og rom. Prosjektet ble sluttrapportert 15. mai 2001 i form av et sammendrag ("Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser i tilknytning til Rv7 over Hardangervidda"; Strand (2001)) og tre bakgrunnsdokument (Strand m.fl. 2001a, Strand m.fl. 2001b, Strand m.fl. 2001 c).

NINA mottok 13.12.2001 brev fra Vegdirektoratet med anmodning om å lage forslag til oppfølgingsprogram på undersøkelser av villreinens arealbruk på Hardangervidda, basert på arbeidet som ble gjort i 2001. I mars 2002 inngikk NINA kontrakt med Statens Vegvesen Vegdirektoratet ved MISA/Miljø om videreføring av "Prosjekt 30914 Rv7 og villreinen" i perioden 2002-2006. Prosjektets målsetning var å innhente dokumentasjon om reinens bruk av arealene på begge sider av Rv7, og hvordan arealbruken ville kunne endres som følge av eventuelle endringer i trafikkbildet på Rv7 og turisttrafikken i området vinterstid. Effekter av en midlertidig eller langvarig vinterstenging av Rv7 ville derved også kunne registreres. Til datafangst skulle benyttes telemetriutstyr utstyrt med GPS-enhet. Det ble forutsatt at de 6 GPS-halsbåndene som ble innkjøpt og brukt i forbindelse med prosjektet i 2001 fortsatt skulle benyttes. I tillegg skulle 10 nye sendere kjøpes og monteres.

I kontraktbestemmelsene inngikk at oppsummerende, skriftlige årsrapporter skulle leveres oppdragsgiver innen 1. september (jfr. Strand 2002a, 2003a,b, Bevanger & Strand 2004,

2005), unntatt i 2006 da det skulle leveres sluttrapport innen 31. mai, i tillegg til månedlige, muntlige rapporteringer om fremdrift.

NINA har i prosjektperioden utarbeidet flere utredninger i tilknytning til villreinen på Hardangervidda, bl.a. på oppdrag fra Statens vegvesen; i perioden 01.02.- 20.05.2002 "Kriterier for midlertidig stenging og gjenåpning av Rv7 over Hardangervidda" (NINA notat), og i 2005 "Rv7-tunneler over Hardangervidda. Effekter på villrein" (NINA Rapport 106). På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning ble det i 2004 laget et "Faggrunnlag for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda" (NINA Minirapport 46).

Prosjektet har gått som opprinnelig planlagt bortsett fra at det høsten 2004 ble oppdaget feil i tidsfunksjonen på noen av GPS-halsbåndene (dvs. funksjonen som styrer når posisjonsdata skal lagres). For å kompensere dette tapet ble det besluttet å sette sendere på 10 dyr ekstra så raskt som mulig. Dette arbeidet ble utført i perioden 17.-19. desember 2004. Samtidig ble 5 sendere av de med antatt funksjonsfeil (samt 3 sendere med utgått batteri) samlet inn. Det vises for øvrig til Luell m.fl. (2005) og Luell & Strand (2005) for utdypende omtale av prosjektforløpet.

1.2 Teoretisk bakgrunn og problemstillinger

Diskusjonen omkring videre drift av Rv7 over Hardangervidda er knyttet til vinterdrift av vegen, og prosjektet har derfor i hovedsak fokusert på vintersituasjonen for reinen. I tillegg til problemstillingene som inngår i mandatet for prosjektet, er det også andre og overordnede problemstillinger som er av stor betydning for arealforvaltningen på Hardangervidda. Eksempler i så måte er konsekvenser av den totale ferdsel og friluftslivsaktivitet, utbygging av randområdene og utveksling av rein mellom Hardangervidda og Setesdalsheiene over Haukeli og Nordfjella i forhold til aktiviteten på Finse. På tross av at disse problemstillingene ikke belyses direkte i prosjektet, er de likevel av betydning for villreins situasjon på Hardangervidda og vil bli sett i sammenheng med resultatene fra prosjektet for øvrig.

I løpet av de siste 20-30 årene er det i økende grad rettet søkelys mot mulige effekter menneskelige forstyrrelser og tekniske inngrep kan ha på ville dyr. Utgangspunktet for denne forskningsaktiviteten var til dels undersøkelser som prøvde å forstå enkeltindividets reaksjoner på effekter av inngrep eller forstyrrelser. De bar ofte preg av å være kortvarige eksperimenter, der atferd eller fysiologiske parametere ble målt i forhold til ytre stimuli (Aanes m.fl. 1996, Spellerberg 1998). I løpet av de siste 5-10 årene har undersøkelser av effekter i større grad fokusert på endringer i ville dyrs arealbruksmønster og konsekvensene som slike endringer har på bestand eller populasjonsnivået og det er ofte registrert at dyr opptrer i redusert tetthet i områder med menneskeskapt forstyrrelse (Klein m.fl. 1995, Gill m.fl. 1996, Spellerberg 1998, Gill & Sutherland 2000, Gill m.fl. 2001, Fahrigh 2001, 2003).

Internasjonalt er menneskelige forstyrrelser og effektene av habitattap og fragmenteringsprosesser ansett å være en betydelig trussel for det biologiske mangfoldet (f.eks. Caughley & Gunn 1996, Gill m.fl. 1996, Gosling & Sutherland 2000, Gill & Sutherland 2000, Foreman et al. 2003). Faunistiske effekter av forstyrrelser og inngrep som får barriereeffekt har vært viet betydelig oppmerksomhet i mange land, inklusive Norge (se f.eks. oppsummering i Bevanger & Henriksen (1996) og bibliografi om menneskelige aktiviteters innvirkning på klauvvilt og rovdyr i Aanes m.fl. (1996)). I løpet av de siste årene har en også i større grad fått kunnskap om de negative effektene som veger og transportårer kan ha på naturmiljøet gjennom å øke dødelighet hos enkeltindivider eller virke som barrierer og stengsler mellom populasjonenheter som naturlig hører sammen i større enheter (Fahrigh 2001, Foreman 2003). I lys av dette gjøres det derfor et betydelig arbeid for å forsøke å redusere slike effekter ved å etablere tekniske løsninger som er ment å øke dyrs krysningsmuligheter (Clevenger m.fl. 2001, 2005, Statens Vegvesen 2005).

Det er godt kjent at rein er sårbar for tekniske inngrep i naturen og forstyrrelser forårsaket av menneskelig ferdsel. I løpet av de siste 20-30 årene har ulike aspekter knyttet til forstyrrelser blitt systematisk undersøkt, og de siste 15-20 årene er det publisert en rekke vitenskapelige arbeider som har kastet nytt lys over hvilke biologiske og økologiske mekanismer og prosesser forstyrrelser berører og må knyttes opp mot. De nordamerikanske forskningsmiljøene var tidlig ute med å studere effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep på Caribou (Klein 1971, 1980, Thompson 1972, Bergerud 1974), og utgangspunktet for mye av deres forskning ble lagt gjennom de omfattende konsekvensutredningene som ble foretatt i tilknytning til byggingen av oljerørledningen gjennom Alaska og annen industriell relatert virksomhet i Nord-Amerika (Child 1974, Jakimchuk 1975, Hanson 1981, Whitten & Cameron 1985, Martell & Russell 1985, Curatolo & Murphy 1986, Schideler 1986, Carruthers & Jakimchuk 1987, Cameron m.fl. 1992, 1995, Nellemann & Cameron 1996, 1998, Pollard m.fl. 1996, Bradshaw m.fl. 1997, 1998, Corey m.fl. 1998, Cronin m.fl. 1998, Dyer 1999, Dyer m.fl. 2001).

Blant forstyrrelsesfaktorer som har vært spesielt fokusert er støy, bl.a. fra fly (Klein 1973, Dufor 1980, Gunn & Miller 1980, Valkenburg & Davis 1985, Gladwin m.fl. 1988, Mancini m.fl. 1988, Harrington & Veitch 1991, 1992, Langvatn & Andersen 1991, Larkin 1994, Berntsen m.fl. 1996, Maier m.fl. 1998, Flydal m.fl. 2001) og effekten av kraftledninger (NFR 2002). I løpet av de siste 25 årene er også effekten av økoturisme som forstyrrende element stadig mer fokusert (f.eks. Boyle & Samson 1985), og det er registrert antatt, negative atferdsresponsen i form av at dyrene har endret atferdsmønster relatert til hvile, årvåkenhet og næringsinntak (se f.eks. Lott & McCoy 1995, Stockwell m.fl. 1991). Duchesne m.fl. (2000) fant for eksempel at økoturisme virket forstyrrende på beiteatferden hos caribou i Canada om vinteren, og tiden dyrene brukte til å spise, hvile og drøvtygge gikk ned i nærvær av turister. Undersøkelsen viste også at effekten av turister syntes å avta utover vinteren, noe som kunne tyde på en habituering til mennesker. Undersøkelser har vist at caribou under gitte betingelser kan habituere til stor biltrafikk (Johnsen & Todd 1977), men klauvdyr er imidlertid generelt ikke antatt å ha lett for å venne seg til visse forstyrrelser (Bleich m.fl. 1990, Côté 1996). Pruitt (1979) fant at caribou forlot vinterområdene når omtrent 70 % av snøoverflaten var berørt av spor fra mennesker, noe som vil være et argument for å kanalisere ferdselen langs bestemte traséer. I Nord-Amerika er det for øvrig registrert at spor etter ski og snøscooter gjorde det lettere for ulv å predatere caribou (Bergerud 1988, James 1999, Oberg m.fl. 2000).

Flere forskere har de senere år systematisert og kategorisert ulike forstyrrelses- og inngrepsfaktorer for å gi en bedre oversikt av kort- og langsiktige effekter av hver enkelt av dem og/eller samlet (kumulative effekter) (Vistnes & Nellemann 2001a,b, Vistnes m.fl. 2001, 2004, Nellemann m.fl. 2003). Det er, ikke minst fra norsk side, gjort en betydelig innsats for å øke kunnskapen om effekter av så vel permanente installasjoner og inngrep, som temporære forstyrrelseseffekter (Skogland & Grøvan 1988, Colman m.fl. 2001, Strand m.fl. 1997, Jordhøy m.fl. 2000, Wolfe m.fl. 2000, Nellemann m.fl. 2000, 2001a,b, Reimers 2001, Vistnes & Nellemann 2001a, Hagen 2002, Mahoney & Schaefer 2002, NFR 2002, Vistnes m.fl. 2004). Det er også gjort flere studier for å registrere frykt- og fluktavstander hos rein (Reimers m.fl. 1994, 2000a,b, Jacobsen m.fl. 1995).

Det er dokumentert at bestandstettheten av ulike organismer kan reduseres i områder med forstyrrelser fra mennesker som følge av infrastrukturelle forhold (UNEP 2001). I mange tilfeller skyldes det at forstyrrelsene reduserer enkeltindividets tilgang til livsviktige ressurser som mat og funksjonsområder (kalvingsplass, hekkeplass o.l.) (Gill m.fl. 1996). En forutsetning for å forstå betydningen av forstyrrelser hos dyr, er en forståelse av beslutningsprosessene hos det enkelte individ fordi forflytning av dyr fra forstyrrede områder får konsekvenser for de tetthetsavhengige prosessene som bestemmer individuell suksess. Fordelingsmønsteret hos individer som er forstyrret vil avhenge både av risikoen knyttet til forstyrrelsen, og de tetthetsavhengige konsekvensene av å dra til et alternativt oppholdssted (Gill & Sutherland 2000). Stor individtetthet vil med andre ord gi det enkelte individ liten mulighet til å skifte beite, mens en lav tetthet gjør det lettere for enkeltindividene å skifte beite.

Parallelt med denne faglige utviklingen har det skjedd en teoretisk utvikling som har knyttet arealbruksendringer til generelle økologiske fenomener som for eksempel tetthetsavhengighet og matkonkurranse (Gill m.fl. 1996, Gill & Sutherland 2000, Gill m.fl. 2001). De teoretiske nyvinningene er av særlig interesse i forhold til *konsekvensene* av inngrep og forstyrrelser som må tolkes på bakgrunn av de naturlige reguleringsmekanismene som virker i bestandene. Dette har særlig betydning for villrein, som kan oppleve en betydelig matbegrensning vinterstid, og hvor både bestands- og arealforvaltningen er innrettet mot å opprettholde en langsiktig og positiv balanse mellom antall dyr i bestandene og tilgangen på beiteområder (DN 1995, Strand, m.fl. 2001).

Forvaltning av villrein og andre høstbare klauvdyrbestander er knyttet til konsepter som tetthetsavhengighet og bæreevne (Caughley 1994, Sinclair 1991) og inngår som fundament for vår bestandsøkologiske forståelse av høstede systemer. I prinsippet bygger teori om høstede bestander og praktisk bestandsforvaltning på antagelsen om at produktiviteten i bestandene synker når tettheten øker, og at et visst antall individer kan fjernes gjennom høsting uten at det fører til en langsiktig utarming av bestandene. Tetthetsavhengige effekter av matbegrensning er etter hvert dokumentert hos en rekke klauvdyrarter, og generelt har en funnet at overlevelsen hos voksne individer synes relativt konstant, mens drektighet og overlevelse hos unge individer reduseres i tette bestander (Gaillard 2000, Festa-Bianchet 2003). Slik kunnskap danner grunnlag for økonomiske modeller brukt til å avlede avkastningen i høstede bestander. Normalt regnes maksimal avkastningen (MSY) (Caughley 1977, Sinclair 1991) ved bestandsstørrelser som tilsvarer ca. 50 % av den økologiske bæreevnen (Sinclair 1997). Bæreevne i forbindelse med høstede klauvdyrbestander henspiller således på forholdet mellom tettheten i klauvdyrbestanden, bestandens vekstevne og de langsiktige effektene den har på sine beiter (Sinclair 1997). Dette forholdet er illustrert skjematisk i figur 1.

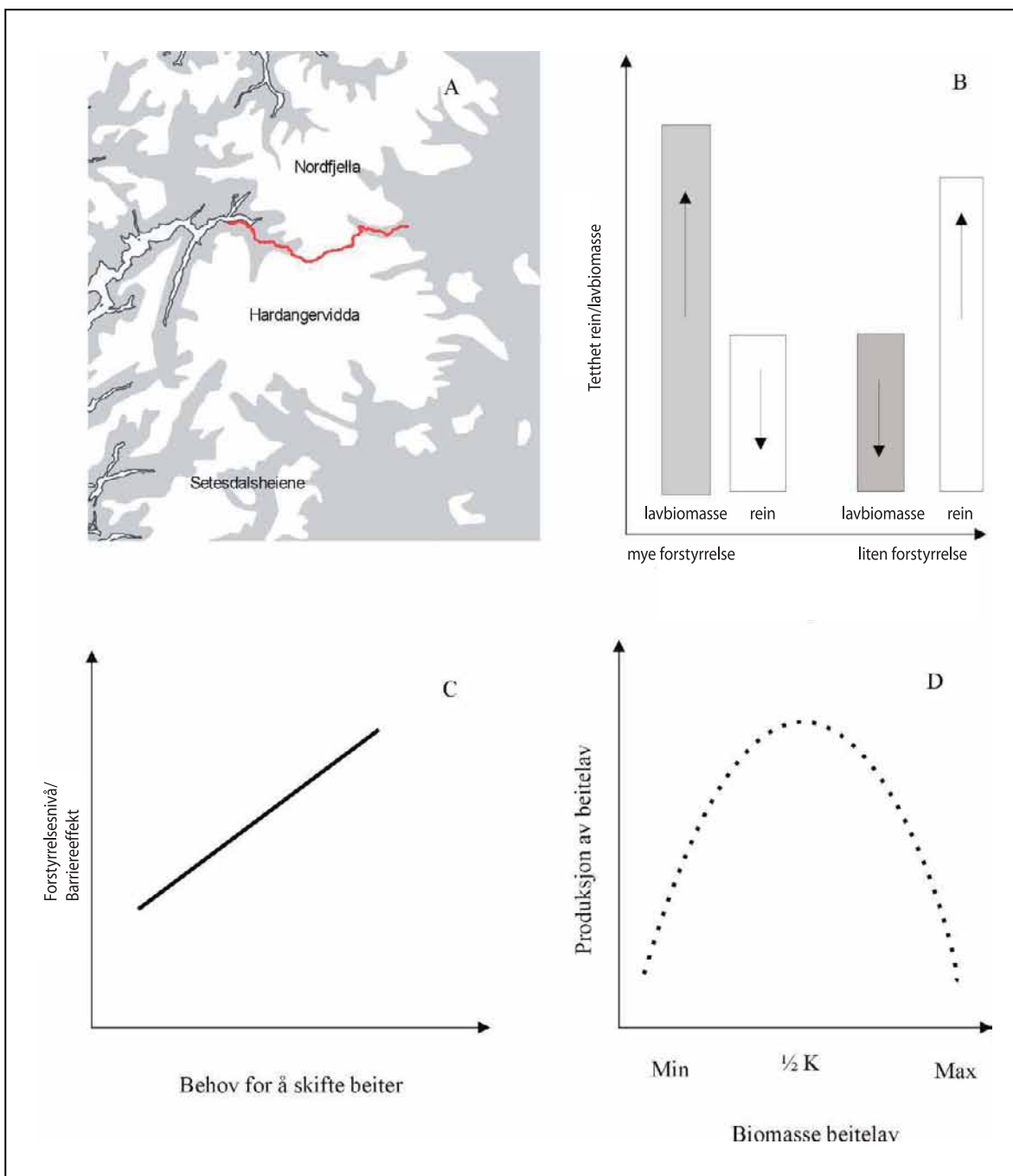
På bakgrunn av villreinens økologi og biologi kan det generelt sies at å forutsi effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser er vanskelig. Rein har en kompleks, nomadisk levemåte som varierer i tid og rom i forhold til bl.a. bestandsstørrelser og det beitegrunnlag som til enhver tid er tilgjengelig. I tillegg lever rein i en sosial struktur som gjør at dyr av ulik alder og kjønn kan ha ulik sårbarhet overfor inngrep og forstyrrelser gjennom året. Det er disse økologiske og biologiske faktorene som danner et avgjørende grunnlag for hvordan vi forventer at effektene av forstyrrelser og tekniske inngrep vil påvirke villreinbestandene gjennom habitattap eller fragmentering. På bakgrunn av dagens kunnskap synes det riktig å si at villreinen unngår områder med moderat til høyt forstyrrelsesnivå (Wolfe 2000), og at slike effekter synes å ha betydning for bestandstettheten og beitetrykket i områder med færre forstyrrelser (Vistnes, 2001a og b). Hvordan slike effekter påvirker den langsiktige bæreevnen er det mindre kunnskap om, og det er et generelt behov for kunnskap som knytter effekter på individ- og bestandsnivå til en mer helhetlig, landskapsøkologisk forståelse av problematikken rundt menneskeskapt forstyrrelser og tekniske inngrep.

I tillegg til potensielle konsekvenser som de samlede effekter av forstyrrelser og inngrep kan ha på reinens arealbruk og eventuelt også beitetrykk og produksjonen av beitelav (se figur 1 for generell presentasjon av hypotesene) er det også et kunnskapsbehov i forhold til å kunne skille mellom enkeltbidragene fra de ulike forstyrrelsesfaktorene. For villreinens vedkommende er det summen av samtlige faktorer som kan påvirke arealbruk og beiteutnyttelse som er avgjørende. I en forvaltningssammenheng er det imidlertid viktig å kjenne bidraget fra ulike forstyrrelser slik at forvaltningen kan gå inn med aktive forvaltningsløsninger for å redusere konfliktnivået mellom mennesker og villrein. En viktig målsetning med framtidige undersøkelser vil derfor være å studere påvirkningsbidraget fra de enkelte forstyrrelseskilder vis a vis reinens arealbruk.

Selv om prosjektets hovedmål var å undersøke hvordan vinterdrift på Rv7 påvirker villreinens arealbruk var det følgelig naturlig å fokusere tre delmål:

- Teste effekter av forstyrrelser og inngrep i forbindelse med Rv7 på villreinens arealbruk

- Forstå hvordan systematiske forstyrrelser og endringer i arealbruk påvirker beiteutnyttelse og produktivitet
- Opparbeide et datagrunnlag som gjør det mulig å evaluere effekter av at Rv7 eventuelt vinterstenges



Figur 1. A) Prosjektets hovedmål var å undersøke hvordan vinterdrift av Rv7 påvirker villreinsens arealbruk. Undersøkelsene fokuserer på vegstrekningen mellom Ustaoset og Sysendammen, og villreinsens bruk av nærområdene til Rv7 på denne strekningen. Utredningsarbeider som har vært gjort i forbindelse med Rv7 har konkludert med at vegstrekningen virker som en barriere for utveksling av dyr mellom Hardangervidda og Nordfjella og at forstyrrelser i nærområdene til vegen har ført til at reinen har redusert bruken av disse områdene.

B) Arealbruksendringer vil kunne føre til at tettheten av rein øker i uforstyrta områder (lyse søyler i figur 1 B), og følgelig at beitetrykket i disse områdene øker tilsvarende. Langsiktige arealbruksendringer vil dermed kunne medføre en reduksjon i vinterbeitene ved at biomassen av viktige lavarter reduseres i hardt beita områder. Tilsvarende vil en forvente at reintettheten reduseres i områder med moderat til høg forstyrrelsesgrad og at lavbiomassen i disse områdene øker som følge av redusert beitetrykk (mørke søyler i figur 1B).

C) Reinens bruk av områder med forstyrrelser kan ut fra eksisterende kunnskap og teori illustreres som en "likevekt" mellom forstyrrelsesgrad og behovet reinen har for å bruke slike områder. En kan da tenke seg at reinen kan krysse en barriere, eller oppsøke et område med et gitt forstyrrelsesnivå dersom reinen har stort nok behov for å skifte beiter. Behovet for å skifte beiter kan for eksempel utløses av at de øvrige beitene er sterkt nedbeitet eller utilgjengelige på grunn av stor snø eller isdekning. Tilsvarende vil endringer i reintallet medføre økt matkonkurranse slik at vi da forventer at reinen i større grad oppsøker perifere områder eller områder som har et større forstyrrelsesnivå.

D) Dersom beitetrykket er stort nok vil vi forvente at en reduksjon i biomasse vil medføre nedsett produksjon av beitelav og et betydelig produksjonstap. Dette kan illustreres med det teoretiske forholdet mellom biomasse og produksjon av beitelav. Forutsatt en logistisk vekstmodell vil en oppnå en maksimal produksjon av beitelav ved ca $\frac{1}{2}$ av den maksimale biomassen. Prosjektets hovedmål er å dokumentere eventuelle arealbruksendringer hos villrein og å forstå de produksjonsmessige konsekvensene av slike effekter

2 Metoder og materiale

2.1 Hypoteser og datagrunnlag

Prosjektet har hatt en tidsramme på 5 år. Gjennom utstrakt bruk av moderne teknologi innen radiotelemetri (radiohalsbånd med GPS-enhet) og fjernmåling har det vært mulig å gjennomføre en intensiv datainnsamling som i løpet av relativt kort tid har gitt store datamengder. Sett i forhold til reinens arealbruksmønster og bestandsutviklingen på Hardangervidda er fem år et kort tidsrom. Det er derfor viktig at data og resultater ses i en større sammenheng slik at det nødvendige perspektiv hva angår langsiktighet i reinens areal- og beitebruk blir synliggjort. Rapporten er derfor gitt en generell del der tilgjengelige data som kan bidra til å øke forståelsen av de dynamiske prosessene som ligger bak reinens arealbruk, er inkludert. Rapportens resultatdel er inndelt i tre hovedtema med søkelys på enkelthypoteser som behandles i egne underkapitler i metode og resultatpresentasjonen (se tekstboks 1 for detaljer).

Tekstboks 1

Generell bakgrunn

Villreinbestanden på Hardangervidda
Endringer i villreinbestanden
Villreinens bruk av Hardangervidda
Reinens bruk av nærområdene til Rv7
Reinens trekkveger i nærområdene til Rv7

Beitegrunnet

Vinterbeitenes utvikling - bakkemålinger
Arealdekkkart og fordelingen av ulike sesongbeiter
Reinens beiter i nærområdene til Rv7
Endringer i vinterbeitene - fjernmåling
Vinterbeitekvaliteten i nærområdene til Rv7

Villreinens arealbruk

Reinens arealbruksmønster gjennom året
Reinens bruk av kalvingsområdene
Reinens bruk av sommerbeitene
Reinens bruk av vinterbeitene
Tetthet av rein i nærområdene til Rv7
Trekkruter over Rv7
Trekkruter i nærområdene til Rv7
Betydningen av Rv7 for villreinen på Hardangervidda

2.2 Beitegrunnet

2.2.1 Vinterbeitenes utvikling - bakkemålinger

Tilgjengelige data fra Hardangervidda som kan si noe om utviklingen i vinterbeitene har vært registrert over en periode på mer enn 40 år. Målsetning og registreringsmetodikk for de ulike undersøkelsene har variert noe, og datasettene finnes derfor ikke på en ensartet form. Undersøkelsene som ble gjort av Aksel Tveitnes i perioden 1951-1979 ble for eksempel basert på takseringer av en 2 m² stor rute innen hver rabb, mens Gaare m.fl. (i Strand m.fl. 2004) har basert sine undersøkelser på flere gjentatte målinger innenfor et mindre areal. Tilsvarende er det i det eldste datasettet fra Tveitnes benyttet Hult-Sernanders (HS) dekningsgradsskala

(Nordhagen 1943), noe som innebærer en visuell bedømming av dekningsgrad og en kategorisering av datasettet. Data fra Gaare m.fl. (Strand m.fl. 2004) gir derimot dekningsgraden av beitelav på en kontinuerlig skala. For å kunne sammenligne direkte med Tveitnes sine data er dataene fra de øvrige undersøkelsene transformert til HS dekningsgradsskala, og omregnet data fra Gaare m.fl. (Strand m.fl. 2004, tabell 1) 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 derfor tillegges vekt i tolkningen av disse undersøkelsene. Vi ser på resultatene fra disse beiteundersøkelsene som er "grov" veiledning for forvaltningen.

I beiteundersøkelsene fra Hardangervidda er rabbesamfunnene delt inn i 3 hovedgrupper: Vindeksponerte rabber i lav- og mellomalpine sone som domineres av 1) gulskinn (*Cetraria nivalis*) eller 2) fjellreinlav (*Cladonia mitis*) og gulskinn, og 3) lerabber som domineres av kvitkrull (*Cladonia stellaris*). I tillegg 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 har størst tilgjengelighet for reinsdyrene (Gaare m.fl. 1975, Skogland 1984). Lavdekningen på de ulike rabbetypene er påvirket av både eksponisjon, beitetrykk og lokalklimatiske forhold. For eksempel vil andelen gras og starr (bl.a. *Juncus trifidus* og *Carex bigelowii*) være avhengig av den stedvise årsnedbøren. Tilsvarende er temperatur og vanntilgang bestemmende for forvedingsprosessen og dermed i hvilken grad forvæda planter kan etablere seg (Fremstad 1997).

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 romlige fordelingen av beiteregistreringene. Av den grunn er data som ligger innenfor geografiske områder, som er noenlunde like med hensyn til topografi, høyde over havet og størrelse, slått sammen. Dette ga i første omgang en inndeling i 10 forskjellige delområder som i hovedsak dekker sentrale og nordlige deler av Hardangervidda (Strand m.fl. 2004) og det er følgelig store områder både i vest og sør-øst som ikke dekkes av bakkemålingene. Inndeling i 10 separate delområder ga et datasett som totalt består av 783 takserte rabber i perioden 1951-2003, tabell 2).

Tabell 1. Beiterregistreringer på Hardangervidda i ulike perioder sortert på vegetasjonstyper der det er tilgang til de opprinnelige datasettene. Målingene har fokusert på rabber som registreringsenhet, og det er stort sett foretatt 3-5 lavdekke- og -høydemålinger på hver rabb (etter Strand m fl. 2004).

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

Tabell 2. Beiterregistreringer på Hardangervidda benyttet i analysene i rapporten (etter Strand m.fl. 2004).

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

2.2.2 Vinterbeitekvalitet i nærområdene til Rv7

For å beskrive beitesituasjonen i nærområdene til Rv7 ble det lagt ut 16 transekter på sørsiden av vegen. Transektene ble orientert nord-sør og strakk seg fra Rv7 i nord til Lågenvassdraget i sør. Det takserte området dekker ca. 1200 km² og er relativt homogent i forhold generell terrenngutforming. Det spenner imidlertid over en viss høydegradient. Fra tidligere beitegranskinger i området er det kjent at nedbørsmengde og snødekning er av stor betydning for forekomst av beitelav. Nedbørsgradienten på vidda går vesentlige øst-vest, med betydelig høyere årsnedbør i de vestligste områdene. En konsekvens av dette er at forekomsten av beitelav også endrer seg fra Øst- til Vestvidda. Det ble kontrollert for denne variasjonen i datasettet og det vestligste og de to østligste transektene ble utelatt fra analysene.

2.2.3 Etablering av arealdekkkart

Et viktig delmål for prosjektet har vært å lage et arealdekkkart for Hardangervidda. Produksjonen av et slikt kart er vurdert som viktig av flere grunner - i forhold til problematikken rundt Rv7 som grunnlag for å kunne tolke data fra de radiomerkede dyrene. I tillegg vil et slikt kart muliggjøre langt mer nøyaktige beregninger av reinens beiteressurser og hvordan de fordeler seg i forhold til Rv7. Arbeidet med å etablere et arealdekkkart startet som et samarbeid med Norsk Romsenter (NR). I tillegg har Direktoratet for naturforvaltning og Norges forskningsråd bidratt til finansieringen.

Fjernmåling og bruk av luftbårne sensorer har blitt populære hjelpemidler i framstilling av ulike kartprodukter (Lillesand & Kiefer 1999). Grunnen er at data kan sammenstilles for relativt store områder og gi grunnlag for endringsanalyser av vegetasjonens sammensetning og landskaps-

messige endringer. I prosjektet er det brukt fjernmålingsteknikker for å løse oppgaver på begge nivå. Først er det etablert et vegetasjonsdekkkart for Hardangervidda villreinområde. Deretter er dette kartet videreutviklet sammen med en metode som gjør det mulig å estimere biomassen i villreinens vinterbeiter fra LANDSAT 5-opptak. Denne satellitten har vært virksom i en lang periode og har vært brukt i svært mange sammenhenger for å produsere biotop- eller vegetasjonsdekkkart, noe som gir tilgang til relativt billige bilder tilbake i tid. Det har derfor også vært mulig å studere endringer i villreinens beiter, og beregne biomasse-endringene i vinterbeitene.

De siste delene av datainnsamlingen i felt ble gjennomført sommeren 2005. I klassifiseringen av vegetasjonen ble det benyttet en standard mal for vegetasjonskartlegging (Fremstad 1997), og arealdekkkartet ble delt inn i 8 kategorier (bart fjell, is og snø, vann, myr, skog, lyng og vierheie, rabber og snøleier; se appendiks 1 for detaljer og hvordan Fremstads klassifiseringsnøkkel fordeles i arealdekkklassene). Totalt bygger utarbeidelsen av arealdekkkartet på 5700 bakkemålinger der vegetasjonsdekket er klassifisert, ved siden av at det tidvis er gjort detaljerte beregninger av biomasse og artsammensetning i lavbeitene (appendiks 1).

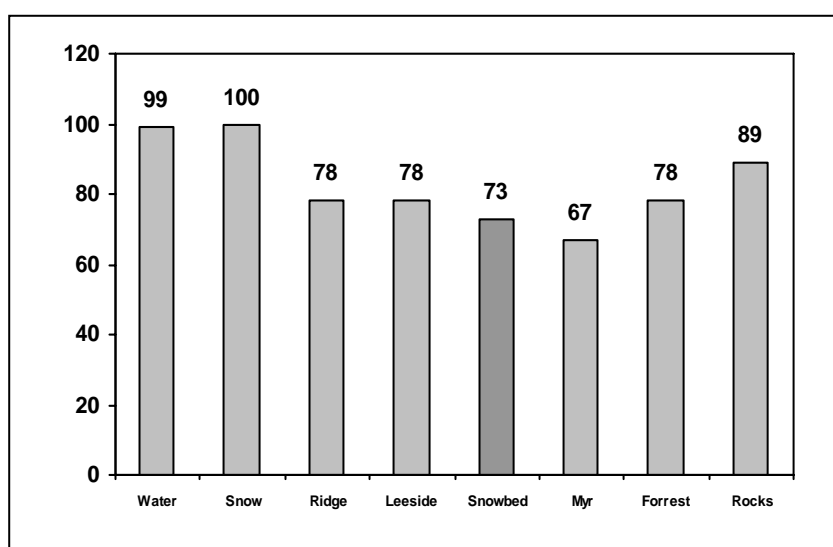
Arealdekkkart kan i prinsippet utarbeides på flere måter og en opererer med to hovedmetoder for klassifisering av bildene. Den ene av disse gjør ikke bruk av felldata mens den andre (som er benyttet i foreliggende prosjekt) trenger betydelige referansedata før det er mulig å etablere et ferdig kart (Lillesand & Kiefer 1999, Brandt & Mather 2001). Det er også utarbeidet en rekke ulike metoder for å koble felldata med bildet som skal tolkes, og en kan blant annet velge mellom metoder som bygger på at den som produserer arealdekkkartet foretar en såkalt ekspertklassifisering og bruker sin erfaring og generelle kunnskap sammen med referansedata i kartproduksjonen. Disse metodene kan ha sine fordeler, men også svakheter ved at det ferdige kartet i betydelig grad kan være et resultat av kunnskap og erfaringer hos den som har foretatt klassifiseringen og slik være vanskelig eller umulig å gjenskape av andre.

I valg av metoder er det lagt stor vekt på at metodene skal være mest mulig objektive og at det skal være mulig å beregne den statistiske sikkerheten i klassifiseringen. Det er derfor prøvd ut fire forskjellige klassifiseringsmetoder. Det vil føre for langt i denne sammenheng å gå inn på detaljer ved metodene og i rapporten vil det bare bli gitt en kort sammenstilling av resultatene som er fremkommet (tabell 3). Som det framgår av tabell 3 er størst klassifiseringsnøyaktighet oppnådd med en metode som betegnes som "k-Nearest Neighbour" eller kNN-metoden (Richards & Xiuping 1999, Brandt & Mather 2001). I utprøving av metodene kom en frem til at det var mulig å forbedre kartleggingen betydelig ved å bygge klassifiseringen på mer informasjon enn det som ligger i satellittbildet alene. Det ble prøvd ut en kombinasjon av å bruke en modell for terrengetopografien og snødekingen tidlig på sommeren (juni) og funnet en klar resultatforbedring ved en slik tilnærmingen (tabell 3). Særlig hadde denne tilleggsinformasjonen en positiv effekt på mulighetene for å klassifisere snøleier som tidligere har vist seg vanskelig (Edehus m.fl. 2003).

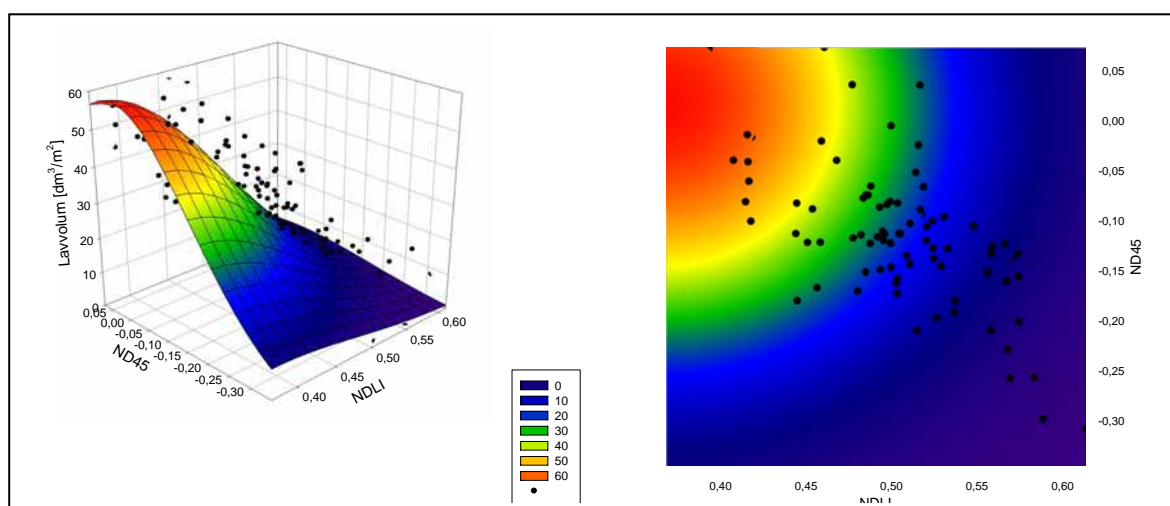
I sammendrag viser de ulike metode-evalueringene at det er mulig å produsere et arealdekkkart for Hardangervidda med 8 vegetasjonsklasser på basis av LANDSAT 5-bilder i en modell med topografiske egenskaper og med informasjon om snødeking i juni med en gjennomsnittlig nøyaktighet på ca. 82 % (figur 2). Hvor nøyaktig det er mulig å klassifisere datasettet varierer noe avhengig av vegetasjons- eller arealdekketyperne. For eksempel er det mulig å klassifisere bart berg, vann og snø med en nøyaktighet på bortimot 100 %, mens det er langt større problemer med myr og snøleier der klassifiseringsnøyaktigheten ligger på henholdsvis 67 % og 73 % (figur 3).

Tabell 3. Klassifiseringsnøyaktighet ved bruk av ulike metoder (kNN=*k* Nearest Neighbour, kNN+=*k* Nearest Neighbour med tilleggsinformasjon fra høydemodell og snømaske, Tree=regresjonstre, Tree+=regresjonstre med tilleggsinformasjon fra høydemodell og snømaske, ML=maksimum likelihood og ML+=maksimum likelihood med tilleggsinformasjon fra høydemodell og snømaske) for etablering av arealdekkkart for Hardangervidda. Modellen med de beste resultatene er vist med uthevet skrift og er brukt for å etablere arealdekkkartet som brukes i rapporten.

Metode	Arealdekkklasse								Totalt
	Snø	Vann	Rabb	Lynghei	Snøleier	Myr	Skog	Stein	
kNN	98	100	70	79	64	73	68	88	75,9
kNN+	99	100	78	78	73	67	78	89	79,6
Tree	98	100	68	60	57	69	67	80	68,9
Tree+	100	100	73	65	69	70	61	79	72,9
ML	99	100	65	59	54	73	69	76	67,2
ML+	99	100	72	63	65	69	70	79	71,5



Figur 2. Oppnådd klassifiseringsnøyaktighet i arealdekkkart for Hardangervidda ved bruk av "k Nearest Neighbour" metoden (kNN) og tilleggsinformasjon om snødekning og topografiske forhold avledet fra en digital terrengmodell (DTEM).



Figur 3. Grafisk framstilling av resultatene brukt for å estimere biomasse i lavbeitene fra LANDSAT 5. Modellen som er brukt er en kurvelineær regresjon mellom kontrollmålinger på bakken og to normaliserte indekser som er beregnet med bakgrunn i kombinasjoner av bånd 4 og 5 ($R^2=0,70$, $df=4/201$, $F=120$; $p<0,0001$).

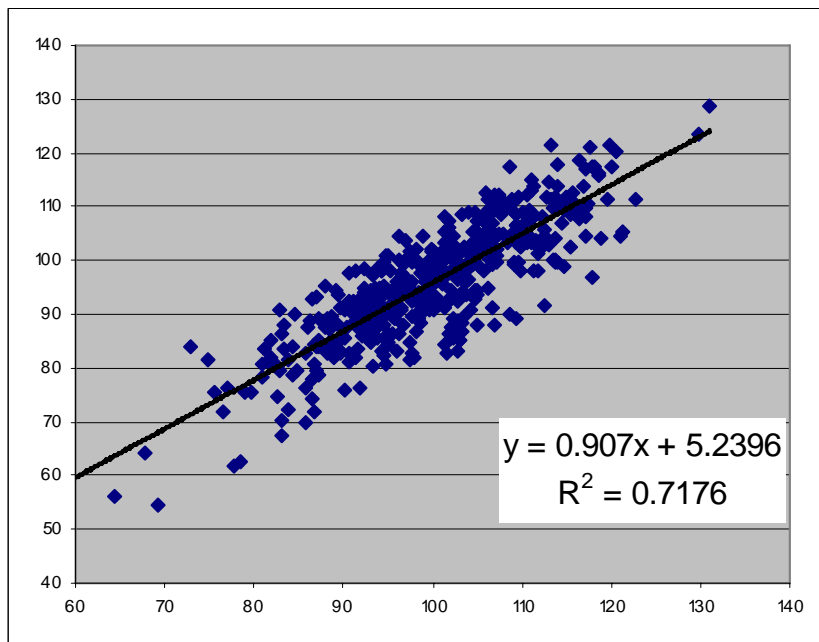
2.2.4 Biomasse i lavbeitene - fjernmåling

Fjernmålingskilder har også til en viss grad blitt brukt til å beregne kvaliteter på bakkenivå. Et av de mest kjente og brukte eksempler i så måte er NDVI-indeksen (Nelson 1983) som reflekterer fotosyntetisk aktivitet på bakkenivå. Kort kan en si at indeksen gjenspeiler terrengets grønnet og dermed produksjonen av grønt plantemateriale. NDVI-indeksen er blant annet blitt brukt til å forklare arealbruk og produksjonsegenskaper i klauvdyrbestander. Tilsvarende har Nordberg (1998) og Nordberg & Allard (2002) forsøkt å etablere en indeks for dekningsgraden av reinens vinterbeiteplanter (lav). Etablering av metoden ble gjort på grunnlag av laboratorieeksperimenter og utprøving av multispektrale skannere fra fly. Selve verifikasjonen av metoden ble gjort på grunnlag av observasjonsdata fra fly og Nordberg & Allard (2002) konkluderte med at det var mulig å operere med en tredeling av biomassen i lavbeitene.

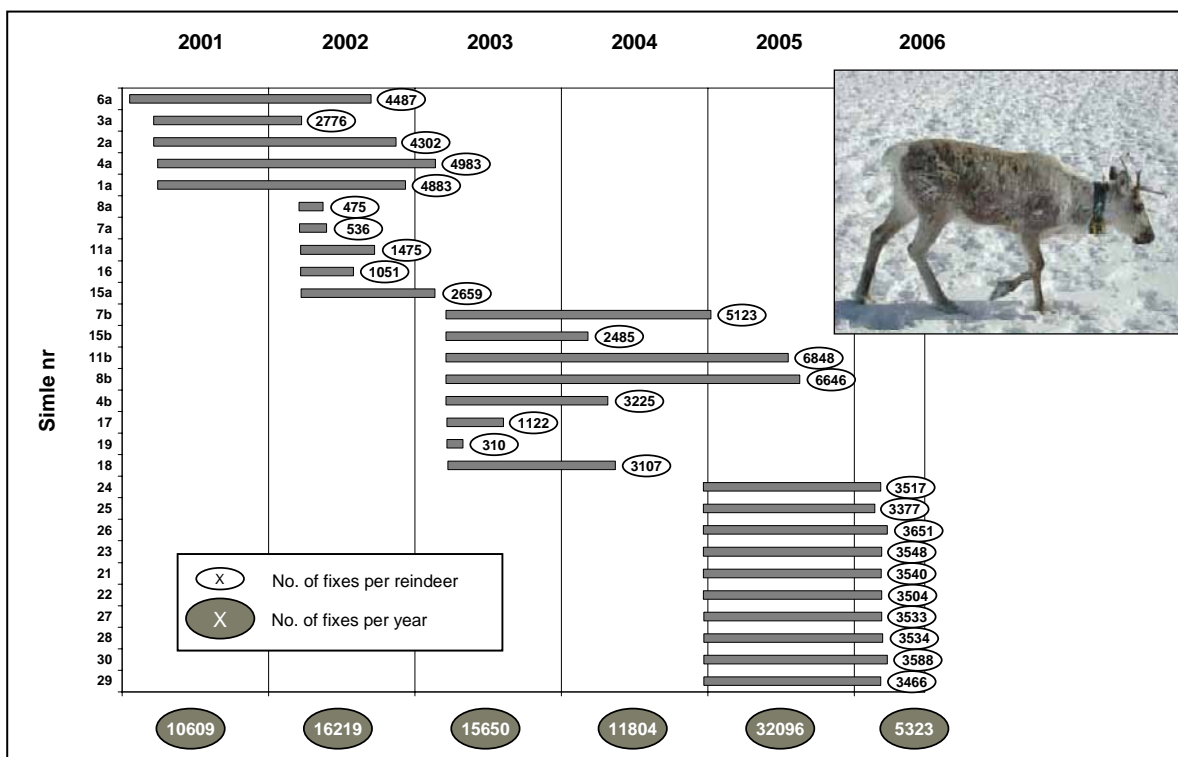
Til forskjell fra Nordberg & Allard (2002) er det ved denne undersøkelsen gjort utstrakt bruk av nøyaktige bakkemålinger for å verifisere metoden. Med bakgrunn i bakkemålingene og to ulike indekser avledet fra LANDSAT 5-bildet, fremkommer en rimelig god og statistisk sikker sammenheng ($R^2=0,70$, $df=4/201$, $F=120$, $p<0,001$) mellom satellittbildet og lavmengden (volum) på bakkenivå (figur 3). Dette betyr i praksis at det er mulig, med rimelig grad av sikkerhet, å beregne biomassen i lavbeitene på grunnlag av LANDSAT 5-bilder. Resultatet kan betraktes som et gjennombrudd av flere grunner. For det første gir det muligheter til å beregne hvordan biomassen av beitelav fordeler seg innenfor store områder. Noe som bl.a. gjør det mulig å sammenligne biomassen i vinterbeitene sentralt på Hardangervidda med biomassen som estimeres på de østlige tangene eller i nærområdene til Rv7. En av styrkene ved metoden er at det er mulig med relativt stor sikkerhet å studere regionale og områdevis forskjeller og relative mengder av beitelav, noe som er sikrere enn beregninger av den absolutte mengde beitelav i et område. Dernest er det mulig å sammenligne relativt nye bilder (2003) med bilder som ble tatt på 1980- og 1990-tallet, og slik studere utviklingen i lavbeitene over tid. Denne siste tilnærmingen har en del metodiske implikasjoner det vil bli gjort rede for i større detalj.

2.2.5 Endringsanalyser basert på fjernmåling

LANDSAT 5 har vært i drift i en årrekke og det er derfor tilgang til billedmaterialer fra Hardangervidda som strekker seg mer enn 20 år tilbake i tid. Tidsserier eller endringsanalyser har blitt en svært aktuell og populær metode også i økologisk forskningssammenheng, og gir muligheter for å behandle billedmaterialet retrospektivt til å studere endringer over tid på landskapsnivå. Disse metodene er etter hvert blitt utbredt og nyttet i ulike sammenhenger, men byr også på spesielle utfordringer. Et av hovedproblemene med denne type analyser er at opptaksforholdene varierer fra dag til dag, og mellom årstider. Eksempler på slike faktorer er atmosfæriske forhold som siktbarhet, fuktighet osv. I tillegg kommer vegetasjonsmessige egenskaper og forhold på bakken, der årstid, vegetasjonsutvikling, fuktighet osv. bidrar til at et bilde som er tatt av samme satellitt vil være forskjellig fra et annet bilde selv om de er tatt på samme tid på dagen eller på tilnærmet samme årstid (Leica Geosystems 2003). I prinsippet finnes to ulike metoder for å justere eller kalibrere for denne type feilkilder. En kan enten lage en modell for de atmosfæriske forholdene, noe som er svært vanskelig og komplisert, alternativt er det mulig å bruke en fast overflate som referanse og justere bildene slik at disse har samme refleksjon (Brandt & Mather 2001). Den siste metoden er i prinsippet å sammenligne med mange fotografiske teknikker som bruker en nøytral gråfarge for å korrigere eller bestemme lysmengde. I foreliggende prosjekt er bart berg brukt som fastpunkt, og bildene er justert etter utstrålingen fra slike områder (figur 4).



Figur 4. Regresjon for refleksjonsverdier i områder som er klassifisert som bart berg er brukt for å kalibrere satellittbilder (L5) med ulik opptaksdato. Y-aksen i dette tilfellet har verdier fra 1984, mens x-aksen har verdier fra bildet som ble tatt i 2004.



Figur 5. Radiomerkede simler på Hardangervidda og antall GPS-posisjoner fra hvert dyr, samt totalt antall GPS-posisjoner som er samlet inn årlig.

2.3 Villreinens arealbruk

2.3.1 Radiomerking og antall GPS-halsbånd

Radiomerking av villrein på Hardangervidda startet i 1999, og hadde sin bakgrunn i usikkerheten knyttet til villreinforvaltningens tradisjonelle tellemetoder og beregningsmodeller, samt et generelt ønske om å finne fram til nye og bedre metoder. Siden 1999, og fram til at de siste 10 dyrene ble merket i desember 2004, er det til sammen merket 37 simler med radiosendere med GPS-enhet.

Da prosjektet ble igangsatt i 2002 fantes allerede flere radiomerkede rein på Hardangervidda. I tilknytning til kalvinga våren 2000 ble seks simler utstyrt med konvensjonelle radiosendere (VHF), og i tillegg til disse ble to simler merket vinteren 2000/2001. Da Vegdirektoratet ga klar-signal til innkjøp av 6 GPS-halsbånd i 2001 (jfr. Strand m.fl. 2001b) åpnet dette en helt ny mulighet til både utprøving av teknologien på villrein, og samtidig skaffe mer detaljert kunnskap omkring villreinens arealbruk. Erfaringene med de GPS-merkede simlene viste relativt tidlig at tapping av data fra bakken var nokså komplisert, og at det var vanskelig å få full nytte av senderne før de var samlet inn (Strand m.fl. 2001b).

I 2002 viste det seg at fire av de merkede simlene (2 med VHF, og to med GPS) utvandret til Setesdal/Ryfylkeheiene. Rent praktisk har noen av de største utfordringene i prosjektet vært knyttet til GPS-utstyret som har vist seg å være langt mer sårbare enn de velprøvde VHF-senderne. Teknisk svikt i enkelte av GPS-halsbåndene har medført at det er mottatt betydelig færre datapunkt enn opprinnelig planlagt. Datatapet har også ført til at det ikke har vært mulig å registrere bevegelser hos enkeltdyr som i ettertid har vist seg å være spesielt interessante. For eksempel var det total datasvikt hos de to GPS-merkede dyrene som vandret over fra Hardangervidda til Setesdalsheiene. I tillegg har det vist seg at enkelte GPS-halsbånd har hatt betydelig kortere levetid enn forventet (se figur 5 for detaljer). Datatapet med bakgrunn i teknisk svikt ble forsøkt kompensert ved at det ble merket 10 nye simler med GPS-halsbånd i desember 2004. Disse senderne har hatt 100 prosent funksjonalitet og har gitt såpass mye data at prosjektet kan rapporteres på grunnlag av de opprinnelige problemstillingene. Når GPS-enheten har virket har den gitt data i 90-100 % av programmerte tilfeller, og totalt har prosjektet samlet inn ca. 100 000 datapunkter som viser reinens bevegelser og bruk av Hardangervidda de siste 5 årene. Datamengden er omtrent slik som opprinnelig planlagt. Presisjonen på GPS-posisjonene kan beregnes med grunnlag i antall satellitter som ligger bak hver posisjon, og produsenten av GPS-halsbåndene (Televilt i Sverige) oppgir en egen parameter for dette og en grenseverdi på maksimum 4 i denne parameteren for gode posisjoner. En overveiende del av posisjonene (ca. 70 %) ligger godt innen for dette, slik at presisjonen på dataene ser ut til å være meget god.

2.3.2 Metoder for å analysere trekk mønster

Norsk villrein har vært kategorisert som nomadisk (eller semi-nomadisk, Skogland 1984a, 1989a, b og c). I denne undersøkelsen er villreinens vandring og arealbruk analysert (Fall-dorf & Strand 2006) gjennom å *kvantifisere* reinens bevegelser gjennom året. På bakgrunn av disse analysene er datasettet inndelt i "årstider", som reflekterer både atferd og arealbruk gjennom året. Det er brukt fire ulike analyser for å beskrive reinens arealbruk og vandringsmønster, og det vil føre for langt i denne rapporten å gå i detalj utover en overordnet presentasjon av resultatene. Kort kan det sies at metodene gir fire forskjellige mål på arealbruken. Først er distansen dyrene beveger seg mellom hver GPS-posisjon beregnet, og denne indeksen (km/time) er brukt som mål på dyrenes generelle aktivitetsnivå (e.g. Johnson m.fl. 2002). Deretter er det beregnet et mål for i hvilken grad reinen beveger seg på en retningsbestemt måte. For å kvantifisere dette er "sporslepa" benyttet. Denne kan tegnes ved å dra en rett linje gjennom suksessive GPS-posisjoner.

To tenkte tilfeller kan bidra til å illustrere metoden; dersom vi tenker oss en rein som beveger seg på samme kurs over lengre tid så vil disse GPS-posisjonene ligge på en mer eller mindre

rett linje. Alternativt en rein som går og beiter eller som beveger seg fram og tilbake mellom to delområder. I siste tilfelle vil GPS-posisjonene vise en komplisert linje, og linjas lengde er svært avhengig av hvor tett GPS-posisjoner ligger. Effekten av antall GPS-posisjoner på "sporslepas" lengde kan uttrykkes matematisk gjennom fraktaldimensjonen for linja, der et lavt tall kan brukes som indeks for en bein og enkel linje, mens et høyere tall indikerer en kompleks linje eller i vårt tilfelle komplekse og irregulære bevegelser (Turchin 1998, Hagen m.fl. 2001). I tillegg er reinens stedfasthet til ulike områder vurdert, og det er benyttet to metoder for å beregne dette. Først er det årlige overlappet mellom områder som brukes til ulike årstider beregnet. Dernest er dyrenes stedfasthet beregnet ut fra en tilfeldig modell ("korrelert random walk" (KRW); f.eks. Turchin 1998, Kernohan m.fl. 2001, Bergmann m.fl. 2000).

Prinsippet for denne typen modeller er at en ut fra reinens bevegelser (avstand mellom GPS-posisjoner) kan ha formeninger om hvor langt dyrene er forventet å bevege seg i løpet av en tidsperiode. I tilfeller der den tilfeldige modellen overpredikerer dyrenes bevegelse kan en se på reinen som stedtro, eller at den har tilhold innenfor et begrenset område. I motsatt fall, når dyrene beveger seg over større avstander enn forventet, er det snakk om en migrasjon eller systematisk bevegelse over større områder. Et eksempel på det siste er reinens vandringer og ekstensive bruk av vinterbeitene som finner sted når den beveger seg fra vinterbeite- til kalvingsområdene på vestvidda. Sommerperioden er eksempel på det motsatte - dyrene har høyt aktivitetsnivå og beveger seg svært mye i løpet av én dag, men innenfor et meget begrenset område.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Generelt om reinens bruk av Hardangervidda

3.1.1 Villreinbestanden på Hardangervidda

Av de 23 forvaltningsenhetene det i dag opereres med for norsk villrein representerer Hardangervidda det største området med et areal på 8136 km² (Holte 1977, Jordhøy m.fl. 1996). Dette høyfjellsområdet var tidligere en del av et større, sammenhengende sørnorsk villreinområde som i løpet av de siste 100 år har blitt oppdelt i flere atskilte enheter på grunn av ulike naturinngrep (Skogland 1994, Strand m.fl. 2004).

Kunnskapsgrunnlaget vedrørende reinens bruk av disse fjellområdene er dels basert på funn av fortidsminner (dyregraver og lignende) (for eksempel Wildhagen 1954, Blehr 1973, Blehr m.fl. 1973, Jordhøy & Strand 1999a,b, Vaa 2002), men i særlig grad på forskningsaktivitet i regi av Viltforskningen ved Direktoratet for naturforvaltning på 1970- og 1980-tallet, og senere NINA (f.eks. Gaare 1971,1976, 1985, 1986, Gaare m.fl. 1975, Østby m.fl. 1975, Gaare & Hansson 1989, 1990, Gaare og Skogland 1975, Skogland 1983a,b, 1984a,b, 1985a,b,c, 1986a,b, 1988a,b, 1989a,b,c,d, 1990a,b, 1993, 1994). Det er også samlet mye kunnskap i tilknytning til overvåkningsprogrammet for hjortevilt og i forbindelse med ulike typer konsekvensutredninger (f.eks. Jordhøy 1987, Jordhøy m.fl. 1996, 2002a,b,c, Strand & Jordhøy 1995, Jordhøy & Strand 1999a, b, 2004, Asplan Viak & NINA 2000, Strand m.fl. 2001, 2003, 2004, Luell m.fl. 2005).

Deler av Hardangervidda og omkringliggende fjellstrøk har tidligere vært benyttet som beite-land for tamrein. I følge historiske kilder ble 100 tamrein for første gang hentet hit fra Røros-traktene i 1783, mens det siste tamreinselskapet ble avvirket i 1957 (f.eks. Landbruksdepartementet 1911, Blehr m.fl. 1973, Bjerketvedt 2000, Bjørkheim 2004, Helland & Stokstad 2005).

Mange skriftlige kilder viser at tamreindriften genererte betydelig debatt og dannet grunnlag for konflikter. Ikke minst hadde dette bakgrunn i at det arealmessig er et stort fjellområde, med lange tradisjoner i forhold til ressursutnyttelse og en kompleks eiendomsstruktur med både private og offentlige rettighetshavere. Dette er også en vesentlig årsak til de dagsaktuelle interessekonfliktene knyttet til villrein på Hardangervidda (Bråtå 2005). Villrein, som en betydelig økonomisk ressurs og norsk ansvarsart, har stilt alle forvaltningsnivå, så vel som norsk viltforskning, overfor store utfordringer i mange år.

Forvaltningen av et så stort villreinområde som Hardangervidda byr på mange utfordringer, ikke minst i forhold til det å skulle balansere antall dyr i forhold til beitegrunnlaget. Antall villrein på vidda har da også variert mye de siste 50 år. Området har gjennomgått minst to perioder med overbeiting – på 1960- og slutten av 1970-tallet, med påfølgende reduksjonsavskytninger. Det ble på 1990-tallet også dokumentert at bestanden var større enn målsetningen. Siden 1960 har det altså vært tre perioder hvor en aktivt har forsøkt å redusere antall dyr og minst 6 ulike faser hvor det er tatt avgjørende beslutninger i forhold til utviklingen i villreinbestanden (Strand m.fl. 2004).

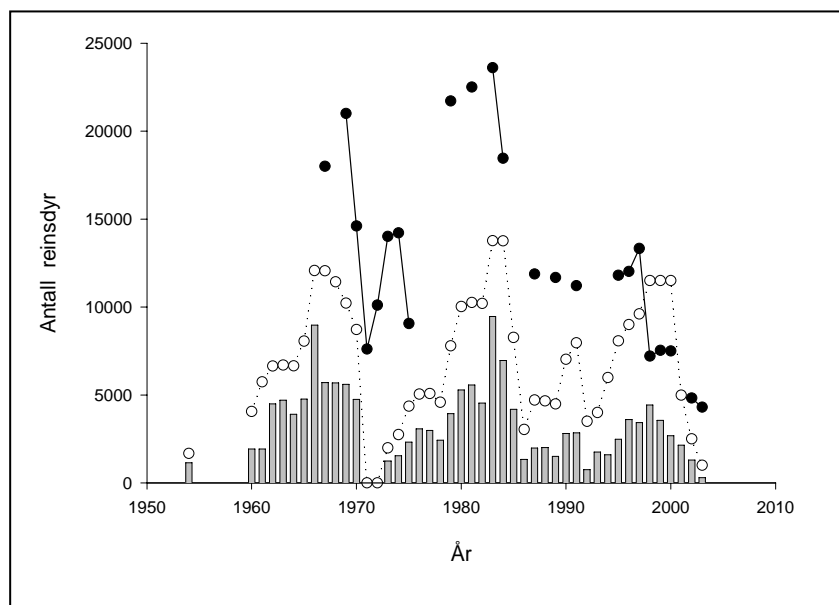
3.1.2 Endringer i villreinbestanden

Målsetningen med bestandsforvaltningen på Hardangervidda har siden starten på 1960-tallet vært en vinterbestand på 9 000-11 000 dyr (Strand m.fl. 2004). Dette har vist seg å være en betydelig utfordring, og både antall reinsdyr og de årlige jaktkvotene har variert betydelig gjennom den siste 40-årsperioden (Strand m.fl. 2004). De betydelige endringene i bestandsstørrelsen har medført at villreinbestanden har gjennomgått minst to perioder med overbeiting, først på 1960-tallet, og deretter på 1980-tallet (Skogland 1985a, 1990a). Tilsvarende var bestanden i vekst midt på 1990-tallet og en igangsatte en ny periode med store jaktkvoter for å redusere bestanden (figur 6). Dette førte til at bestanden ble kraftig redusert og antall villrein på Har-

dangervidda har vært historisk lavt den siste 5-8-årsperioden. Det lave individantallet de siste årene har klar betydning for analyser av beite- og telemetridata, noe vi skal komme tilbake til seinere.

Undersøkelser gjennomført på 1980-tallet viste at reinen på Hardangervidda var i dårlig hold sammenlignet med andre villreinbestander som hadde lavere tetthet og tilgang til høykvalitets vinterbeiter (Skogland 1984, 1985, 1990). Tilsvarende viste beiteundersøkelser som ble gjennomført på 1960-tallet (Tveitnes 1980) og på 1980-tallet (Gaare & Hansson 1987) at særlig vinterbeitene på Hardangervidda hadde fått hard medfart i periodene med tett bestand, og at store arealer derfor var sterkt nedslitt som følge av hard beiting. Bestandsforvaltningen på Hardangervidda har utnyttet disse resultatene, og det langsiktige målet for denne delen av forvaltningen har vært å regulere villreinbestanden på et nivå som tillater en økning av reinens kondisjon og beitenes kvalitet. Undersøkelser som har vært gjennomført i ettertid har vist at bestandsforvaltningen har gitt positive resultater og at den reduserte bestandsstørrelsen har medført en betydelig økning i simlenes slaktevekter om vinteren (Strand m.fl. 2004). Det er også vist en økning i simlenes fettlagre vinterstid og fosterveksten i siste del av vinteren (Loison & Strand 2005). Kalverekrutteringen i juli har økt betydelig den siste 10-årsperioden, trolig som et resultat av økt fødselsvekt og redusert dødelighet hos nyfødte kalver (Strand m.fl. 2005).

På tross av at forvaltningen har lyktes med å skrive ut årlige jaktkvoter som til en viss grad samsvarer med bestandsstørrelsen, er det betydelig usikkerhet forbundet med villreinforvaltningen på Hardangervidda (Strand m.fl. 2004, Strand & Solberg 2006). Dette skyldes både områdets størrelse, problemer forvaltningen har i forhold til å vurdere bestandsstørrelse og årlig variasjon i rekrutteringsraten og andre faktorer en ikke har kontroll på. Utdfordringen for forvaltningen blir derfor også i framtida å holde bestandsstørrelsen innenfor bærekraftige grenser.



Figur 6. Sammendrag av minimumstillinger (prikker) og kvoter (søyler) på Hardangervidda i perioden 1954-2002. Bestanden har gjennomgått minst 6 perioder (sirkler) med betydelige endringer i avskjningspolitikken i forsøk på å nå et bestandsmål på ca 10 000 dyr (etter Strand m.fl. 2004).

3.1.3 Villreinens bruk av Hardangervidda

Funn av kulturminner viser at mennesket har utnyttet ressursene på Hardangervidda i flere tusen år. I nærområdene til Rv7 er de mest betydningsfulle funnene boplasser og fangstsystemer ved Finsbergvatnet, Krækkja og Ørteren. Dette er massefangstanlegg lokalisert til områder hvor reinen hadde sine naturlige trekk. Flere av anleggene var basert på bruk av ledegjerder og fangst av rein når dyrene svømte over mindre innsjøer og vann. Det er også funnet konsentrasjoner av drivfangstanlegg og dyregraver rundt Langevatnet vest for Kjeldenutan og dy-

regravsystemer i området nord- og nordvest for nordenden av Halnefjorden. Dette indikerer at det i perioder har vært betydelige trekk av villrein i disse områdene. Med utgangspunkt i alle fangstrelaterte kulturminner som er registrert i området, kan det se ut som områdene mellom Ustevatn og Hardangerjøkulen har vært en flaskehals i villreintrekket mellom Hardangervidda og fjellområdene lengre nord. Dette samsvarer også med naturlige barrierer og kjent kunnskap om villreinsens terrengtilpasning og vandringsdynamikk.

Selv om enkelte områder har vært mer trafikkert av rein enn andre, er det liten tvil om at utveksling av dyr mellom Nordfjella og Hardangervidda fra gammelt av har funnet sted på hele strekningen fra Ustevatn i øst til Sysenvatnet i vest. Det betyr at de fleste nærområdene til dagens Rv7 over Hardangervidda har vært viktige for reinen. I dag synes de østlige trekkveiene, dvs. rundt Ustevatnet og Sløddfjorden, nærmest å ha gått ut av bruk. Årsakene til det må ses i sammenheng med den generelle utbyggingen som har funnet sted i området, og innsnevring av potensielle trekkpassasjer. I perioder av vinteren har det stått mange dyr i fjellterrenget sør for Ustevatnet og det har da unntaksvis skjedd at dyr har krysset dalføret. Mellom Ørteren og Sløddfjorden har vintertrekkaktiviteten vært større, særlig på 1970- og først på 1980-tallet. Trekkene vest for Halne har hovedsakelig vært barmarkstrekk eller vårtrekk i de perioder dyrene hadde vinterbeiter nord for Bergensbanen. De mest trafikkerte traséene synes å ha vært nordvest for Skiftessjøen og ved Dyranut. Det vestligste trekket går sørøst for Sysenvatnet.

Reinens bruk av Hardangervidda er nært knyttet til områdets fordeling av beiteressurser og villreinsens nomadiske livsførsel (Skogland 1984a, Skogland 1993, Pedersen 2001). Hardangervidda avspeiler topografiske gradienter hvor både de viktigste vinter- og sommerbeitene er representert (Tveitnes 1980, Gaare & Hansson 1989). Beitetakseringer gjennomført på 1980-tallet beskrev den relative fordelingen av sommer- og vinterbeiter i 8 delområder (etter Gaare & Hansson 1989, tabell 4). Frekvensen av vinterbeiter avtar fra lavdominerte områder i øst til gradvis mindre lavinnslag mot vest. Dette gjenspeiles i reinens bruk av områdene ved at hovedtyngden av dyrene står i de østligste delene av vidda i vinterhalvåret (Skogland 1984a, 1993, 1994b). Sommerbeitene er jevnere fordelt, mens de tradisjonelle kalvingsområdene finnes i vest. Dette er høyereliggende terreng med korte avstander til gode vårbeiter. Det er generelt antatt at områdene nord for Rv7 representerer marginale vinterbeiter, men at arealene kan være viktige som sommer- og høstbeite.

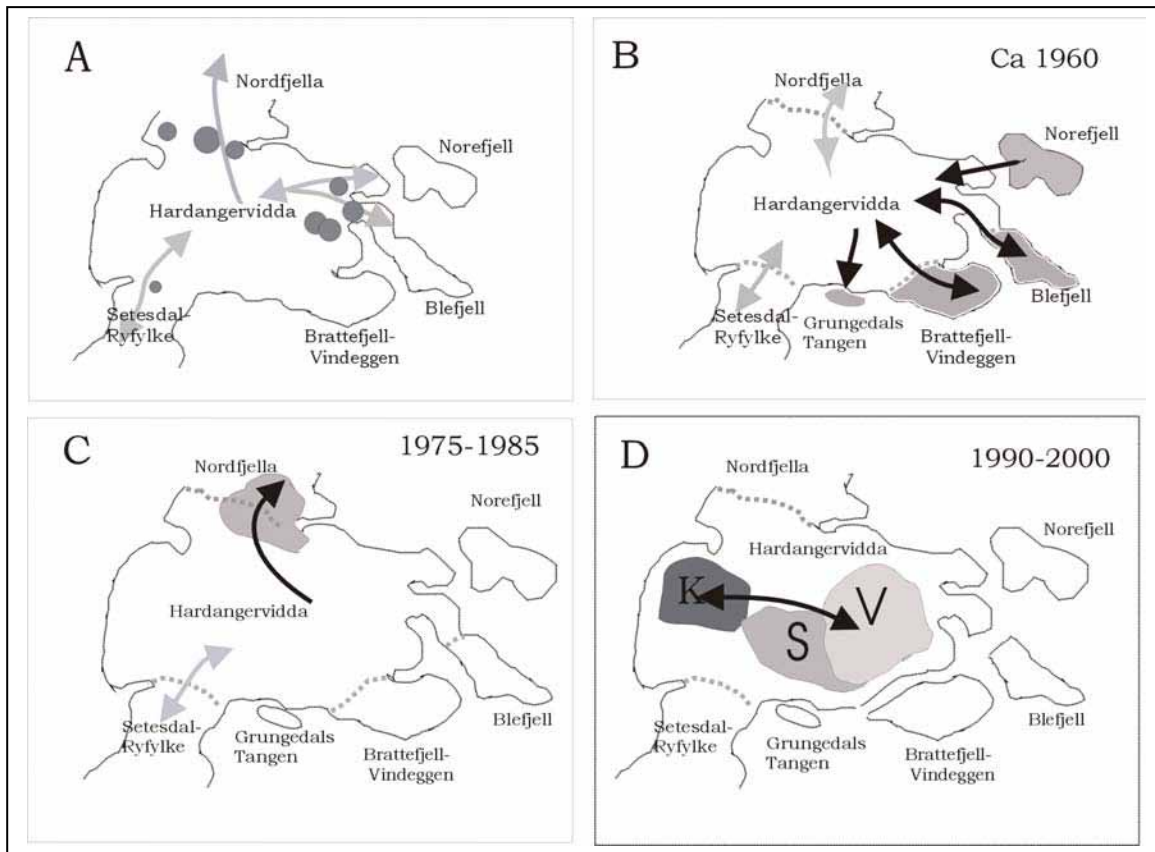
Tabell 4. Fordeling av ulike sesongbeiter i delområder på Hardangervidda (etter Gaare & Hansson 1989). Navnene på delområdene som opprinnelig er oppgitt i rapporten fra Gaare & Hansson (1989) er gitt i parentes.

Delområde	Vegetasjonsklasse						
	Slitt lavsamfunn	Middels slitt lavsamfunn	Ubeitet lavsamfunn	Vår og forsomer	Sommer	Høst	Impediment
Sentral- og østområdet (O)	13	7	2	36	11	10	22
Lufsjå	11	10	4	51	6	ca 0	19
Dagali	ca 0	6	39	13	14	7	20
Sentral- og nordområdet (SN)	9	3	ca 0	27	12	26	22
Sentralt sør (SS)	13	0,5	ca 0	24	7	13	40
Sentralt sørøst (SM)	33	2	ca 0	28	13	9	33
Vestområdet (V)	4	ca 0	ca 0	24	6	22	43
Jøkulområdet	1	ca 0	ca 0	15	1	19	62

Beitene på Hardangervidda ble visuelt taksert fra fly sommeren 2004 (Gaare m.fl. 2004). En tilsvarende taksering ble foretatt sommeren 1988. Undersøkelsen bekreftet at det er store områder i sør, og særlig vest, som er snø- og nedbørrike. Takseringen viste økt andel i uproduktivt areal fra 28 % til 31 % i perioden 1988-2004. Det er mye barmarksbeite, som representerer et beiteoverskudd, sammenlignet med vinterbeitearealet som er regnet for å være minimumsfaktoren for villreinen på Hardangervidda (Tveitnes 1980, Skogland 1985a, 1990a, Gaare & Hansson 1989). Vinterbeitearealet ble funnet å ha økt fra 15 til 18 % fra 1988 til 2004. En større andel av lavmattene ble i 2004 klassifisert som middels eller uslitte sammenlignet med 1988. Det har følgelig skjedd en økning av lavressursene. Forekomsten av lav har økt for alle deler av vidda, særlig i sentrale og østlige deler hvor hovedtyngden av vinterbeitene ligger. Det framgår at de østligste tangene brukes lite. På Dagalifjellet har det knapt vært rein øst for riksvei 40 de siste 20 årene. Beitespor øst for veien over Imingfjell-Småroi finnes, men det kan antas at også Lufsjåtangen kan utgå som vinterbeite for reinen om hyttebyggingen fortsetter. Dagalil og Lufsjåtangen utgjør hver ca. 4-5 % av det totale areal av rabber med lavbeiter på vidda. Vinterbeitet er minimumsfaktoren for viddas bæreevne, og det kan antas en bortimot 10 % svikt i denne som følge av bortfall av randsonebeiter (Gaare m.fl. 2004).

Det er først i de senere år, og gjennom telemetriprosjektet at det har vært mulig å kvantifisere reinens arealbruk på Hardangervidda. Av den grunn er det bare tilgang til kvalitative data for å belyse de langsiktige trendene i reinens bruk av området. Det er laget en sammenfatning av reinens bruk av vidda opp gjennom tidene med bakgrunn i slik informasjon (Strand m.fl. 2004). Ser en på plasseringen av de største massefangstanleggene er det hovedsakelig i de nordlige delene, og mer eller mindre innen nærområdene til Rv7, at de største og mest omfattende fangstanleggene finnes. Anleggene ved Sumtangen og Veslekrækkja er blant de største massefangstanleggene i Norge. De har vært brukt over en svært lang tidsperiode, ca. 8000 år (Blehr 1973, Blehr m.fl. 1973), og viser tydelig at dette har vært områder som har vært intensivt brukt av både villrein og fangstfolk opp gjennom tidene. Plasseringen av anleggene i nærområdene til Rv7 gir klare indikasjoner på at dyrene har vært fanget mens de har vært på et nord- eller sørgående trekk, og det kan av den grunn slutes at dette har vært et viktig utvekslingsområde for rein (Jordhøy & Strand 1999b).

Fra periodene med overbeiting både på 1960- og 1980-tallet finnes opplysninger som bidrar til kunnskap om forholdet mellom villreinstammen og beitegrunnlaget. I begge perioder utvidet reinen sitt beiteareal og oppsøkte nye beiteområder, dels i Hardangerviddas ytterområder og dels i omkringliggende fjellområder. Fra 1960-tallet finnes bl.a. en betydelig dokumentasjon på at dyrene vandret ut over Hardangervidda grenser, og at både Brattefjell-Vindeggen, Blefjell og Grungedalstangen fikk en netto tilførsel av dyr (figur 7). Tilsvarende skjedde på 1980-tallet da en betydelig del (kanskje størstedelen) av vinterstammen på vidda søkte avlastningsbeiter i områder nord for skillet mellom Hardangervidda og Nordfjella. Disse årene med "gjestebeiting" satte også et betydelig preg på vinterbeitekvaliteten i Nordfjella som seinere har hatt redusert kvalitet. Disse siste episodene med utvandring til omkringliggende fjellområder kom i sammenheng med stor snødekning og dels nedising av de sentrale vinterbeitene på Hardangervidda (Skogland 1985c, 1993). Effekten på reinens arealbruk av vanskelige snøforhold og redusert beitetilgjengelighet har det også vært mulig å studere i årene med tilgang på data fra radioinstrumenterte dyr, om enn i et svært redusert omfang sammenlignet med det som skjedde på 1980-tallet (se avsnitt 3.3.4).



Figur 7. Endringer i reinens bruk av Hardangervidda (etter Strand m.fl. 2001). A) Dyrenes trekkmuligheter før betydelige tekniske inngrep var foretatt. Hardangervidda var sannsynligvis et sentralt område for utveksling av rein til sørnorske fjellområder, noe bl.a. funn av massefangstanlegg indikerer (kjente fangstanlegg angitt som sirkler; antatte, viktige utvekslingsveier antydnet med piler). B og C) Endringer i arealbruk er nært knyttet til perioder med bestandsvekst og mange dyr. På sekstitallet skjedde en betydelig overbeiting, og reinen søkte til nye beiteområder og la grunnlag for dagens villreinstammer i Brattefjell-Vindeggen og Blefjell. I samme periode innvandret rein til Hardangervidda fra Norefjell. Det etablerte seg også dyr på Grungedalstangen (administreres under Hardangervidda). Fra midten av syttitallet økte bestanden på nytt og nye vinterbeiter ble tatt i bruk i grenseområdene mot Nordfjella og på Nordsiden av Bergensbanen. D) I løpet av siste tiårsperiode har reinen i all hovedsak benyttet vinterbeiter sentralt og øst på vidda, med sommerbeiter i sentrale og sørlige deler. Kalvingsområder har tradisjonelt vært i vest, men også her med betydelige variasjoner fra år til år.

3.1.4 Reinens bruk av nærområdene til Rv7

Dokumentasjon av villreins trekk over Rv7 har vært fragmentarisk, men hovedtrekkene i hvordan bruksmønsteret har utviklet seg over tid er kjent (**Figur 7**). Reinens bruk av Hardangervidda antas særlig å ha endret seg over tid som følge av store fluktuasjoner i antall individer og menneskelig aktivitet.

I tidligere utredninger (Skogland 1993, Strand m.fl. 2001) er det konkludert med at trekk over veien kan deles i tre ulike funksjonsgrupper:

- trekk til vinterbeiter nord- og øst for nærområdene til Rv7
- begrenset bukketrekk til sommerbeiter rundt Hardangerjøkulen
- "tilfeldig" bruk av nærområdene til Rv7 og kryssing av denne i forbindelse med normalt beitesøk i området, og at dyrene tidligere i større grad brukte nordområdene på Hardangervidda

Det er spesielt i tilknytning til overbeitingen først på 1980-tallet at det ble registrert bruk av nærområdene til Rv7, dog uten dokumentasjon gjennom systematiske undersøkelser. Vinterbeitene var på dette tidspunkt sterkt nedbeitet etter en periode med betydelig vekst i villreinbestanden. Fra begynnelsen på 1980-tallet og de neste 5-6 årene var det et økende antall rein som fra tidlig på vinteren krysset Rv7 og brukte områdene på nordsida av veien og Nordfjella som vinterbeite. Dyr på slikt "gjestebeite" vandret i løpet av våren tilbake til Hardangervidda og tradisjonelle kalvingsområder på Vestvidda. Dette trekket kulminerte i første del av 1980-tallet da beitene i Nordfjella også ble sterkt nedbeitet som følge av det harde beitetrykket denne "gjestebeitingen" medførte.

De mest fremtredende trekkveiene dyrene brukte på vei nordover var områdene mellom Halne og Ørteren. Fra de observasjonene som foreligger synes det som reinens bruk av disse områdene også var betydelig større i perioden fra 1970 og fram til 1985 enn den har vært de siste 10-15 årene. Dyrene som seinhøstes og om førjulsvinteren beitet i nærområdene til Rv7 kom den gang nordover tidligere på vinteren enn i dag.

Dette området er fattig på vinterbeiter, spesielt i vest, hvor beitegrunnet i all hovedsak består av sommer- og høstbeiter. De østligste delene (øst for Krækkja-Midtnuten) er rikere på seinhøst- og vinterbeiter. Bruken av de vestligste delene har derfor primært vært knyttet til sommerbeiting, og har hatt en viktig funksjon som beiteområde for bukk. Trekket av bukk økte i følge lokale kilder framover på 1960- og tidlig 1970-tallet. Dette var bukker som trolig hadde vinterbeite i sentrale deler av Hardangervidda og som trakk opp i de nordlige områdene i løpet av våren. Om høsten vandret dyrene sørover igjen og ble da jaktet på. Dette trekket har avtatt i løpet av de seinere årene, og data fra overvåkingsprosjektet av villrein viser at bukkene de siste 10-15 årene vesentlig har hatt sine sommerbeiter i områdene sør for Kvenna. Det er spekulert mye i hvorfor dette bukketrekket har opphørt, og blant de teorier som har vært lansert er at "tradisjonsbærerne" i forhold til dette vandringsmønsteret har blitt skutt under jakta.

Siste observasjon av en stor fostringsflokk som brukte områdene nord for Rv7 er fra begynnelsen av 1990-tallet, da ca. 2000 dyr beitet på nordsida. Fra 1985 og utover på 1990-tallet har bruken avtatt, og det har vært mindre dyr her både under jakta (på begge sider av Rv7) og på vinterbeite nord for Rv7. Når det gjelder større trekk over veien til beiteområder nord for Rv7, og i perioder også nord for Bergensbanen, så var dette spesielt utbredt tidlig på åttitallet da bestanden var stor og påvirket av matmangel vinterstid (Strand & Jordhøy 2001). Store deler av Hardangerviddastammen brukte da områder nord for Bergensbanen og Rv7 som vinterbeiter og trakk årlig tilbake til de sentrale delene av Hardangervidda for kalving. Slik trekkaktivitet over Rv7 er også observert i seinere år, men da i langt mer beskjedent omfang. Dyr som har krysset Rv7 i løpet av de siste årene har bare i korte perioder brukt områder nord for veien og har trolig vært på mer normalt beitesøk framfor forsøk på masseforflytninger til andre vinterbeiteområder slik tilfellet var på åttitallet. Dette bygger på generelle observasjoner og ikke kvantitative data.

I tillegg til disse observasjonene viser jaktstatistikk for de enkelte kommunene at det har vært bruksendringer av de nordlige delene. Dette er spesielt tydelig på bakgrunn av data fra Eidfjord og Ulvik. Eidfjord sto for opptil 20 % av dyrene som ble felt på Hardangervidda i perioden 1978-82. Etter dette har andel årlig, felte dyr sunket betraktelig og variert rundt 5 % av det totale fellingstallet for Hardangervidda (Strand m.fl. 2001). Om dette har bakgrunn i ytre årsaksfaktorer (f.eks. klimaendringer) eller populasjonsdynamiske forhold (f.eks. tetthet av individer) er ikke kjent.

I løpet av de siste 5-10 årene er det gjennomført flere undersøkelser på Hardangervidda med fokus på endringer av og effekter på reinens arealbruk i lys av variasjoner i individtetthet og beitetrykk, og som følge av flere og samvirkende forstyrrelseseffekter (se oppsummering i Strand m.fl. 2004). Beiteundersøkelser knyttet opp mot effekter av forstyrrelser i nærområdene til Rv7 er gjort gjennom taksering av lavmatta og måling av mengden beitelav i transekter ut fra Rv7. Hypotesen er at lavmatta blir tykkere og får større volum og biomasse i områder der rei-

nen forstyrres ofte og beiteintensiteten reduseres. Tilsvarende antas beitetrykket å øke i områder der dyrene får ro og tid til å beite slik at lavvolum og biomasse av lav reduseres.

3.1.5 Reinens trekkveier i nærområdene til Rv7

Reinens trekkveier og kryssingspunkter langs Rv7 har vært forsøkt sammenfattet i flere utredninger (Jordhøy & Strand 1999a b, Strand m.fl. 2001). Disse vurderingene av reinens trekkveier over Rv7-traséen bygger både på arkeologisk materiale og opplysninger fra jegere og kjentfolk i området. I tillegg er det i enkelte områder også mulig å se trekkveiene i form av vegetasjonsslitasje og dyretråkk. Lokalkunnskapen som finnes om reinens trekkveier i området er også betydelig gjennom erfaringer som er gjort blant annet under jakt. Reinens trekkruiter kan sammenfattes i 14 ulike strekninger langs Rv7 (Bevanger m.fl. 2005).

1. *Våkavaet*. Dette kryssingspunktet er regnet for å være mest brukt i forbindelse med vår- eller vintertrekk. Dokumentasjonen av denne trekkveien stammer i hovedsak fra observasjoner av dyr som har vært på vinterbeite i områder nord for Rv7 på trekk sørover for kalving. Sporing av flokker kan indikere at dyrene som krysset her hadde forsøkt å krysse veien lenger øst, men at de først lyktes etter å ha fulgt veien vestover til dette punktet.

2. *Krossdalen*. Denne passasjen dekker en strekning på 500-600 meter i østlig retning fra bunnen av Krossdalen. Tilgjengelige observasjoner indikerer at dette i all hovedsak har vært et nordgående trekk. Under siste overbeittingsperiode (på slutten av 1970-tallet og tidlig 1980-tall) brukte dyrene nordvidda vesentlig mer på nordlig trekk og under jakta. Funn av dyregraver i nutene øst for stølen i Krossdalen og lenger nord i området mellom Svartetjønningen og Fisketjønningen gir også sikre holdepunkter for at dette har vært et mye brukt trekkområde i historisk tid.

3. *Gjerebotn*. Dokumentasjonen på denne trekkruta viser i hovedsak et nordlig trekk i retning Gjerebotn på vestsida av Dyranut.

4. *Høgdestein*. Også dette er en passasje som strekker seg over noen hundre meter i området mellom Høgdesteinen og vestsida av Skiftessjøen. Trekkveien er dokumentert brukt gjennom hele året, både i nordlig og sørlig retning, og er regnet for å være en av de viktigste trekkkorridorene over Rv7-traséen.

5. *Østsida av Skiftessjøen*. Fra lokalt hold er dette i hovedsak regnet for å være et sommer-/høsttrekk for bukk som kommer nordfra, og som krysser veien på vei sørover. Tidligere var dette mye brukt i forbindelse med jakta. Data fra "GPS-prosjektet" viser også at fostringsdyr har brukt denne ruta både på nordlig og sørlig trekk.

6. *Dyraheii og Lågahæ*. Dette er i følge tilgjengelige opplysninger et sørlig trekk som i all hovedsak har vært brukt av bukk om høsten og ettersommeren.

7. *Halnekollen-Halnetunga*. Denne trekkpassasjen er noe kompleks og består både av et sørgående bukketrekk om høsten og et høst-/vintertrekk i både nordlig og sørlig retning. Funn av ledegjerder nord for Halnekollen og i tilknytning til vassfangst på Krækkja, gir også klare indikasjoner på at dette var en viktig trekkkorridor tidligere. Observasjoner fra jakta kan indikere at dette trekket opprinnelig hadde en mer direkte linje fra vestsida av Halnekollen og ut på vestsida av Halnetunga. Observasjoner begrenser seg til kryssing av veien øst for Halnestølen under jakta.

8. *Båtsjønn*. Observasjoner av at dyrene har krysset her stammer fra jakta, og en kan ikke se bort fra at aktiviteten skyldes jaktsituasjoner og jegere som har påvirket trekket lenger vest ved Halnekollen–Halnetunga.

9. *Fagerheim*. Dette er et nordgående trekk som har vært i bruk om vinteren.

10. *Lappestein*. Dette er et trekk som går både i nordlig og sørlig retning.

11. *Lægreidvatnet*. Observasjonene herfra indikerer at dette er et sørgående vintertrekk.

12. *Veahovda*. Dette er et nordgående trekk som har vært i bruk om vinteren hvor dyrene også krysser over isen på Ørteren.

13. *Ørteren*. Tilgjengelig informasjonen plasserer dette som et sørgående bukketrekk om høsten.

14. *Ørterstølen*. Dette er et nordgående vintertrekk som har vært i bruk når dyrene har kommet østfra langs kantene mot Ustevatn.

Sammenfatningsvis er det fem hovedområder som framstår som aktuelle trekkpassasjer for villrein. Grovt sett ligger disse mellom Våkavaet-Dyranut i vest, Høgdestein-Skiftessjøen, Halnekollen-Båtstjønn, Fagerheim-Lappesteinen og øst for Ørteren. Arkeologisk materiale tyder på at det i tillegg til disse områdene også har vært betydelig trekkaktivitet i områdene rundt Haugastøl i historisk tid. Det er bl.a. gjort mange funn av gamle fangstanlegg rundt Ustevatn (Jordhøy & Strand 1999a, b). Disse områdene er i likhet med områdene rundt Sysenvatnet i sterk grad påvirket av hyttebygging og menneskelig ferdsel og har i svært liten grad vært benyttet av villrein i nyere tid. Det er derfor i første rekke områdene oppe på fjellplatået ved Våkavaet-Dyranut-Skiftessjøen og området ved Halnetunga og Lappestein som framstår som aktuelle trekkkorridorer for villrein i dag.

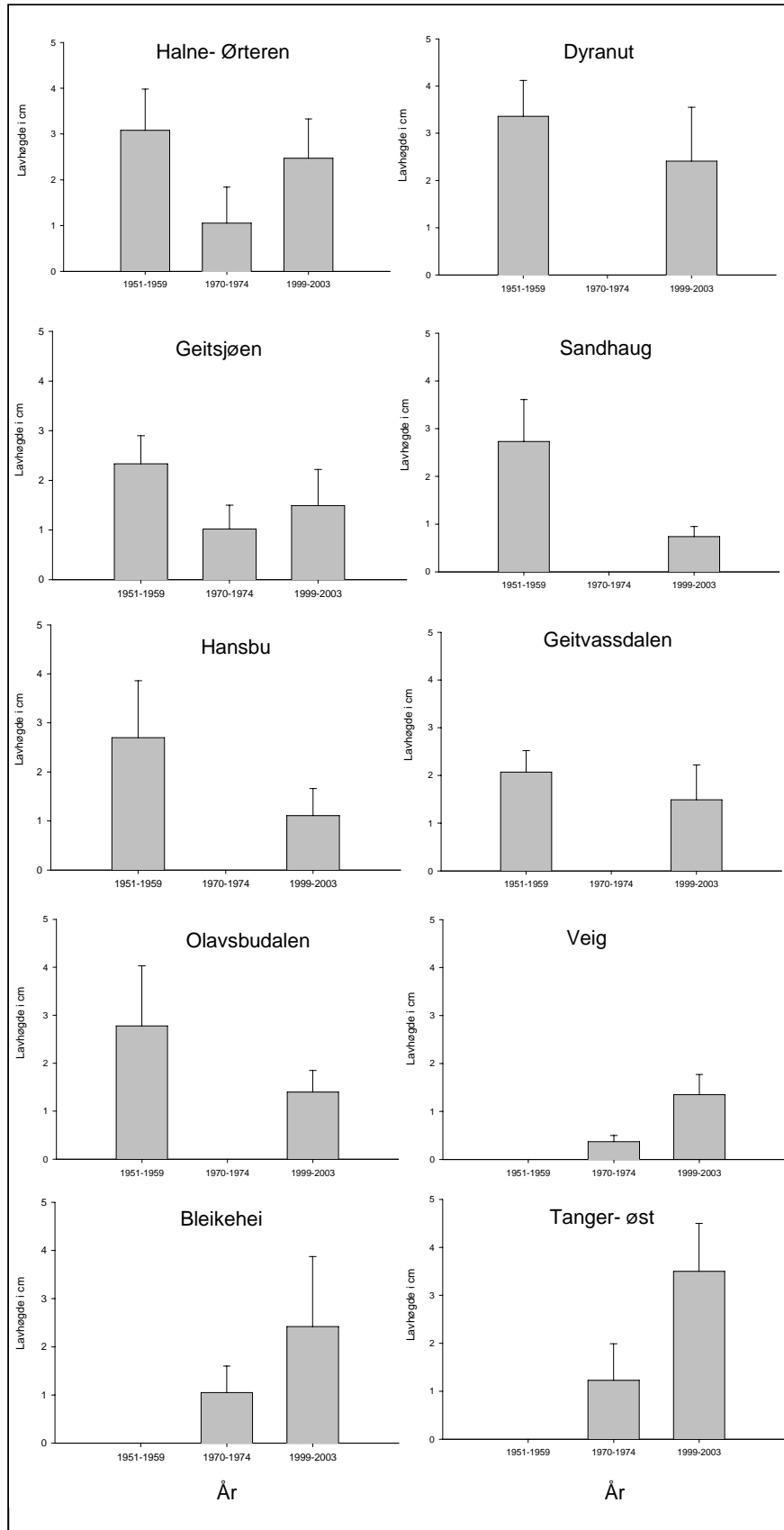
3.2 Beitegrunnet

3.2.1 Vinterbeitenes utvikling - bakkemålinger

Det var betydelige regionale forskjeller både i lavdekning, lavhøyde og hvordan lavdekningen har endret seg siden 1951 (figur 8). 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 8). Tilsvarende var dekningsgraden på 1950-tallet gjennomgående høyere enn på 1970-tallet og fra 1970 fram til den siste perioden i 1999-2003 har det vært en økning i frekvensen av områder med stor lavdekning (Strand m.fl. 2004). 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 9). Dette er motsatt av det en finner i mer sentrale områder, som ved Hansbu, i Olavsdaalen og ved Sandhaug, hvor både lavhøyde og dekningsgrad var betydelig høyere i perioden 1950-1959 enn i 1999-2003 (figur 8).

Mønsteret som fremkommer er at det har vært betydelig økning i lavhøyde og dekningsgrad for de viktigste beitelavene fra 1970 til perioden 1999-2003. Dessverre er det ikke tilgang til et mer omfattende datasett fra perioden 1970-1999. Hyppigere målinger i denne perioden ville utvilsomt gitt 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.

Reinlavdominerte vindrabber og lerabber viser i store trekk den samme trenden som på de mer vindeksponerte og gulskinndominerte 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 framtrædende. 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.

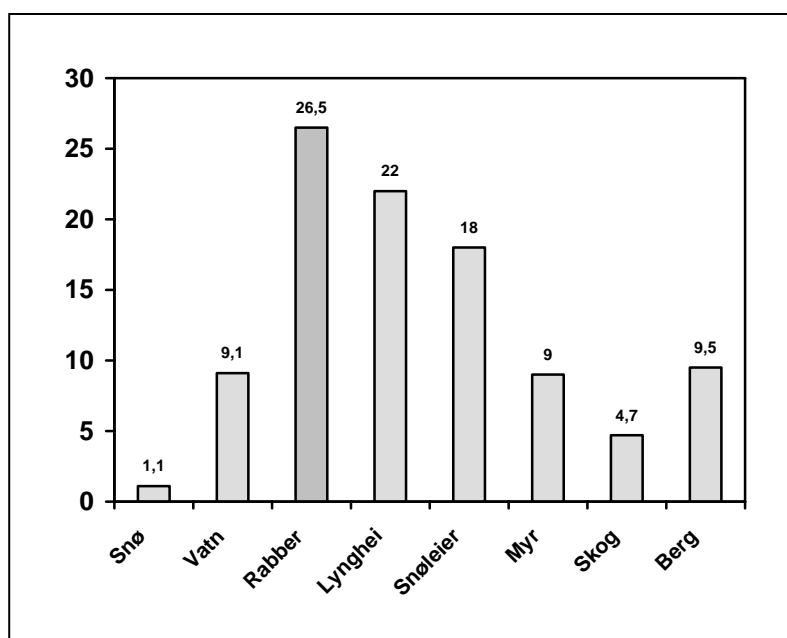


Figur 8. Gjennomsnittlig lavhøyde på gulskinn-dominerte vindrabber i ulike deler av Hardangervidda i perioden 1951-2003 (etter Strand m.fl. 2004). Sammenligninger av lavhøyde i perioden 1951-2003 og mellom de ulike undersøkelsesområdene viser at det er betydelige temporære og romlige forskjeller i lavhøyden. Det er også regionale forskjeller på gjenveksten av lav, med 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).

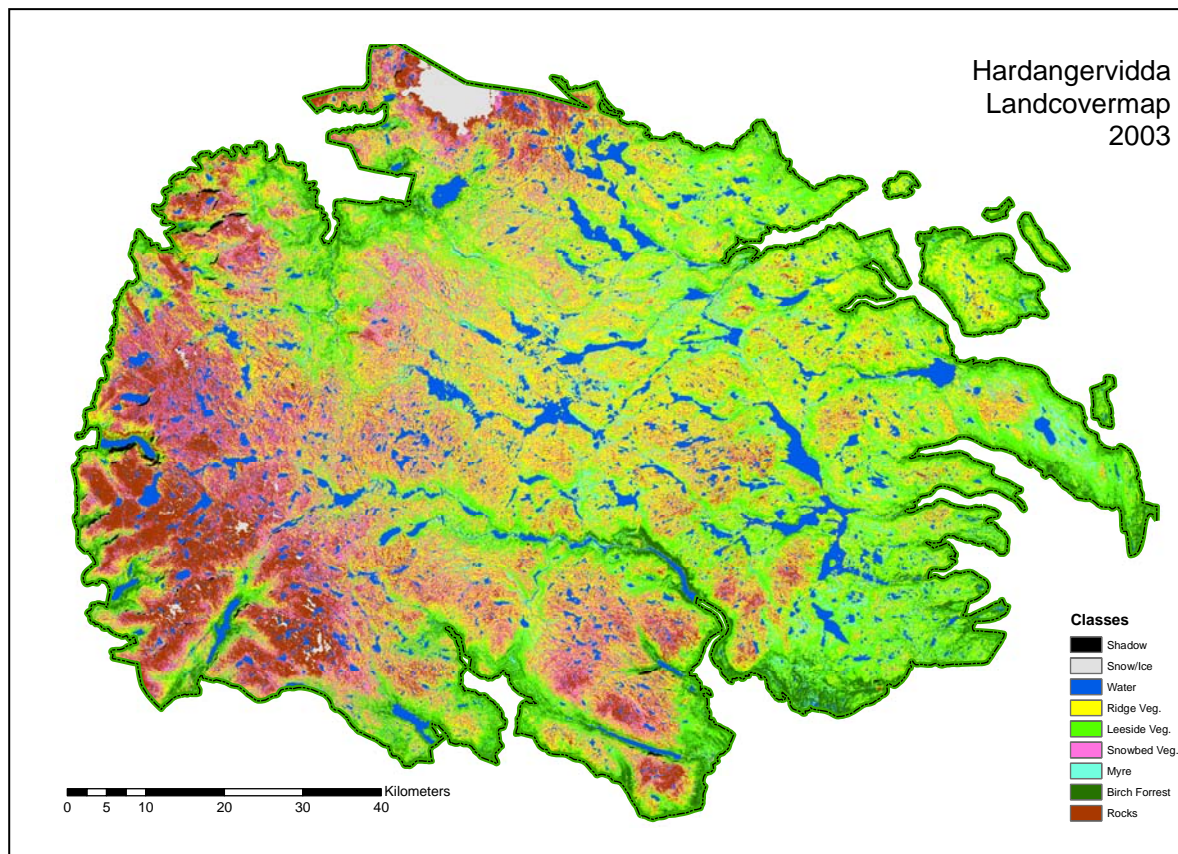
3.2.2 Arealdekkkart og fordeling av sesongbeiter

Det er foretatt en grov inndeling av vegetasjonstypene eller arealdekkklassene som er brukt i kartleggingen på Hardangervidda. Arbeider som har vært gjort tidligere har studert vegetasjonssammensetningen i større detalj, og benyttet langt finere inndeling av vegetasjonen. På tross av at det i dette prosjektet er operert på en relativt grov skala bidrar en kartlegging på dette nivået til å visualisere mange av de geografiske gradientene som kjennetegner landskapet. For eksempel ser en at de høytliggende områdene i sør-vest og rundt Hardangerjøkulen i nordvest også har relativt lite vegetasjon, men at snøleiene forekommer relativt hyppig i områdene rundt Hardangerjøkulen. Tilsvarende er de sentrale og østlige områdene langt mer vegetasjonsrike, og lyngheiene dominerer store deler av dette landskapet. Totalarealet av de ulike vegetasjonsklassene er vist i figur 9 og 10.

Gaare & Hansson (1989) fant at ca. 14 % av Hardangervidda kunne klassifiseres som lavbeiter og at ca. 32 % av totalarealet var uproduktiv mark (vann, snø/is og bart berg eller blokkhav). Dette prosjektets analyser gir et estimat av rabbesamfunnene som er vesentlig større enn dette (26,5 %, figur 9). Reinbeitene på Hardangervidda ble reklassifisert fra fly i 2004 (Gaare m.fl. 2004) og det ble funnet at frekvensen av områder som var klassifisert som lavhei hadde økt, og at dette hadde skjedd samtidig med observert nedgang i andel uproduktiv mark (Gaare m.fl. 2004). Dette ble forklart med en generell gjenvækst i lavmattene. Dette støttes også av våre data som har beregnet at gjenvæksten i lavmattene har vært ca. 80 % i perioden 1984-2003 (se avsnitt 3.2.4). Avviket mellom Gaare & Hanssons (1989) undersøkelser og dette prosjektets beregninger, som gir en vesentlig større andel rabber og mindre uproduktiv mark, kan derfor til en viss grad forklares med økningen i lavmattene som har ført til at vi i dag klassifiserer en større del av de lavfattige områdene som rabber. Det er imidlertid fortsatt en forskjell på Gaare m.fl. (2004) resultater og dette prosjektets beregninger basert på LANDSAT 5 fra 2003, med noe større andel rabber og mindre uproduktiv mark. En mulig forklaring på dette avviket er at vi har inkludert områder som er relativt lavfattige i vår definisjon av rabber mens Gaare m.fl. har definert disse områdene som uproduktiv mark.



Figur 9. Fordeling av de ulike arealdekkklassene innenfor Hardangervidda basert på klassifisering av LANDSAT 5-opptak i august 2003.



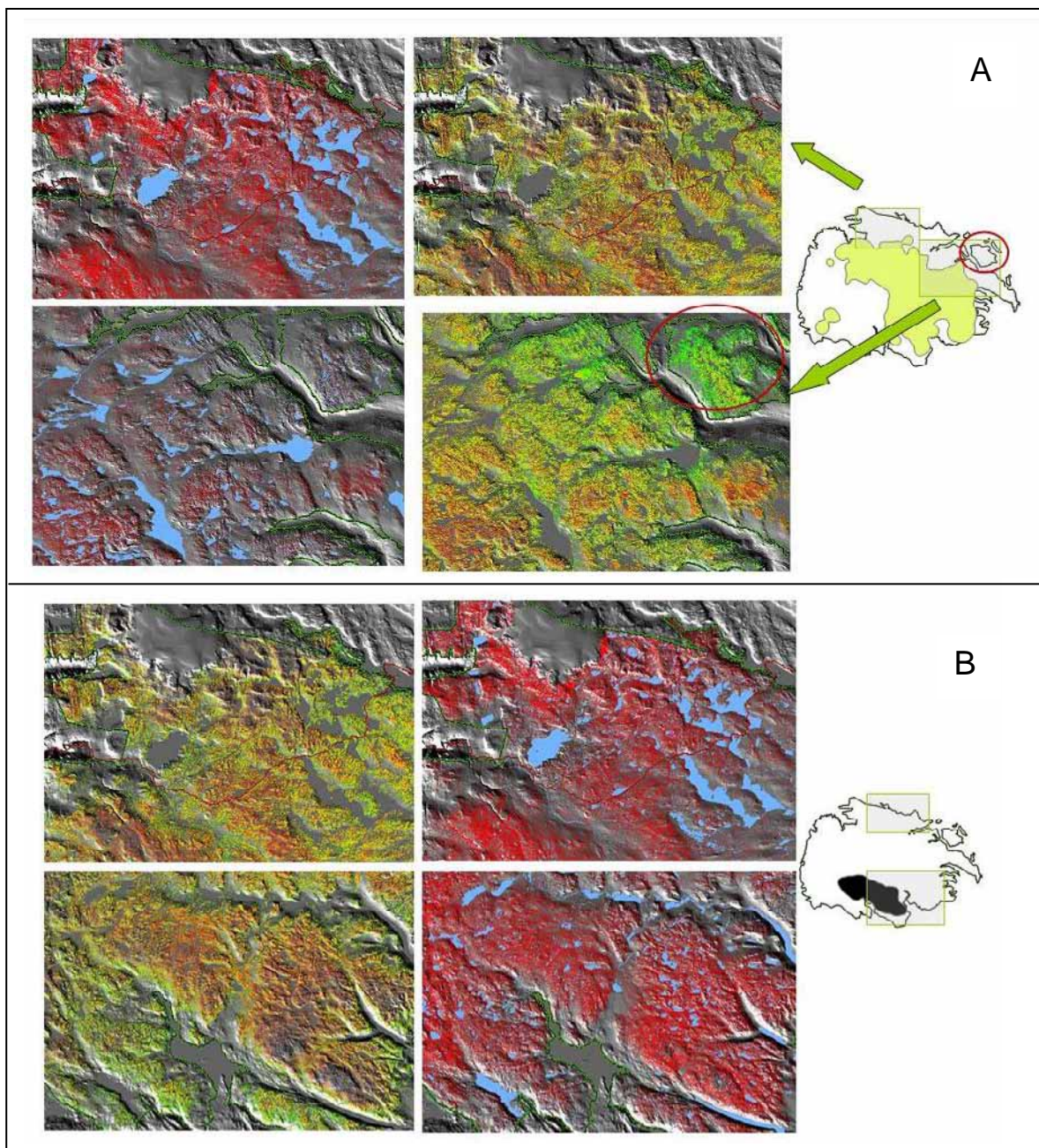
Figur 10. Arealdekkkart for Hardangervidda basert på kNN-metoden.

3.2.3 Villreinens beiter i nærområdene til Rv7

For å kunne vurdere verdien av nærområdene til Rv7 for villrein er det viktig å ta hensyn til hvilke beiteressurser som finnes i dette området, kvaliteten på disse og ikke minst tilgjengeligheten. Ved hjelp av fjernmåling og kartlegging av ulike vegetasjonstyper er det mulig å se hvilke ressurser som primært finnes i dette området sammenlignet med andre deler av Hardangervidda. Områdene rundt Hardangerjøkulen er høytliggende og preges av en betydelig snødekning vinterstid. Vinterbeitene er derfor sparsomme rundt selve Hardangerjøkulen, men bedre lenger øst og langs Rv7. Fordelingen av rabbesamfunn med varierende innslag av beitelav (figur 12), viser at området nord for vegen har en del rabber relativt fattige på lav. Dette skyldes trolig høyden over havet og at det hovedsakelig er rabber som domineres av gras og starr med lite beitelavinnslag. Dette i motsetning til mer østlige deler av "Rv7 området" hvor rabber med større lavdekning er mer representert. Disse forskjellene er også relativt tydelige dersom Rv7-området sammenlignes med et mer typisk vinterbeiteområde. En ser da at rabbene utgjør en betydelig større del av arealet og at rabbene er langt mer lavrike sammenlignet med rabbene rundt Hardangerjøkulen. Det er tidligere påpekt at de ulike arealdekkklassene er ulikt fordelt på Hardangervidda, og at vinterbeiteområdene inneholder en større andel rabber mens sommerbeiteområdene synes å inneholde en større andel snøleier. Jøkulområdet er svært rikt på snøleier (figur 11), og sommerbeiteområdene som reinen har brukt i løpet av de siste årene har en vegetasjonsfordeling som minner mye om det en finner i nærområdene til Hardangerjøkulen.

Tradisjonelt synes selve jøkulområdet i all hovedsak å ha vært et sommerbeiteområde og at det særlig er bukker som har hatt tilhold rundt jøkulen. Prosjektets data fra vegetasjonskartleggingen støtter dette. Topografien i området, med hyppige vekslinger mellom forsengkninger og høydedrag, sammen med sein framsmelting av snøleier bidrar til dette og gir trolig bukkene et godt beitetilbud samt muligheter for å unngå den verste insektplagen. Områdene langs Rv7

og nord og øst for vegen er rikere på lavbeiter og har mindre snødekning og tilbyr derfor reinen områder som også har verdi som vinterbeiter.



Figur 11. Fordeling av snøleier og lavrabber i områdene nord for Rv7 (øverste bilder i A og B) sammenlignet med et typisk østlig vinterbeiteområde (A) og sommerbeiteområde (B). Rød farge indikerer snøleier, mens oransje til grønn gradient angir biomasse i lavheiene, der grønt indikerer mest lavbiomasse.

3.2.4 Endringer i lavbeitene – fjernmåling

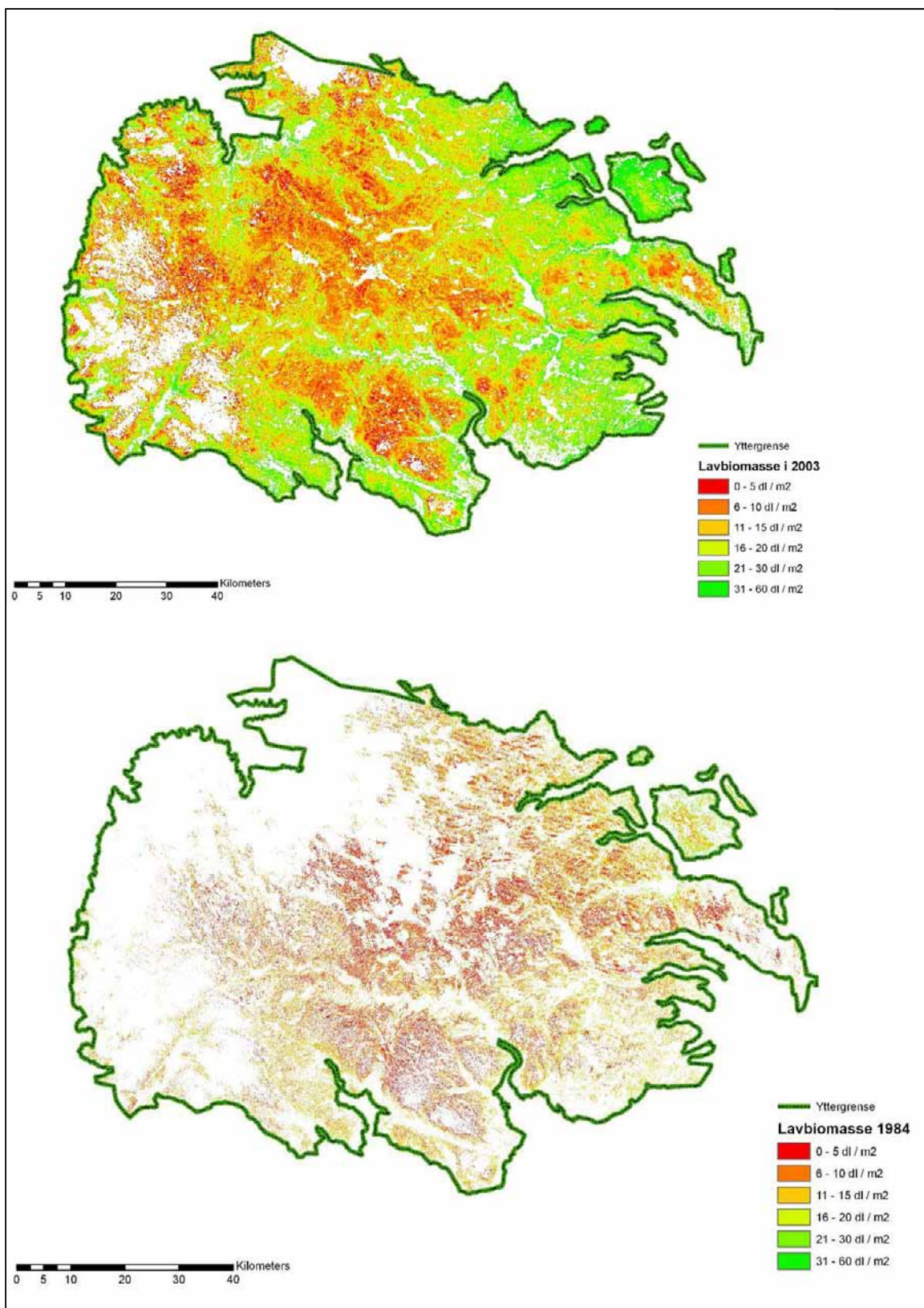
Metodeutviklingen i prosjektet har gjort det mulig å produsere et detaljert arealdekkkart for Hardangervidda og beregne den stedvise mengden av beitelav (se avsnitt 2.2.3, 2.2.4 og 2.2.5). Beregningene viser to hovedtrekk. For det første at det er betydelige romlige gradienter i lavbeitemengden, med redusert lavvolum i sentrale deler av området og generelt større lavvolum i ytterkantene. Dernest at det har vært betydelige endringer i lavbeitene. Biomassen av beitelav var betydelig mindre i 1983, som er det eldste bildet det har vært mulig å analysere. I tillegg til dette er et LANDSAT-opptak fra 1994 analysert, som viser at de største endringene har funnet sted i løpet av den siste 10-årsperioden. Hovedtrekkene i disse resultatene samsvarer med bakkemålinger som ble gjort på 1950-tallet (Tveitnes 1980) og en flytaksering som ble foretatt i 1988 (Gaare & Hansson 1989; se avsnitt 3.2.1). Den romlige gradienten med større lavvolum i områdets ytterkanter er synlig gjennom hele denne perioden og indikerer således at reinen gjennom overbeittingsperiodene har hatt en arealbruk som reflekteres i sterkere beiteslitasje i de mer sentrale områdene (figur 12).

3.2.5 Vinterbeitekvaliteten i nærområdene til Rv7

I en tidlig fase av prosjektet ble det innsamlet en større mengde data hvor vinterbeitekvaliteten i områdene sør for Rv7 ble taksert. Dette ble gjort ved å legge ut transekter fra Rv7 og inn til Lågenvassdraget. Langs transektene ble dekningsgraden av beitelav målt sammen med høyden på lavmatta på rabbene som domineres av gulskinn (*Cetraria nivalis*). Andre typiske lavarter på denne rabbetypen er gulskjerpe (*Cetraria cucullata*), rabbeskjegg (*Alectoria ochroleuca*), jervskjegg (*Alectoria nigricans*) og islandslav (*Cetraria islandica* og *C. ericetorum*) (Fremstad 1997). I tillegg til å registrere tykkelsen på lavmatta og dekningsgraden (% av arealet som er lavdekt) ble også avbeittingsgraden avledet som den prosentvise arealdelen som ikke er dekt med vegetasjon (humus og strøfall). Transektene fra Rv7 ble lagt med tre kilometers avstand. Innen hvert transekt ble lavbeitene taksert for hver tredje kilometer, slik at målingene er fordelt innenfor et 3x3 km rutenett. Innen hvert av disse punktene ble det utført fem målinger av lavdekning, avbeittingsgrad og lavhøyde. Hvert takseringspunkt ble georeferert med en GPS-posisjon slik at de romlige analysene kunne foretas i en GIS-plattform (Arc View). Digitale kartgrunnlag i målestokk 1:250 000 ble brukt for avstandsberegninger mellom hvert takseringspunkt og Rv7, vintermerkete skiløyper og turisthytter.

Analyseresultatene synes entydige i forhold til at det er en påvisbar avvisningseffekt av Rv7 og turisthyttene på villrein innenfor det takserte området (Strand m.fl. 2001a). Dette gjelder både lavhøyde, volum av beitelav og avbeittingsgrad. I samtlige analyser tillegges avstanden til Rv7 størst vekt, og denne faktoren forklarer 21-40 % av den forklarte variasjonen i modellene (tabell 5, figur 13). Det ble brukt et faktorielt design i disse analysene, og Akaiikes informasjonskriterium (AIC) (Akaike 1974) ble benyttet for å velge den beste av de ulike modellalternativene (tabell 5). Analysene indikerte at effekten av Rv7 er målbar over avstander som strekker seg fra 0-7 km fra selve vegen. Resultatene er mer uklare i forhold til effektene av turisthyttene og løypenettet, men antyder at det er en signifikant endring i lavvolum og lavhøyde nær hyttene (tabell 5).

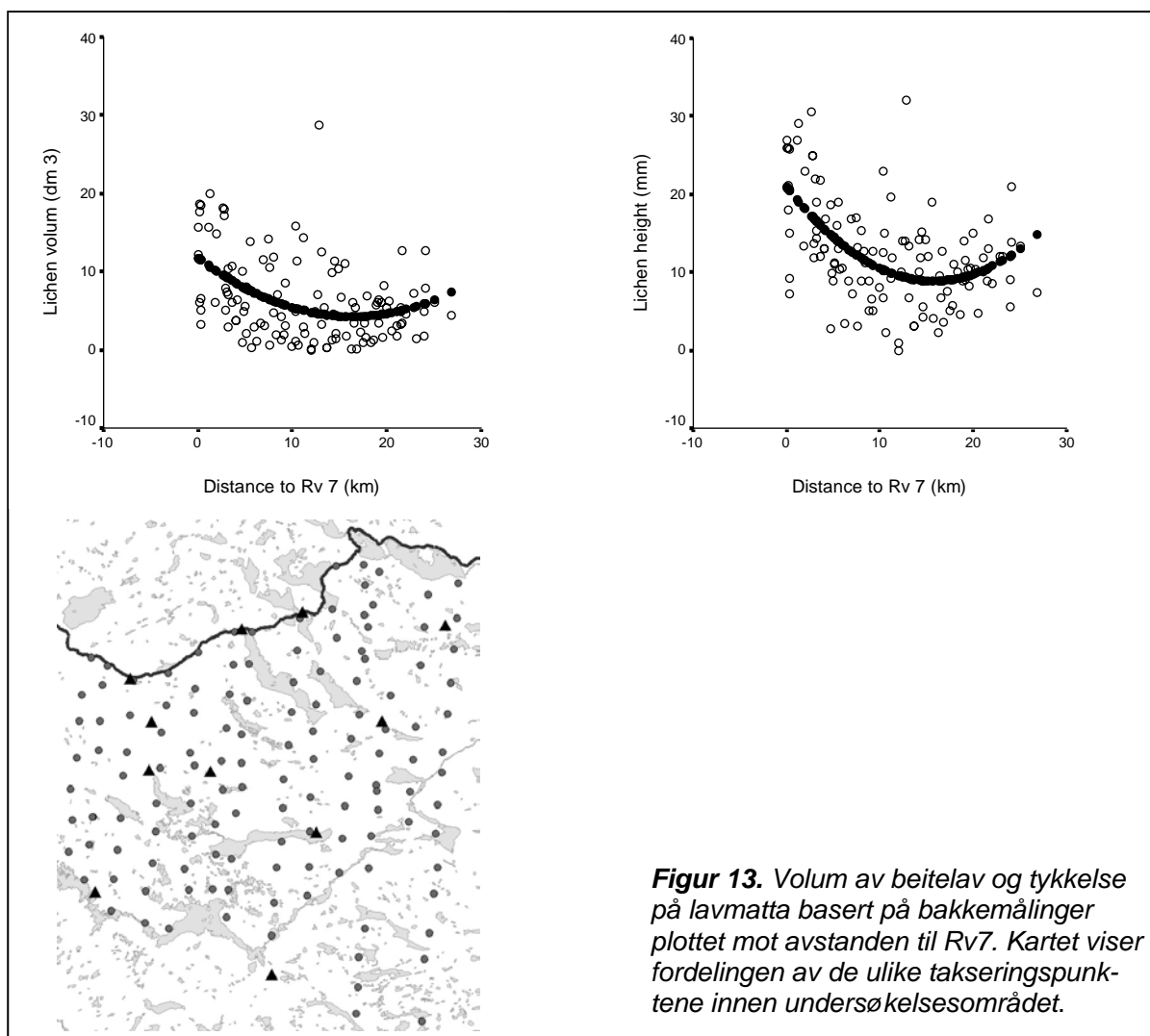
En svakhet ved undersøkelsene er at analysene utelukkende er basert på målinger av beitene, og at en på dette tidspunktet i prosjektet ikke hadde data som viste tettheten av rein eller reines beitetrykk. I avsnittene om reinens arealbruk og analysene av satellittbildene blir datasettet underkastet en mer helhetlig analyse.



Figur 12. Beregnet lavbiomasse fra LANDSAT 5 på Hardangervidda i 2003 (øverste figur) og i 1984 (nederste figur). Den nederste figuren preges av at deler av området var dekket av skyer da LANDSAT 5-bildet ble tatt (skyer er maskert ut som hvite felter).

Tabell 5. Ulike modeller som forklarer variasjonen i tykkelsen på lavmatta (A) og volum av lavmatta (B). Den beste modellen for hver av analysene er vist med uthevet tekst. Δ AIC (endringen i AIC-kriteriet) er vist for samtlige modeller, en endringsfaktor på 2 er normalt regnet som signifikant.

Avhengig variable	Uavhengige variable	df	F	P	AIC	Δ AIC
A: Tykkelse på lavmatta	Avstand til Rv7	1, 474	1.59	0.208	3646.3	3.6
	Avstand til turisthytter	1, 474	0.00	0.980		
	Avstand til Rv7*avstand til turisthytter	1, 474	0.08	0.784		
	Avstand til Rv7	1, 475	33.61	<0.001	3644.4	1.7
	Avstand til turisthytter	1, 475	0.32	0.570		
	Avstand til Rv7	1, 475	36.41	<0.001	3642.7	0
B: Volum beitelav	Avstand til Rv7	1, 474	1.14	0.286	412.4	3.4
	Avstand til turisthytter	1, 474	0.13	0.712		
	Avstand til Rv7*avstand til turisthytter	1, 474	0.01	0.940		
	Avstand til Rv7	1, 475	14.28	<0.001	410.4	1.4
	Avstand til turisthytter	1, 475	0.56	0.454		
	Avstand til Rv7	1, 475	16.02	<0.001	409.0	0



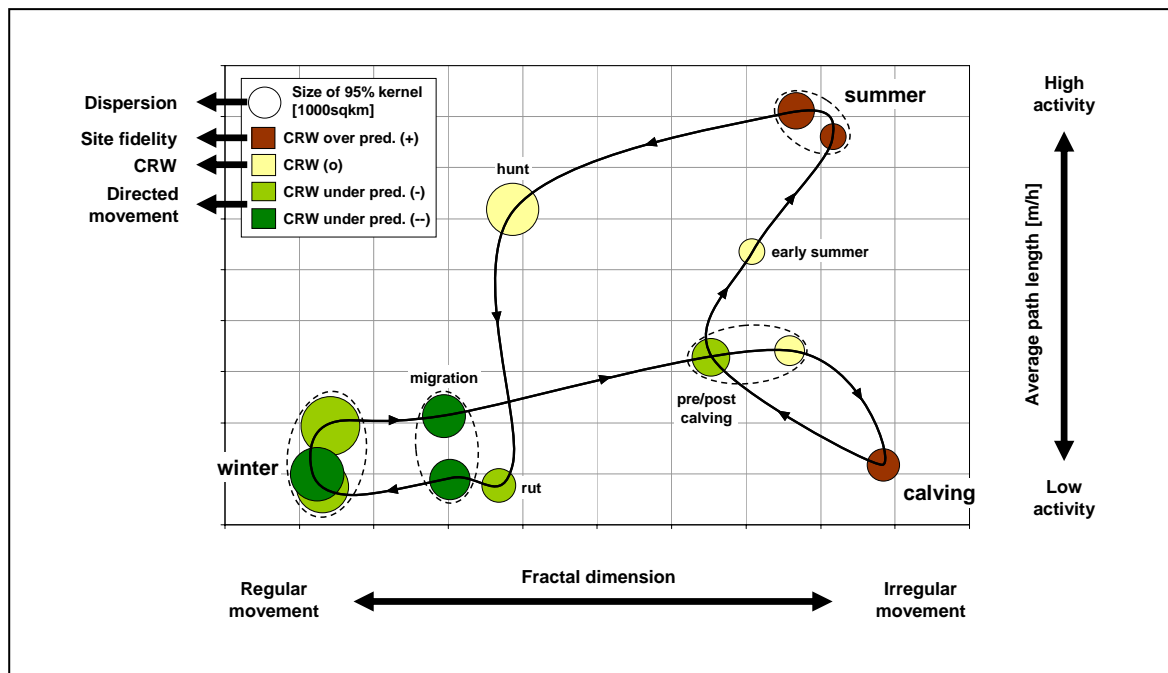
3.3 Villreinens arealbruk

3.3.1 Reinens arealbruksmønster gjennom året

Resultatene viser at reinen på Hardangervidda har et "syklisk" eller migrerende arealbruksmønster. Dette illustreres ved f.eks. å ta utgangspunkt i seinvinteren og migrasjonen som reinen har fra vinterbeitene til kalvingsområdene. Dataene viser at dyrene på denne tiden har relativt retningsbestemte vandringer, og at de beveger seg nokså lite hver dag (figur 14). Fram mot kalving migrerer eller vandrer de inn i kalvingsområdene på vestvidda, og beveger seg etter hvert raskere og på en mindre retningsbestemt måte. Når kalvinga inntreffer har de svært irregulære bevegelser og beveger seg over korte avstander. Dette i motsetning til om sommeren når de har et svært høyt aktivitetsnivå, innenfor et geografisk sett lite område. Når jaktperioden starter beveger de seg i gjennomsnitt over kortere distanser, men har mer retningsbestemte bevegelser og bruker et større område sammenlignet med sommerperiodene (figur 14).

Gjennom brunsten og fram mot en ny vinter synker aktivitetsnivået igjen og dyrene beveger seg på nytt over relativt korte avstander, og har mer retningsbestemte vandringer i vinterbeitene. Sett over flere år har reinen et repetert eller "syklisk" arealbruksmønster som er forsøkt illustrert med en strek trukket gjennom de ulike sesongene (figur 16). Ved å betrakte årstidene samlet er det tydelig at dyrene har et økt aktivitetsnivå om sommeren og høsten. At insektsplage om sommeren har slike effekter på reinens atferd er dokumentert en rekke ganger (Toupin m.fl. 1997, Moerschel & Klein 1997, Colman m.fl. 2001b, 2003) og kan ses som en rovdyr- eller predatorinitiert reaksjon som medfører endrete tidsbudsjetter og beiteopptak. Tilsvarende er dyrenes aktivitet tydelig redusert under kalvinga, noe som lar seg forklare med at simlenes bevegelser på denne tida blir begrenset av kalvene som er mindre mobile (f.eks. Schaefer & Luttich 1998).

Det er grunn til å understreke at inndelingen av reinens arealbruksmønster er gjort med en kvantitativ analyse, utelukkende basert på data fra GPS-halsbåndene. Det er m.a.o. ikke gjort antagelser eller foretatt inndeling av datasettet i predefinerte kategorier. Denne framgangsmåten, og bruken av kvantitative metoder for å dele inn datasettet i ulike sesonger, har en klar fordel ved at det er mulig å være relativt sikre på at den beregnede, romlige og temporære variasjonen i reinens arealbruksmønster har en biologisk forklaring (Falldorf & Strand 2006). For å se på funksjonaliteten i reinens arealbruk kan vi se nærmere på tre ulike sesonger - kalving, sommer og vintersesong (figur 14).



Figur 14. Sammendrag av arealbruksanalysene på Hardangervidda. Figuren viser hvordan bevegelsesmønstret (uttrykt gjennom fraktaldimensjonen og graden av regulære vs irregulære bevegelser) og bevegeshastighet (meter/time) samt stedtilhørighet (rød farge=stor, gul=middels og grønn=liten) varierer gjennom året. På bakgrunn av disse analysene er reinens arealbruksmønstre delt inn i 12 separate sesonger.

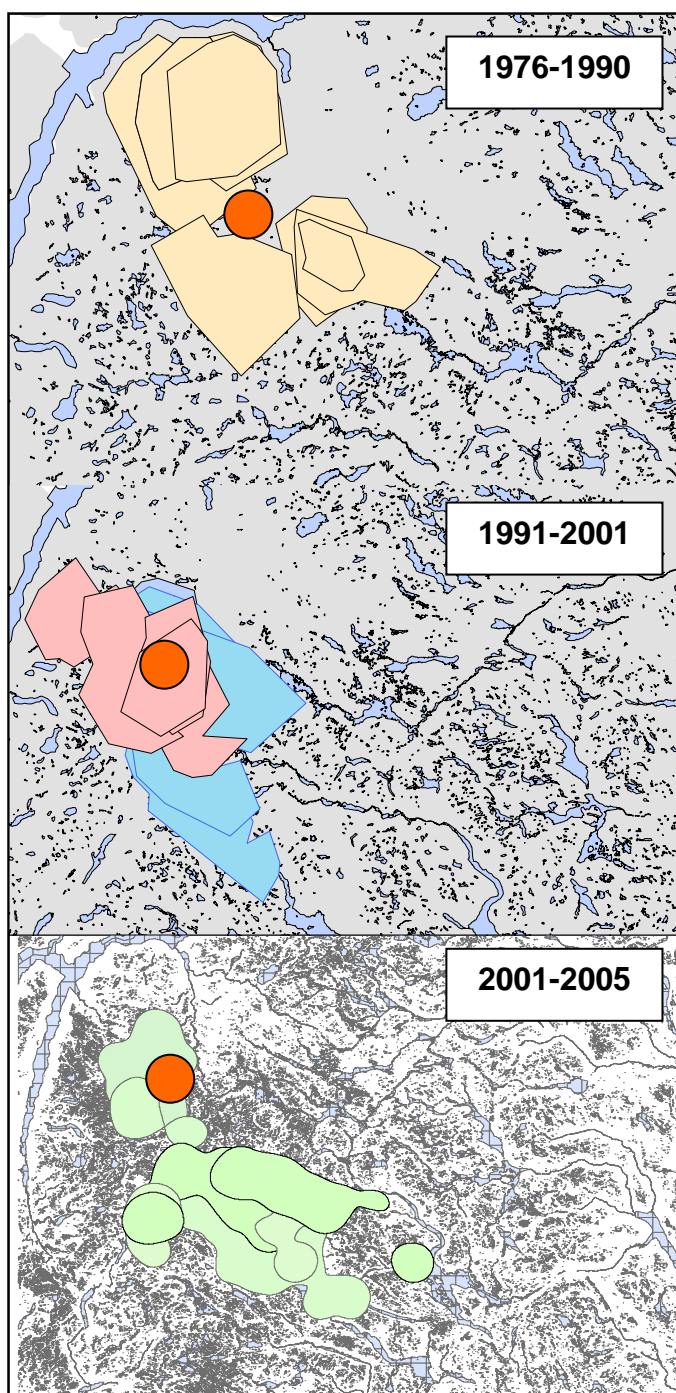
3.3.2 Reinens bruk av kalvingsområdene

Hardangerviddareinen er kjent for å ha kalvingsområdene på vestvidda (Skogland 1994), og det kan bidra til den generelle forståelsen av dynamikken i dyrenes arealbruk å se nærmere på bruken av disse. Kalvinga er overvåket siden slutten av 1970-tallet, og det er derfor mulig å se hvordan kalvingsområdene har variert over tid. Årlig er det foretatt en grovskala kartlegging med bakgrunn i feltnotater der en hvert år har forsøkt å avgrense områder hvor det er observert kalving (figur 15). Det er ikke data tilgjengelig for hvert år, og data fra 1978, 1979, 1980, 1981, 1982 og 1991 mangler. Kartframstillingen er derfor skjematisk og gir ikke en fullstendig og fullt ut objektiv beskrivelse av kalvingsområdene. Hovedtrekkene i områdene som brukes er imidlertid mulig å beskrive ut fra foreliggende data.

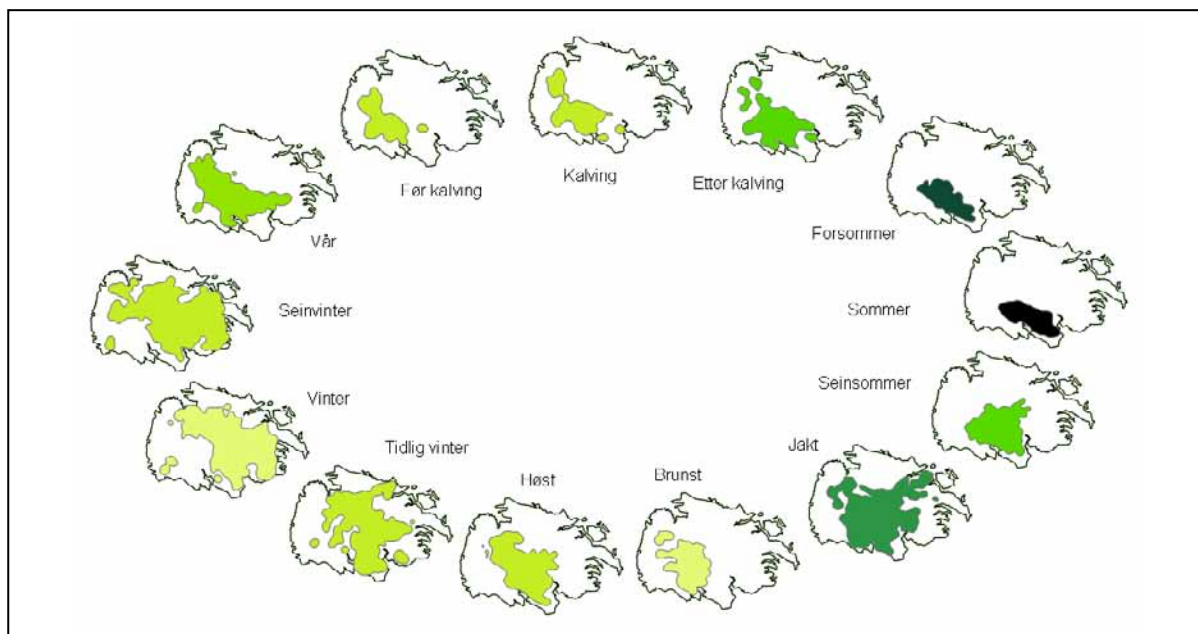
Fram til og med 1990 indikerer datasettet at dyrene i hovedsak har kalvet i områdene nord for Hårteigen i Ullensvang og Eidfjord kommuner. I tiårsperioden etter 1992 kan det se ut til at de også i større grad har brukt områder sør for Hårteigen mot Holmavatnet og Kvennsjøen. I løpet av perioden med GPS-instrumenterte simler er det vist at dyrene i stor grad har brukt områdene mellom Songa, Valldalen og Hårteigen. Totalt utgjør arealene som er brukt til kalving i løpet av denne tidsperioden ca. 800 km². Sett over tid er det tydelig at både de mer kvalitative dataene og GPS-datasettet viser at det er en dynamikk også i reinens bruk av kalvingsområder. Sett over tid er det likevel tydelig at det er områdene rundt Hårteigen som oftest er brukt i kalvinga. Sammenlignet med andre sesonger er det tydelig at dyrene har større affinitet til kalvingsområdene enn for eksempel til vinterbeitene, eller områder som brukes i løpet av brunstida (se figur 14 og 16). Sammen med de atferdsendringene som er registrert ved å studere reinens forflytningsmønstre, gir dette et visst innblikk i kalvingsområdenes funksjonalitet. I perioden før kalving øker dyrene aktiviteten betraktelig og forflytter seg betydelig lengre pr. dag sammenlignet med vinter- og migrasjonsperioden før kalving (figur 14). I tida fram mot kalving

endrer de også forflytningsmønsteret fra å være relativt retningsbestemt om vinteren og under vårmigrasjonen, til langt mer irregulære bevegelser fram mot kalving.

En får et visst innblikk i kalvingsområdenes kvaliteter ved å sammenligne vegetasjonsfordelingen innen disse med resten av Hardangervidda og reinens leveområder i andre deler av året. En slik sammenligning viser at kalvingsområdene er relativt fattige områder med en betydelig overvekt av områder som er snødekte om sommeren og med mye bart berg (figur 17). En skal være forsiktig med for bastante tolkninger av disse observasjonene, og det er nødvendig med flere analyser før det er mulig å si noe presist om funksjonaliteten i disse atferds- og arealbruksendringene. Atferd og årsvariasjon i lokalisering av kalvingsområder kan indikere at bruken av disse dels er styrt av ytre faktorer som for eksempel snødekning eller snøbeskaffenhet, som kan ha betydning for vegetasjonsutviklingen seinere på våren.



Figur 15. Områder registrert som kalvingsområder på Hardangervidda i perioden 1976-2005. Øverste panel viser perioden 1976-1990, midterste panel perioden 1991-2001. Fra og med 1995 er vist i blått. Nederste panel for perioden 2001-2005 er basert på GPS-posisjoner. Sirkelen angir Hårteigområdet.

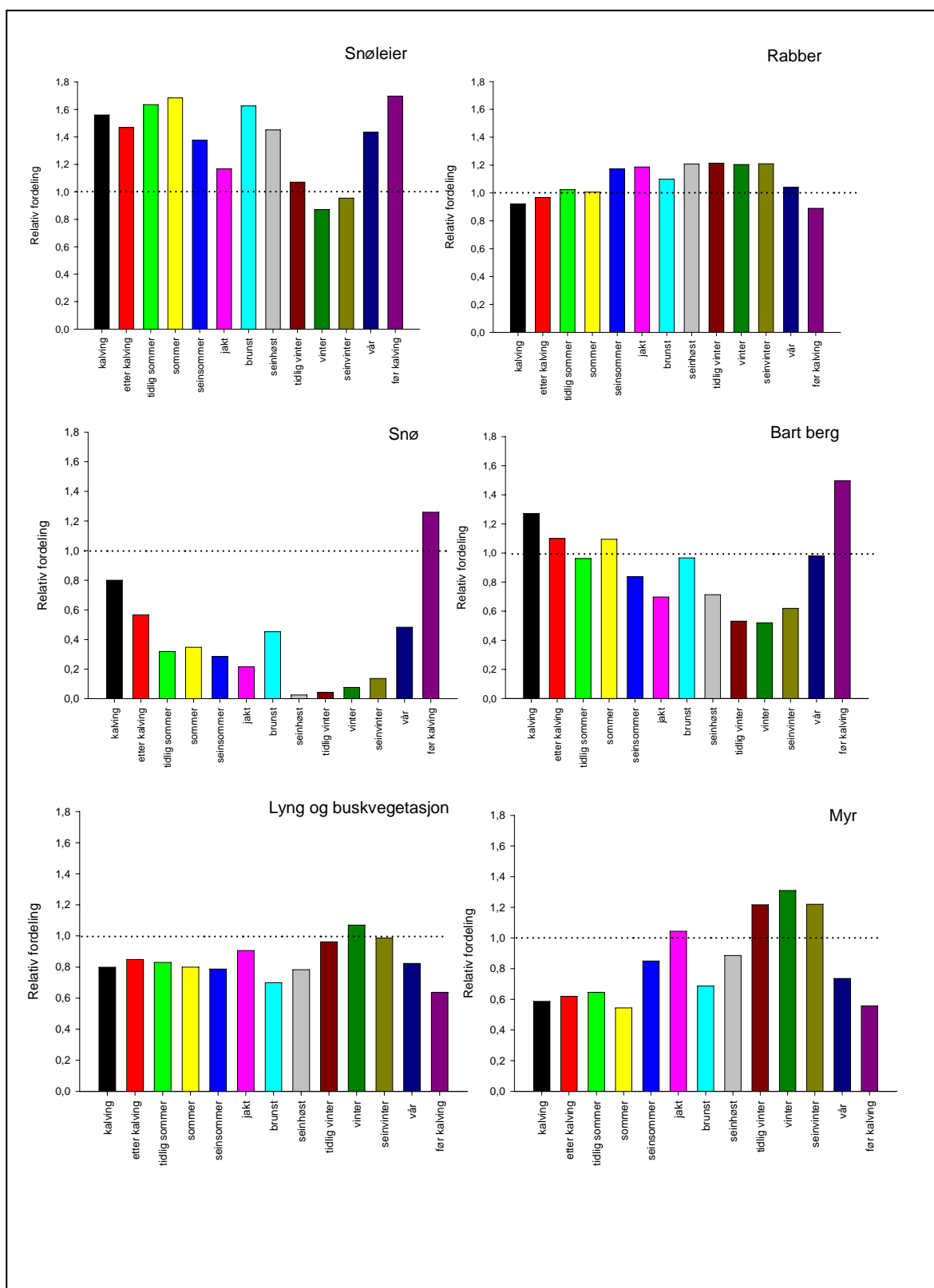


Figur 16. Reines arealbruk på Hardangervidda illustrert som 95 % kernel-estimer av tettheten av GPS-posisjoner i ulike årstider. Fargen indikerer grad av stedtilhørighet mellom år. Svart farge indikerer stort overlapp i arealbruk mellom år (ca. 80 %), grønn farge indikerer middels årlig overlapp, mens lys grønn farge indikerer liten stedtilhørighet (mindre enn 40 %).

3.3.3 Reinens bruk av sommerbeitene

Etter kalving, og fram gjennom forsommeren, går dyrene på nytt over i en periode der de ser ut til å ha et relativt retningsbestemt trekk, og aktivitetsnivået øker betraktelig fram mot midten av juni (figur 14). Tilsvarende aktivitetsøkning i tida etter kalving og fram gjennom sommeren er dokumentert i flere amerikanske villreinbestander og ser ut til å være et generelt fenomen som lar seg forklare som en effekt av insektsplage og endret beitesøk (Toupin m.fl. 1997, Moerschel & Klein 1997, Colman m.fl. 2001b, 2003). I løpet av sommermånedene har reinen sitt største aktivitetsnivå, og beveger seg innen et sterkt avgrenset område på sørsida av Kvenna. Ved å beregne den årlige overlappingen mellom områdene som reinen bruker i løpet av ulike sesonger finner en at det er gjennom forsommeren og sommeren (perioden 27.6.-6.8.) at dyrene har størst affinitet til sine leveområder. I denne perioden overlapper de årlige estimatene for leveområdene med drøyt 80 % mot ca. 40 % om vinteren og ca. 60 % i kalvinga.

Tilpasningen av datasettet til en korrelert "random walk modell" (CRW-modell) gir en klar overprediksjon av dyrenes bevegelser om sommeren (figur 16), hvilket betyr at de har et langt sterkere tilhold innen et avgrenset område i forhold til hva som skulle forventes ut fra bevegelsesaktiviteten alene. Dette i motsetning til for eksempel vinteren når de bruker et større område enn forventet. Sommersesongen er derfor den tida av året hvor reinen ser ut til å ha både det mest stabile og minste oppholdsområdet (figur 16). Reinens bevegelser på denne årstida er svært irregulære, og dyrene forflytter seg med stor fart mellom ulike deler av sommerbeitelandet. Distansen de legger bak seg hver dag er faktisk noe større enn det en ser under jakta hvor en normalt har regnet forstyrrelsesnivået som høyt (Skogland & Grøvan 1988, Wolfe 2000). Måten reinen beveger seg på er imidlertid vesensforskjellig. I løpet av jakta sprer dyrene seg over betydelig større områder, noe som kan tolkes som en forsvarsstrategi mot jegere som er spredt over hele området. Det er flere faktorer, og et sammensatt og så langt utestet årsaksforhold, som kan bidra til å forklare reinens bevegelsesmønster og habitatatferd om sommeren. I det følgende nevnes kort noen av disse faktorene og en del forhold det vil være naturlig å se på i større detalj hvis det blir anledning til å gjennomføre mer omfattende analyser av materialet.



Figur 17. Relativ fordeling av ulike arealdekkeklasser i reinens sesongvise leveområder. Relative verdier større enn 1 innebærer at leveområdet inneholder en større andel av denne vegetasjonsklassen enn gjennomsnittet for Hardangervidda. Tilsvarende indikerer verdier som er mindre enn 1 at leveområdet har mindre av denne arealdekkeklassen enn forventet fra gjennomsnittet for Hardangervidda. Se figur 16 for de sesongvise leveområdene.

Områdene som brukes i løpet av sommersesongen er av de minst menneskepåvirkede områdene, med bl.a. svært få stier eller hytter. Mot øst og nord avgrenses området i grove trekk av Møsvatnet og Kvenna (figur 18). Kvennavassdraget utgjør normalt ikke et stengsel for dyrene, og de har trekkpassasjer på en rekke steder langs vassdraget. Om sommeren når insektsplagen er stor, kan det imidlertid være at dyrene vegrer seg mot å gå ned i de laveliggende områdene langs vassdraget og at dette bidrar til at de holder seg i høyereliggende områder på sørsida av vassdraget.

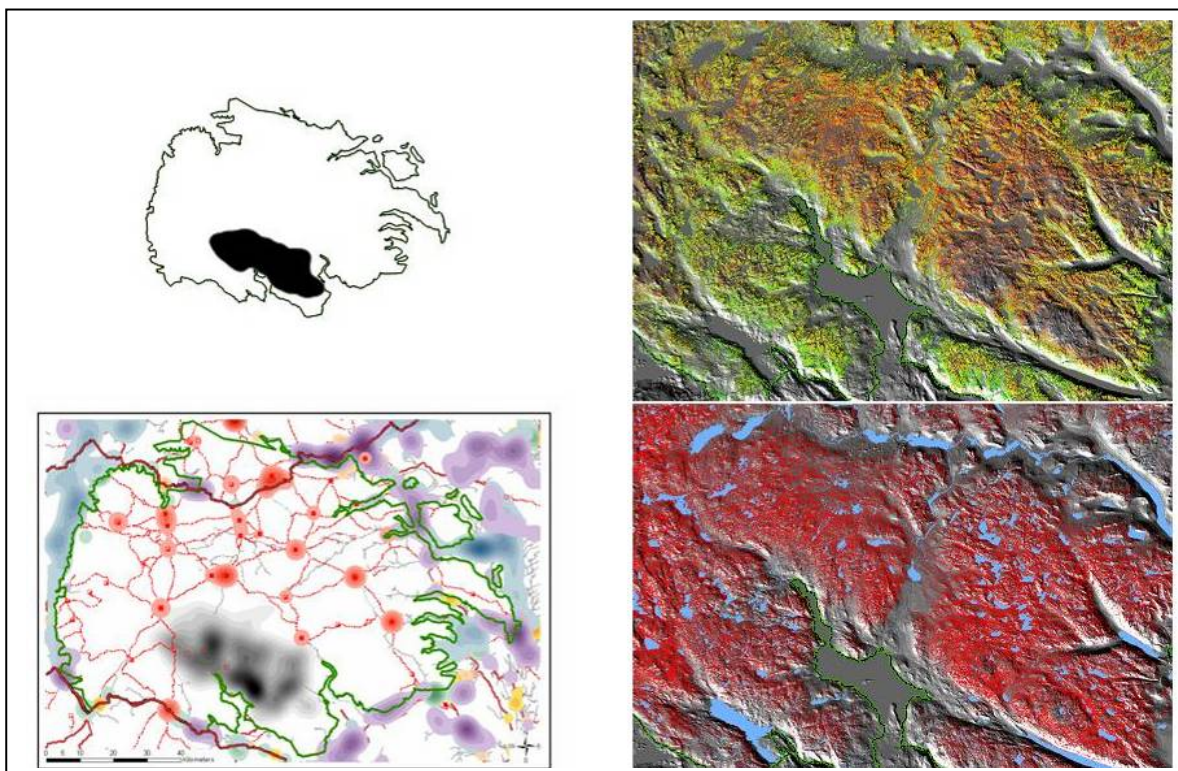
Som tidligere nevnt kan forstyrrelser fra menneskelig aktivitet fra et økologisk synspunkt sammenlignes med det som skjer når dyr utsettes for predasjon (Gill & Sutherland 2000, Wolfe 2000). Hardangervidda har opp gjennom tidene vært et ettertraktet utfartsterreng så vel for mennesker i omkringliggende bygder som bystrøk. Friluftslivsaktivitetene er mangfoldige både sommer og vinter og har særlig utgangspunkt i DNT sitt nettverk av merkede turstier og de overnattingsmulighetene som DNT-hyttene representerer. I tillegg til DNT-hytter finnes flere private fritidsboliger, og langs Rv7 en del fjellstuer (hoteller) som er åpne for turister store deler av året. De tradisjonelle friluftslivsaktivitetene har stort sett vært knyttet til fot- og skiturisme (opplevelsesturer), jakt og fiske. De senere år har det også kommet en del nye aktiviteter i kjølvannet av de mer tradisjonelle (terrengsykling, kjøring med hundespann, skisurfing m.m.). Hovedpoenget er imidlertid at det i store perioder av året er mye mennesker i fjellet som representerer en potensiell forstyrrelse for reinen. Når effektene av Rv7 i forhold til rein skal evalueres, er det derfor feil å gjøre det uten samtidig å se på effektene av andre forstyrrende elementer. Disse "andre forstyrrende elementene" kan ha avgjørende betydning for hvilken barrierereduserende effekt det eventuelt kan være å legge deler av Rv7 i tunnel.

Det er utført få, spesifikke undersøkelser av hvordan friluftslivsaktiviteter kan påvirke reinen på Hardangervidda, men en hovedfagsoppgave ved NTNU har sett på effekter av vinterturisme (Hagen 2002). Ved hjelp av GIS ble det laget en synlighetsmodell rundt merkede skiløyper, og det viste seg at lavmattene (*Cetraria nivalis* og *Cladonia* spp.) som ikke var synlige fra skiløypene hadde henholdsvis 45 % og 30 % mindre lavvolum sammenlignet med områder som var synlige fra løyper. Dette kan m.a.o. tolkes dit hen at reinen foretrekker å beite i de deler av terrenget hvor mennesker ikke kan se den, eller den mennesker.

Den høye tettheten som observeres i villreinbestanden om sommeren kan tenkes å påvirke reinen på flere nivå. Først gjennom mattilgang og kvalitet på beiteressursene innenfor sommerbeitelandet. Vegetasjonsmessig er denne delen av Hardangervidda relativt rik på snøleier og har en vegetasjon som regnes som gode sommerbeiter. Den høye andelen snøleier framgår tydelig av figur 18 som viser at snøleiene utgjør 1,5–2 ganger mer av totalarealet sammenlignet med gjennomsnittet for Hardangervidda. Tveitnes (1980), Skogland (1994) og Gaare & Hansson (1989) konkluderte med at Hardangervidda er rik på sommerbeiter og at det i første rekke er vinterbeitene som utgjør minimumsfaktoren for reinen. Det kan derfor være at dyrene har tilgang til såpass gode beiter i sommerhalvåret at de kan tillate seg å bruke et svært begrensa leveområde, uten at dette har nevneverdige negative effekter på vekst og reproduksjon. Det er også viktig å ta hensyn til at en i dag besitter data for en 5-årsperiode hvor villreinbestanden har vært svært liten, og at det av den grunn vil være svært interessant å se reinsdyrenes arealbruk når bestanden er 2-3 ganger større enn den har vært de siste 5-6 årene. I løpet av perioden 2001-2005 har den årlige individtettheten om forsommeren og sommeren vært henholdsvis 11,7-15,9 og 8,8-11,5 rein/km². Til sammenligning har undersøkelser med fokus på effekter av saubeite i Hol kommune brukt tettheter på 25 og 80 sau/km² for eksperimentelt å teste effekter av beitetrykk som regnes for lavt til middels. Hvilke effekter denne type beiting har på beiteplanter og økosystem for øvrig er avhengig av mange faktorer, og er i dag ikke fullt forstått. Det synes imidlertid klart at selv beiting med lave tettheter av sau i Hol (25 sau/km²) gir effekter på blant annet urter og disse plantenes reproduksjonsevne. Når det gjelder rein spesielt finnes relativt lite kunnskap om effektene av beiting på sommerbeitene. Den observerte reintettheten på Hardangervidda er moderat i forhold til reintettheter i sommerbeitene i Finnmark der en kan regne vårtettheten (før kalving) til 2-15 rein/km².

En indirekte effekt av høy tetthet i sommerbeitelandet kan være økte tråkk- og slitasjeskader, særlig på lavrabbene (Vogel m.fl. 1984, Manseau m.fl. 1996, Crete & Doucet 1998). På bakgrunn av prosjektets data, og en rent foreløpig analyse av biomassegradientene i lavbeitene, ser en at biomassen på lavrabbene er betydelig mindre innenfor sommerbeiteområdet sammenlignet med tilsvarende områder med mindre reintetthet om sommeren (figur 18).

Den store tettheten av rein i sommerbeitelandet kan også tenkes å ha betydning for parasitter som svelg- og hudbrens (Bye 1987). En vet fra tidligere undersøkelser at disse parasittene har betydning for reinens atferd og beitemuligheter, og at dyrene kan redusere sitt beiteopptak når insektsplagen blir stor (Colman m.fl. 2001, Bevanger & Jordhøy 2004). Hvordan dette over tid vil kunne påvirke en bestand som står innenfor et begrenset område er lite kjent, men det kan være grunn til å spekulere rundt mulighetene for at parasittbelastningen øker over tid som følge av stor lokal tetthet av rein (Bye 1987) og at dette kan ha betydning for beiteopptak (Arneberg m.fl. 1996) og reproduksjon (Reimers 1980, Albon m.fl. 2002).



Figur 18. Reinens bruk av sommerbeitene er vist i venstre del av figuren. I øverste, venstre panel som en enkel skravering. Nederste del viser tettheten av GPS-punkter sammen med DNT's løypenett. Størrelsen på de røde sirkelene viser overnattingskapasiteten på hytter i forbindelse med løypenettet, mens grønn og lilla skravering indikerer tettheten av boliger, private hytter og landsbruksbebyggelse. Høyre del av figuren illustrerer hvordan vegetasjonen fordeler seg innen sommerbeiteområdet. Øverste panel viser fordelingen av rabber og lavbeite; grønn farge indikerer rabber med størst biomasse, mens gult og rødt indikerer mindre beitlav pr. arealenhet. Nederste, høyre del av figuren viser forekomsten av snøleier innenfor det samme området.

3.3.4 Reinens bruk av vinterbeitene

Som beskrevet i det foregående skiller reinens bruk av vinterbeitene seg vesentlig fra sommerperioden ved at dyrene bruker større områder og endrer atferd om vinteren. Det er her imidlertid snakk om store årlige variasjoner. Forklaringen er trolig å finne i reinens beiter, beite-

kvalitet og beitetilgang. Reinens viktigste beiteplanter om vinteren i våre områder er lav, og få andre beiteplanter er tilgjengelig på grunn av den generelt store snødekningen (Skogland 1984a, 1988a, Gaare & Skogland 1975). Lavartene er spesielle både med hensyn til næringsinnhold og vekstegenskaper. Beiting på lav innebærer for eksempel at proteinopptaket er svært lite og lavbeite tilfører reinen i all hovedsak karbohydrater. Lav- og vinterbeitene er derfor i hovedsak et vedlikeholdsfor for reinsdyrene (Parker m.fl. 2005). Lavbeitenes gjenvekstevne er også generelt liten og effektene av hard beiting er målbare over perioder på 20-30 år etter at beitingen fant sted (Gaare m.fl. 2004, Helle & Särkelä 1993). Prosjektets data viser at reinen har en langt mer ekstensiv bruk av vinterbeitene, og tettheten av rein i vinterbeitene på Hardangervidda de siste årene har vært langt mindre enn det som er observert om sommeren (tabell 6).

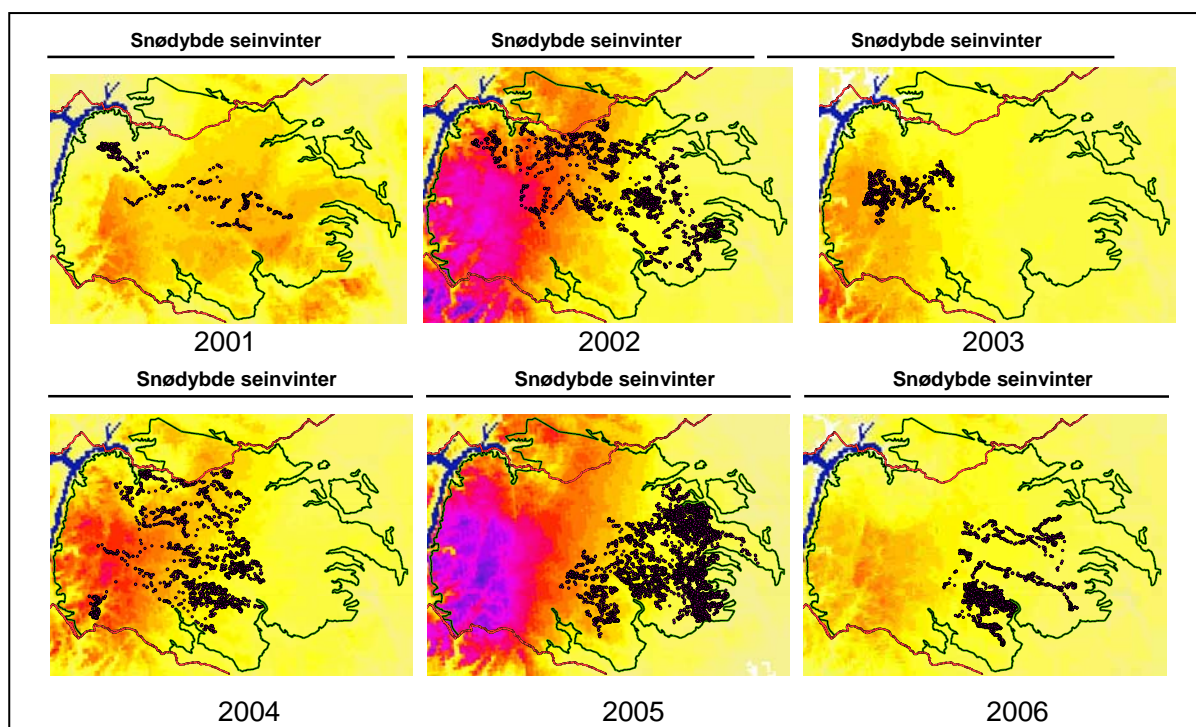
Dataene viser at snødybden har betydning for reinens arealbruk ved at de ser ut til å unngå områder med stor snødybde. Datasettet oppsummerer reinens arealbruk på seinvinteren i perioden 2001-2006 (figur 19). I løpet av denne perioden er det særlig vintrene 2002 og 2005 som skiller seg ut som snørike. I løpet av disse årene hadde reinen en større tendens til å bruke de østlige delene av Hardangervidda. Dette til forskjell fra 2003 og 2004 da snødekningen var betydelig mindre i de vestlige og sentrale områdene. I de snøfattige årene ser vi at reinen i betydelig større grad brukte de sentrale og vestlige delene. Dette på tross av at de østlige områdene generelt har lavere snødekning enn de sentrale og vestlige. Datasettet indikerer derfor at reinen ser ut til å foretrekke de sentrale områdene så lenge snødekningen her ikke overstiger et gitt nivå, og at de østligste områdene først brukes når snødybden er slik at de sentrale delene er lite tilgjengelige. Det er tidligere påpekt at volumet av beitelav er forskjellig i ulike deler av Hardangervidda. De sentrale områdene har gjennom en årrekke, og siden 1984, hatt en betydelig mindre lavmengde pr. arealenhet enn andre områder. Disse beregningene, som er basert på satellittbilder, samsvarer i stor grad med bakkemålinger som går helt tilbake til 1950-tallet. En kan derfor konkludere med at disse romlige forskjellene er et generelt fenomen, som også har gyldighet i perioder med større villreinbestand og større beitetrykk.

I perioder med langt flere individer har reinen på Hardangervidda utvidet sine leveområder og brukte omliggende fjellområder som reservebeiter. Dessverre er det ikke tilgang til detaljerte eller kvantitative data som viser disse storskala endringene i arealbruk. Dokumentasjonen på reinens gjestebeiting i andre fjellområder er imidlertid god nok til å dokumentere dette som et fenomen. Enkeltstående vintertellinger som for eksempel i 1979, og jaktstatistikken fra Nordfjella gir et visst bilde av omfanget og betydningen av utvandringen, og viser at utvandringene til Nordfjella startet i siste halvdel av 1970-tallet og avtok rundt 1983-1984. Mens utvekslingen var på det mest intense rundt 1979-1980 er det anslått at så mye som halvparten av Hardangerviddastammen var i Nordfjella på vinterbeite.

Hardangervidda har et totalareal på ca. 8 200 km², av dette er ca. 700 km² nord for Rv7, mens Nordfjella utgjør totalt ca. 2 800 km². Utvandringene på slutten av 1970-tallet medførte dermed i praksis at reinen utvidet sitt leveområde med drøyt 3 000 km² eller minst 30 %. I tillegg til dette kommer at dyrene under overbefolkningsperioden på 1970- og 1980-tallet også i langt større grad brukte de østlige områdene og tangene på østvidda, slik at det kan være grunn til å regne med at reinen utvidet sitt funksjonsområde med så mye som 50 %. En slik fleksibel arealbruk og utvandring til omliggende områder er også kjent fra andre deler av verden, og er en naturlig del av reinens bestandsøkologi. Det er antydning at de store migratoriske bestandene i tundraområdene i Nord-Amerika også kan ha en slik tetthetsstyrt vandringsdynamikk (Ferguson & Messier 2000, Ferguson m.fl. 2001), og det er mye som indikerer at for eksempel George River-bestanden på New-Foundland var langt mer stasjonær i perioder med liten bestandsstørrelse (Messier m.fl. 1988).

Sammenfatningsvis kan det se ut til at Hardangerviddareinen utvider sitt leveområde, og at bestanden i langt større grad er avhengig av perifere beiteområder når bestandsstørrelsen overstiger ca. 15 000 vinterdyr. Arealbruksundersøkelsene de siste årene viser imidlertid at andre faktorer som den stedvise snødekningen også er av betydning for arealbruken. Det er derfor av

betydelig interesse å se at reinen i 2005 i stor grad brukte østlige og til dels perifere beiteområder på tross av at bestanden på dette tidspunktet neppe oversteg 5 000-6 500 dyr. Dette er viktige data siden det har vært mulig i detalj å dokumentere hvordan reinens arealbruk styres både av snødekning og faktorer som beitetilgang og beitekvalitet. Det er derfor svært interessant å se hvordan reinen på Hardangervidda vil bruke sine leveområder når bestandsstørrelsen økes til de dobbelte av hva den har vært de siste årene og hvordan snøforholdene vil styre arealbruken i en slik situasjon.



Figur 19. Forholdet mellom snødybde og reinens bruk av vinterbeitene vist som fordelingen av GPS-data i perioden 2001-2006. Mørke farger angir gradvis større snødybde. De sorte prikkene viser GPS-posisjonene.

3.3.5 Tetthet av rein i nærområdene til Rv7

I løpet av prosjektperioden har reinen i all hovedsak brukt områder som ligger sør for Kvenna om sommeren, og det er bare i løpet av vinterhalvåret at reinen har brukt områder der det potensielt kan være en konflikt mellom Rv7 og villreinen. For å se nærmere på betydningen av Rv7 for reinens arealbruk er den relative tettheten av GPS-posisjoner i nærområdene til vegen beregnet. Datasettet er vist grafisk i figur 20. Den potensielle effekten av Rv7 er testet ved å se på effekten som avstanden til Rv7 har på tettheten av GPS-posisjoner og volum beitelav. Disse beregningene viser at det er en relativt klar og betydelig effekt av Rv7 på den beregna reintettheten i veiens nærområder. Nord for vegen foreligger svært få observasjoner av GPS-merkede dyr, og den beregnete reintettheten øker i områdene sør for vegen. For hele vegstrekningen er reduksjonen i reintetthet målbar ut til en gjennomsnittsavstand på 4-5 km ($R^2=0,44$, $p < 0,0001$, figur 23). I tillegg til at avstanden til vegen forklarer en betydelig del av variasjonen i reintettheten er det tydelig at også andre faktorer virker inn på dyrenes arealbruk. Høyden over havet har for eksempel en viss betydning, men denne effekten er relativt liten sammenlignet med effekten av avstand til vegen ($R^2= 0,06$, $p < 0,0001$).

Det er godt kjent at rein er sårbar for tekniske inngrep i naturen og forstyrrelser forårsaket av menneskelig ferdsel. I løpet av de siste 20-30 årene har ulike aspekter knyttet til forstyrrelser blitt systematisk undersøkt, og de siste 15-20 årene er det publisert en rekke vitenskapelige

arbeider som har kastet nytt lys over hvilke biologiske og økologiske mekanismer og prosesser forstyrrelser berører og må knyttes opp mot. Blant forstyrrelsesfaktorer som har vært spesielt fokusert er støy, bl.a. fra fly (Klein 1973, Dufor 1980, Gunn & Miller 1980, Valkenburg & Davis 1985, Gladwin m.fl. 1988, Mancini m.fl. 1988, Harrington & Veitch 1991, 1992, Langvatn & Andersen 1991, Larkin 1994, Berntsen m.fl. 1996, Maier m.fl. 1998, Flydal m.fl. 2001) og effekten av kraftledning (NFR 2002).

I løpet av de siste 5-10 årene, har den økende "forstyrrelses-litteraturen" også økt forståelsen for den evolusjonære bakgrunn og de bakenforliggende mekanismene til hvordan rein og andre arter responderer på ulike stimuli. Enkelte mener at en sånn sett står foran et paradigmeskifte (f.eks. Gill m.fl. 2001a,b, Frid & Dill 2002). Et viktig prinsipp som har fått stadig større tilslutning er at ikke-dødelige forstyrrelsesstimuli forårsaket av mennesker er analogt med predasjonsrisiko. Bakgrunnen for dette er at responser både i forhold til forstyrrelsesstimuli og predasjonsrisiko stjeler tid fra andre fitness-økende aktiviteter som næringsinntak, omsorg for avkom og reproduksjonsatferd (Frid & Dill 2002). I forhold til rein har mennesket for øvrig vært en av de viktigste predatorer i mange tusen år. Konsekvenser av forstyrrelser kan derfor betraktes som avveininger ("trade-offs") i forhold til ressursbruk på samme måte som predasjonsrisiko har vist seg å endre enkeltindividets valg av leveområde (habitatseleksjon) og områdebruk. En slik tilnæringsmåte kan benyttes både til å finne ut om forstyrrelse virker begrensende på antall individer som benytter et område, og til å forutsi lokal endring i antall individer som en forandring i forstyrrelse kan føre til (Gill & Sutherland 2000). Det er derfor etter hvert utbredt enighet om at forstyrrelsesreaksjoner hos dyr er dynamiske prosesser som er avveininger mellom konsekvenser av forstyrrelser og kostnader knyttet opp mot økt bestandstetthet og konkurranse om ressurser i uforstyrrede områder (Gill m.fl. 2001a,b, Frid & Dill 2002).

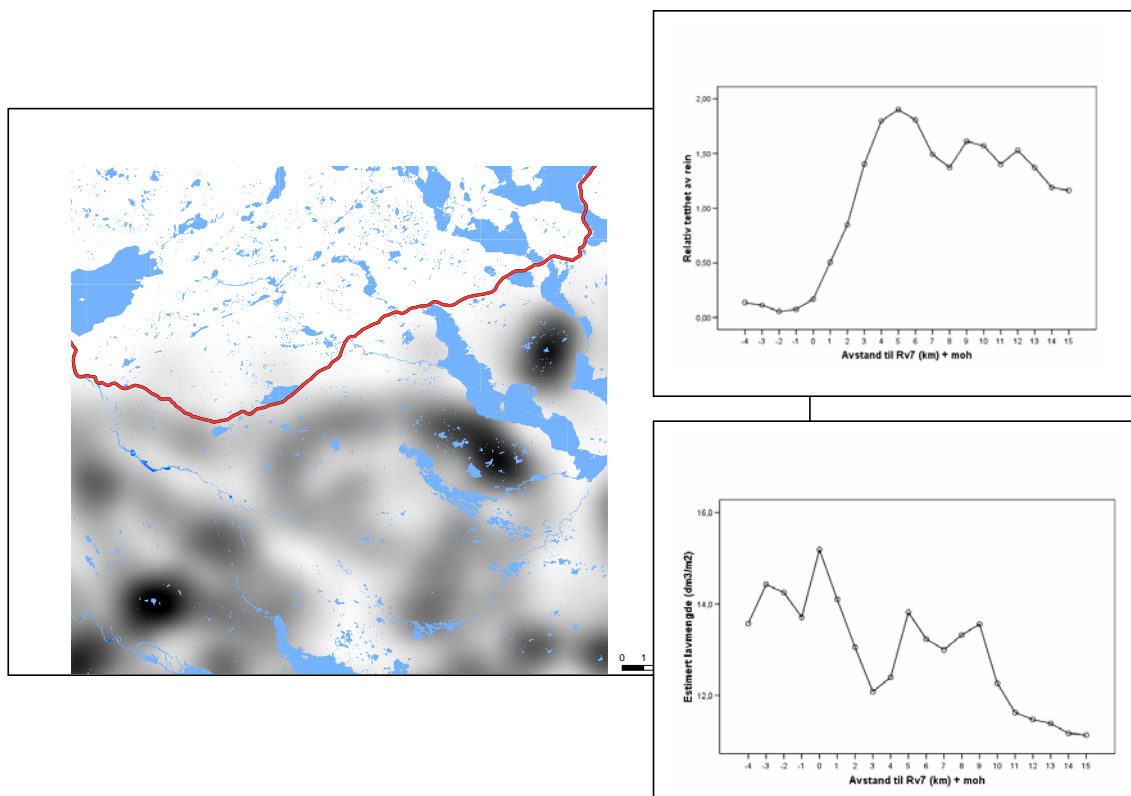
I tidligere undersøkelser i forbindelse med Rv7 (Strand m.fl. 2001), og i andre villreinområder (Vistnes m.fl. 2001 a og b) er det vist at tettheten av tekniske inngrep og forstyrrelser ikke bare korrelerer med tettheten av rein, men at også mengden beitelav synes å være større i områder som reinen unngår på grunn av unnvikelseeffekter. I nærrområdene til Rv7 er dette testet ved først å beregne volum og tykkelse på lavmatta i områder med ulik avstand til vegen (se avsnitt 3.2.5). I tillegg er volum beitelav i nærrområdene til Rv7 beregnet med bakgrunn i fjernmålingsdata. Fjernmålingsanalysene gir et langt større datasett med betydelig større romlig oppløsning, og gir dermed et bedre bilde av hvordan lavbeitekvaliteten varierer i området, og følgelig bedre muligheter for å teste for den potensielle effekten av Rv7 på vinterbeitekvaliteten.

Når det gjelder vinterbeitene og volum beitelav framkommer en statistisk sikker sammenheng mellom avstanden til Rv7 (figur 20). Effekten av avstanden til Rv7 er imidlertid langt svakere enn det som er vist for reintettheten i det samme området, og det er beskjedne 3 % av totalvariasjonen i materialet som lar seg forklare med avstanden til Rv7. Høyden over havet ser derimot ut til å ha en betydelig effekt i dette datasettet, og ca. 13 % av variasjonen i det beregna lavvolumet i nærrområdene til Rv7 lar seg forklare med høydevariasjonen. Dette resultatet avviker en del fra målingene som var gjort på bakkenivå hvor det ble påvist en større effekt av Rv7 (større forklaringsprosent). Årsakene til disse forskjellene kan selvsagt være flere, men forskjellen på bakkemålingene og estimatene fra satellittbildene lar seg også relativt lett forklare ut fra den enkle kjensgjerning at bakkemålingene var konsentrert om rabber dominert av gulskinn. Estimatene fra satellittbildene er langt mer vidtfavnende ved at det i klassifiseringen av satellittbildet er slått sammen alle lavheier og rabber til én arealdekkeklasse. Dette betyr i praksis at områder som er klassifisert som lavholdige i satellittbildene inneholder alt fra lavrike reinlav- og kvitkrulldominerte områder til lavfattige gras- og starrdominerte rabber. Det er derfor i stor grad å forvente at dette datasettet inneholder mer variasjon som skyldes andre landskapsmessige faktorer enn bakkemålingene som i større grad fokuserte på ett definert platesamfunn.

3.3.6 Trekkruiter i nærrområdene til Rv7

I tillegg til å beregne tettheten av reinsdyr i nærrområdene til Rv7 er GPS-datasettet brukt til å belyse reinens trekkruiter. I løpet av prosjektperioden er det kun observert at GPS-merket rein

har krysset Rv7 to ganger. Dette var i januar 2002 da en flokk krysset nordover ved Skiftessjøen og returnerte etter et par dager på samme sted. For om mulig å få et inntrykk av andre mulige trekkpassasjer i området ble det laget en animasjon av datasettet, slik at det ble mulig å få et inntrykk av dyrenes "bevegelser" og arealbruk i nærområdene til vegen. Datasettet viser reinens posisjoner hver tredje time og har derfor begrenset med detaljer og viser minimumsavstanden som dyrene har hatt til vegen. Denne fremgangsmåten indikerer at dyrene har minst fire områder ved vegen som framstår som særlige krysningspunkter vinterstid. Datasettet viser også at dyrene har hatt størst aktivitet ved Skiftessjøen, på Halnetunga og vest for Dyranuten og ved Krossdalen (figur 21).

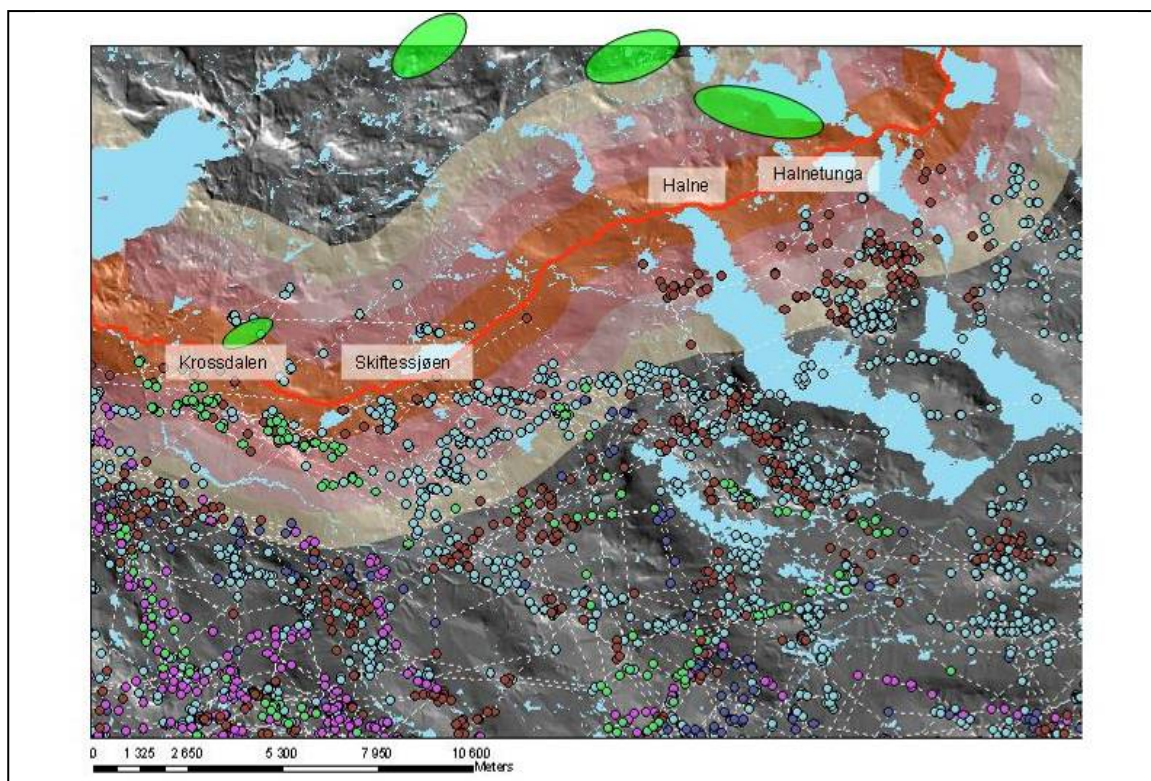


Figur 20. Relativ tetthet av reindyr (mørk skravering indikerer større tetthet i bilde til venstre og som funksjon av avstand til Rv7 i øverste figur) samt estimert biomasse fra LANDSAT 5 i 2003 i nærområdene til Rv7. Både tettheten av rein og biomassen av beitelav viser en betydelig og signifikant avhengighet til avstanden til Rv7 og høyden over havet ($F=270$, $df=1/35979$, $p<0,0001$ for tetthet og $F=366,5$, $df=21/35999$, $p<0,0001$ for biomasse). Figuren viser gjennomsnittsverdier i forhold til avstandskategorier nord (negative verdier) og sør for vegen (positive verdier) etter at det er kontrollert for effekten av høyde over havet.

Det er grunn til å spørre i hvilken grad dette datasettet gir et fullt ut representativt bilde av reinens trekkemønster i nærområdene til Rv7, og videre hvorfor en finner lokale forskjeller i reinens bruk av nærområdene til vegen. Dataene begrenses til en femårsperiode, og bare radiomerkete simler. Det inngår riktignok en del bukker i de ulike flokkene, uten at det foreligger konkrete data. De typiske bukketrekkene og bukkenes eventuelle bruk av randområdene er følgelig ikke representert i datasettet. Analysene presentert i avsnitt 3.3.1-3.3.4 viser at reinens bevegelser og arealbruk avviker fra tilfeldige modeller og at blant annet vegetasjon, beiteforhold og snødekning har mye å si for hvordan dyrene bruker leveområdene gjennom året. Datasettet er også begrenset ved at det bare er registrert én posisjon hver tredje time, slik at det i beste fall er hovedtrekkene i reinens bevegelsesmønster som er kartlagt. Det er likevel tydelig at reinens atferd varierer både i en temporær og romlig skala.

Når det gjelder bruken av nærområdene til Rv7 har dyrene lett for å komme i de samme områdene når de er på trekk opp mot vegen. En ser for eksempel en antydning til at de kommer mer eller mindre langs de samme høydedragene på Halnetunga, mellom Skaupsjøen og Halnefjorden, og langs eller nord for Lundhaukedalen (figur 21). I samtlige av disse områdene samsvarer GPS-datasettet svært godt med opplysninger gitt av jegere og andre lokalkjente. Hvordan trekkrutene bestemmes av landskap og topografi har trolig vært kjent i lang tid, og var en kunnskap som ble utnyttet i forbindelse med massefangst og plassering av drivgjerder, varder og dyregraver i tidligere tider (Jordhøy m.fl. 2005). I mange områder er også dyrenes trekkveger synlige som klare stier i landskapet, og gir en klar indikasjon på at dyrene styres av landskapet, og at trekkvegene har vært de samme over svært lang tid. Det finnes mange slike områder på Hardangervidda, deriblant mellom Ormeggi og Ugleflott og ved Hellevassbu der trekkvegene er spesielt godt synlige. Tilsvarende finnes også nord for Dyranuten ved Rv7.

I løpet av prosjektet har reinsdyrene i svært liten grad brukt områdene nord for vegen. Det foreligger derfor ingen data som viser hvordan dyrene bruker områdene nord for vegen eller hvilke trekkpassasjer de har på sørlig trekk. Observasjoner fra den gang dyrene gjestebeitet i Nordfjella indikerer imidlertid at de forsøkte å bruke de samme passasjene som er antydnet med tanke på et nordlig trekk (se avsnitt 3.1.5). Tilsvarende viser funn av flere større massefangstanlegg at trekkpassasjene i nærområdene til Rv7 var omfattende, og at det er rimelig godt samsvar mellom det som har vært mulig å demonstrere av potensielle trekkveger fra GPS-datasettet og lokaliseringen av de gamle fangstanleggene. Dette gjelder særlig varderekkene fra Storekrækkja opp mot Halnekollen nord for Halne (figur 21), og vannfangstanleggene ved Storekrækkja som pr. i dag framstår som de større anleggene som lettest lar seg koble til aktuelle trekkruiter. Tilsvarende er det funnet mindre anlegg med dyregraver i Krossdalen som synes naturlig plassert i forhold til potensiell trekkroute over Rv7.



Figur 21. Oppsummering av GPS-posisjoner i nærområdene til Rv7. Avstanden til vegen er indikert med fargelagte felter som viser områder fra 01, 1-2, 2-3 og 3-4 km fra vegen. GPS-posisjonene er gitt ulik farge for hvert år. De grønne feltene indikerer områder der det er funnet større massefangstanlegg for villrein. De stiplede linjene viser korteste avstand mellom suksessive GPS-posisjoner som er tatt hver tredje time.

3.3.7 Betydningen av Rv7 for villreinen

Habitattap og oppdeling av sammenhengende naturområder (fragmentering) anses i dag som en av de største truslene mot bevaring av det biologiske mangfoldet (Fahrigh 2003, Hansson m.fl. 1995, og referanser i denne), og negative effekter av veger og transport er etter hvert vurdert som svært betydningsfulle faktorer i en global fragmenteringsprosess (Foremann 2003, Spellerberg 1998, Fahrigh 2001, Bekker & Luell 2003). Søkelyset som er satt på slike effekter har også ført til økt fokus på mulige avbøtende tiltak som kan gjenskape naturlige habitater og reetablere trekkpassasjer og dyrs migrasjonsmuligheter (Foremann 2003, Statens vegvesen 2005, Luell m.fl. 2003). På tross av at slike problemer har fått stor oppmerksomhet, og at det jobbes med slike problemer både på nasjonalt og internasjonalt nivå, har resultatene begrenset overføringsverdien når det gjelder problemstillingene rundt Rv7 og villreinen på Hardangervidda. Trafikkbelastningen på Rv7, med ca. 300 (319) kjøretøy pr. dag i vintersesongen (Luell & Strand 2005) er for det første en meget liten trafikkmengde sammenlignet med andre vegstrekninger i Norge og i utlandet hvor en har prøvd ulike avbøtende tiltak (Clevenger 2001, 2005, Foreman 2003). Villreinen har også en atferd som gjør at kjente avbøtende tiltak (f.eks. underganger (ulike kulverter), eller overganger av samme type brukt for hjort, rådyr, elg m.m.; Clevenger & Waltho 2005, Clevenger m.fl. 2001, Cain m.fl. 2003, Statens vegvesen 2005) ikke er aktuelle løsninger. Når det gjelder villrein har tunneler vært fremmet som mulige avbøtende tiltak i forbindelse med Rv7 (Bevanger m.fl. 2005).

I et forsøk på å generalisere effektene av menneskelig aktivitet har Fahrigh (1997) påpekt at det er viktig å skille mellom effekter som leder til tap av habitater og aktiviteter som medfører fragmentering eller oppdeling av leveområder. I de fleste tilfeller er det tap av habitater som gir de største biologiske effektene, og som derfor er sett på som den største trusselen mot bevaring av det biologiske mangfoldet. I ulike avsnitt i denne rapporten er det påpekt en rekke egenskaper ved villreinen som kan legges til grunn når en skal prøve å forstå betydningen av Rv7. Et av særtrekkene ved villreinstammen på Hardangervidda er at den er stor, og at størrelsen har variert betydelig i løpet av den siste 50-årsperioden. Store variasjoner i bestandsstørrelse, perioder med stor matkonkurranse og betydelige endringer i dyrenes arealbruk og vandringmønster synes å være en naturlig del av reinens biologi i andre villreinstammer, som for eksempel i Alaska og Canada (Ferguson m.fl. 1998, Morneau & Payette 2000, Gunn 2003). Prosjektets data har vist at snødekingen på Hardangervidda har en betydelig effekt på reinens arealbruk og at reinsdyrene vinteren 2005 i større grad brukte området ytterkanter denne vinteren selv ved en beskjeden bestandsstørrelse (5 000-6 500 dyr). Beitekonkurranse som følge av stor bestand eller lokalt vanskelige snøforhold synes å være drivende for arealbruken på denne tiden av året, og vandringer eller migrasjon til "nye" beiteområder er reinens naturlige forsvar mot matmangel i vanskelige vintre.

Villreinstammen har vært særlig liten i de siste årene, og forvaltningen har planer om å nå det fastsatte bestandsmålet på 11 000 dyr i løpet av den neste 3-4 års perioden. Bestandsforvaltningen har vist seg å by på betydelige utfordringer og det er å forvente at bestanden vil variere i størrelse også i framtida slik at dyrene på nytt vil ha større behov for å søke reservebeiter i området ytterkanter. En forventer også at framtidas klima kan by på større utfordringer for reinen ved at nedbørsmengden vinterstid øker og at dette kan gi generelt sett vanskelige beiteforhold (Arctic Climate Impact Assessment 2004, Aanes m.fl. 2002, Kohler & Aanes 2004). I dette perspektivet er dagens situasjon med få dyr og lite press på beite et midlertidig fenomen, og det er god grunn til å forvente at beiter som har vært lite brukt de siste årene vil ha stor verdi i løpet av relativt kort tid.

Villreinenes bruk av nærområdene til Rv7 om sommeren synes å være mer kompleks, og reinstammen på Hardangervidda har i løpet av de siste årene brukt de sentrale områdene, og er av den grunn ikke i potensiell konflikt med Rv7. Områdene nord for Rv7, og særlig i nærområdene til Hardangerjøkulen, kan klassifiseres som sommerbeiter og trolig relativt typiske bukkebeiter. Bukkenes bruk av disse arealene er et resultat av flere, dels samvirkende faktorer, og både fostringsdyrenes bruk av nordvidda om vinteren, barriereeffekter av Rv7 og Bergensbanen/Rallarvegen på Finse kan ha betydningen for bukkenes opptreden i dette området. I til-

legg, og trolig som en viktig faktor, kommer effektene av jakt i området mellom Rv7 og Bergensbanen, som nok kan ha bidratt til at mye av bukkene som hadde tilhold her tidligere har blitt skutt ut. Områder langsmed Rv7, og de østlige delene av områdene nord for vegen, inneholder også en del vinterbeiter av verdi for reinen. Dataene viser en signifikant reduksjon av reinsdyr innenfor en sone på 0-5 km sør for vegen, mens områdene nord for vegen synes å ha vært mer eller mindre ute av bruk den siste 5-årsperioden. På samme tid viser dataene at reinen synes å tendere mot hyppigere bruk av de sentrale områdene, slik at det naturlig vil være mindre dyr i områdets ytterkanter. Sammen med generell kunnskap om effekter av veger på dyreliv, viser dette at reinens naturlige bruk av de nordlige delene av Hardangervidda er påvirket av mange faktorer der effektene av Rv7 synes å være redusert bruk av nærområdene til vegen og redusert utveksling av dyr som følge av den barriereeffekten som vegen representerer. Kompleksiteten i den menneskelige aktiviteten i området, med mange ulike aktiviteter, gjør at forvaltningen vil måtte se på, og ha muligheter til å påvirke en rekke aktører dersom en ønsker å etablere tunneler eller andre avbøtende tiltak (Bevanger m.fl. 2005).

4 Oppsummering og konklusjon

I løpet av de siste 20-30 årene er det i økende grad rettet søkelys mot mulige effekter av menneskelige forstyrrelser og tekniske inngrep på ville dyr. Utgangspunktet for denne forskningen var til å begynne med å forstå enkeltindividets reaksjoner på effekter av inngrep eller forstyrrelser. Disse undersøkelsene bar preg av å være kortvarige eksperimenter, der atferd eller fysiologiske parametere ble målt i forhold til ytre stimuli. I løpet av de siste 5–10 årene har undersøkelser av effekter i større grad fokusert på endringer i ville dyrs arealbruksmønster og en har ofte sett at dyr opptrer i reduserte tettheter i områder med menneskeskapt forstyrrelse. Tilsvarende er påvist i flere undersøkelser på villrein, og støttes generelt av dette prosjektets resultater.

Denne forskningen har gitt bedre grunnlag for både å forstå konsekvenser av forstyrrelser og økt kunnskapsgrunnlaget vedrørende avbøtende tiltak. Et viktig prinsipp som har fått økende tilslutning er at ikke-dødelige forstyrrelser forårsaket av mennesker er å sammenligne med predasjonsrisiko, da forstyrrelser på tilsvarende måte stjeler tid fra fitness-økende aktiviteter som næringsinntak, omsorg for avkom og reproduksjonsatferd. Videre er det observert at unnvikelse av områder med forstyrrelser fører til økt tetthet i uforstyrrede habitater. Forstyrrelsesreaksjoner hos dyr er sett på som avveininger mellom effekter av forstyrrelser og kostnader knyttet til økt bestandstetthet og konkurranse om ressurser i uforstyrrede områder.

Reinens bruk av Hardangervidda er nært knyttet til områdets fordeling av beiteressurser og en topografisk/klimatisk gradient hvor både de viktigste vinter- og sommerbeitene er representert. Frekvensen av vinterbeiter avtar generelt fra lavdominerte områder i øst til gradvis mindre lavinnslag mot vest. Dette gjenspeiles i reinens bruk ved at hovedtyngden av dyrene står i de sentrale og østlige delene av vidda i vinterhalvåret. Dataene viser blant annet at snømengden er en svært viktig faktor for å forklare reinens vekslende og ekstensive bruk av vinterbeiteområdene. Sommerbeitene er jevnere fordelt, og de tradisjonelle kalvingsområdene finnes i vest. Dette er høyereliggende terreng med korte avstander til gode vårbeiter. Fra et økologisk synspunkt reflekterer derfor reinens bruksmønster av dette fjellplatået i første rekke fordelingen av sesongbeiter, men også andre faktorer som snødekning, forstyrrelser og insektstress synes å være viktige faktorer for å forstå reinens habitatatferd.

Potensielle effekter av Rv7 i forhold til villrein ble på 1990-tallet viet betydelig oppmerksomhet, og var fokus for flere utrednings- og forskningsoppdrag. Det ble over tid samlet data som indikerer at Rv7 kan ha negative effekter ved å virke som en barriere for naturlig utveksling av dyr mellom Hardangervidda og områder nord for veien. Dokumentasjon av trekk over Rv7 har vært fragmentarisk, men hovedtrekkene i hvordan bruksmønsteret har utviklet seg over tid synes relativt godt kjent. Bruksmønsteret antas særlig å ha endret seg som følge av etablering av barrierer og store fluktasjoner i antall rein. Det kan også ha en viss sammenheng med jaktmønsteret, da bukkene som hadde tilhold i området nord for Rv7 etter hvert ble skutt ut. Nærområdene til Rv7 synes i første rekke å ha vært viktig som utvekslingsområde, og arealbruk og trekk over veien kan deles i tre ulike funksjonsgrupper: 1) trekk til vinterbeiter nord og øst for områdene, 2) begrenset bukketrekk til sommerbeiter rundt Hardangerjøkulen og bruk av nærområdene til Rv7, og 3) kryssing av vegen i forbindelse med at dyrene bruker vinterbeiter i nærområdene til Rv7.

Fem hovedområder framstår som aktuelle trekkpassasjer for villrein, ut fra historiske data, opplysninger fra jegere og lokalkjente og data fra GPS-merket rein. Grovt sett ligger disse mellom Våkavaet-Dyranut i vest, Høgdestein-Skiftessjøen, Halnekollen-Båtstjønn, Fagerheim-Lappesteinen og øst for Ørteren. Arkeologisk materiale tyder på at det i tillegg til disse områdene også har vært betydelig trekkaktivitet i områdene rundt Haugastøl i historisk tid. Det er bl.a. gjort mange funn av gamle fangstanlegg rundt Ustevatn. Disse områdene er i likhet med områdene rundt Sysenvatnet i sterk grad påvirket av hyttebygging og menneskelig ferdsel og har i svært liten grad vært benyttet av villrein i nyere tid. Det er derfor i første rekke områdene

oppe på fjellplatået ved Våkavaet-Dyranut-Skiftessjøen og området ved Halnetunga og Lappestein som framstår som aktuelle trekkorridorer for villrein i dag.

Den norske villreinen har vært kategorisert som nomadisk eller semi-nomadisk. I foreliggende rapport er det foretatt en kvantitativ analyse av villreinens vandring og arealbruk. Med bakgrunn i disse har det vært mulig å dele inn datasettet i ulike "årstider" som viser reinens atferd og arealbruksmønster. Resultatene viser at reinen på Hardangervidda har et syklisk eller migrerende arealbruksmønster. Dette illustreres ved f.eks. å ta utgangspunkt i seinvinteren og migrasjonen som reinen har fra vinterbeitene til kalvingsområdene. Dataene viser at dyrene på denne tiden har relativt retningsbestemte vandring, og at de beveger seg nokså lite hver dag. Fram mot kalving migrerer eller vandrer de inn i kalvingsområdene på vestvidda, og beveger seg etter hvert raskere og på en mindre retningsbestemt måte. Når kalvinga inntreffer har de svært irregulære bevegelser og beveger seg over korte avstander. Om sommeren har de derimot et svært høyt aktivitetsnivå innenfor et geografisk sett lite område. Når jaktperioden starter beveger de seg i gjennomsnitt over kortere distanser, men har mer retningsbestemte bevegelser og bruker et større område sammenlignet med sommerperiodene. Gjennom brunsten og fram mot en ny vinter synker aktivitetsnivået igjen og dyrene beveger seg på nytt over relativt korte avstander, og har mer retningsbestemte vandring i vinterbeitene.

Det er et viktig poeng at prosjektet har samlet detaljerte data over reinens habitatatferd over en femårsperiode hvor bestanden har vært svært liten. Fra andre datakilder er det kjent at det er nær sammenheng mellom reinens bruk av Hardangervidda og bestandens størrelse. Dette kommer blant annet til uttrykk ved at reinen utvider sitt vinteroppholdsområde når bestanden overskrider ca. 15 000 dyr eller også i vanskelige snøvintre. Når det gjelder nærområdene til Rv7 i særdeleshet, har prosjektet vist at reinens bruk av nærområdene til vegen er betydelig redusert i områder som ligger nærmere enn 8 kilometer. Topografi og høyde over havet har også en effekt på reinens bruk av disse områdene, men den viktigste faktoren ser ut til å være vegen. Data fra både GPS-merkede dyr og beitekartleggingen viser at det er betydelige beitearealer i flere av ytterområdene på Hardangervidda som er lite i bruk. Deler av disse er også rike på vinterbeiter. Dette gjelder blant områder på Dagali og lmingfjell.

I tillegg til de problemstillinger som inngår i prosjektets mandat har det vært mulig å studere andre, overordnede forhold av betydning for arealforvaltningen. Eksempler er konsekvenser av den totale ferdsel og friluftslivsaktivitet, utbygging av randområdene og utveksling av rein mellom Hardangervidda og Nordfjella i forhold til aktiviteten på Finse. På tross av at disse problemstillingene ikke belyses direkte i prosjektet, er de likevel av betydning for villreinens situasjon på Hardangervidda, og er sett i sammenheng med resultatene fra prosjektet for øvrig.

Et viktig delmål for prosjektet har vært å lage et arealdekkkart for Hardangervidda. Vi har gjennom dette prosjektet lyktes med å produsere et arealdekkkart for Hardangervidda med 8 vegetasjonsklasser på basis av LANDSAT 5-bilder i en modell med topografiske egenskaper og med informasjon om snødekning i juni med en gjennomsnittlig nøyaktighet på ca. 82 %. Hvor nøyaktig det er mulig å klassifisere datasettet varierer noe avhengig av vegetasjons- eller arealdekketypene. For eksempel er det mulig å klassifisere bart berg, vann og snø med en nøyaktighet på bortimot 100 %, mens det er langt større problemer med myr og snøleier der klassifiseringsnøyaktigheten ligger på henholdsvis 67 og 73 %.

Fjernmålingskilder har også til en viss grad blitt brukt til beregninger av beitekvaliteter på bakkenivå. I dette prosjektet er det gjort utstrakt bruk av nøyaktige bakkemålinger for å verifisere metoden. Med bakgrunn i bakkemålinger og to indekser avledet fra LANDSAT 5-bilder fremkommer en rimelig god og statistisk sikker sammenheng mellom satellittbildet og lavmengden (volum) på bakkenivå. Dette betyr at det med rimelig grad av sikkerhet, er mulig å foreta beregninger av biomassen i lavbeitene på grunnlag av LANDSAT 5-bilder. Dette resultatet kan betraktes som et gjennombrudd av flere grunner. For det første gir det muligheter til å beregne hvordan biomassen av beitelav fordeler seg innenfor store områder. Dette gjør det bl.a. mulig å sammenligne biomassen i vinterbeitene sentralt på Hardangervidda med biomassen som esti-

meres på de østlige tangene eller i nærområdene til Rv7. En av styrkene ved metoden er at en med relativt stor grad av sikkerhet kan studere regionale og områdevis forskjeller og relative mengder av beitelav. Dernest er det mulig å sammenligne relativt nye bilder med bilder som ble tatt på 1980- og 1990-tallet, og slik studere utviklingen i lavbeitene over tid.

Resultatene viser at det har vært en betydelig økning i lavhøyde og dekningsgrad for de viktigste beitelavene på Hardangervidda i perioden 1984-2003. Generelt er lavbiomassen størst i områdets ytterkanter hvor også gjenveksten av beitelav ser ut til å være størst i samme tidsperiode. Beitesituasjonen i nærområdene til Rv7 ble undersøkt både ved hjelp av fjernmålingsteknikker og målinger av beitelav på bakken som ble beskrevet ved å legge ut 16 transekter på sørsiden av vegen. Analyseresultatene synes entydige når det gjelder en påvisbar avvisningseffekt av Rv7 på villrein som også er målbar i reinens vinterbeiter innen avstander fra 0-8 km fra vegen. Det har også vært mulig å vise at det er en statistisk sikker sammenheng mellom tettheten av rein og biomassen av beitelav i vinterbeiteområdene nær Rv7. Resultatene indikerer videre at det er en langt svakere sammenheng mellom avstand til vegen og mengden beitelav enn det en finner i forhold til tetthet av reinsdyr. Dette er som forventet i og med at det er mange faktorer som sammen påvirker gjenvekst og vekstforhold i lavmatta. I tillegg kommer at effektene av sterk beiting er forventet å være synlige etter mer enn 20 år, mens GPS-datasettet kun viser reinens arealbruk gjennom den siste 5-årsperioden.

Gjennom bruk av ulike datakilder og metoder har dette prosjektet vist at nærområdene til Rv7 er viktige utvekslings- og beiteområder for villrein. Områdets topografi og vekstforhold bidrar til at Jøkulområdet i hovedsak er å regne som et sommerbeiteområde, trolig i første rekke for bukker. Områdene langs og sør for Rv7 innehar også beiteressurser som er av verdi for reinen vinterstid, og utgjør en verdi for reinen i år med vanskelige snøvintre eller stor bestand. Det er i dag særlig to områder ved vegen som framstår som viktige trekkområder for reinen. Generelt viser dataene at Rv7 utgjør en barriere for villreinen. I løpet av de siste fem årene (en periode med lav bestandstetthet) har vi påvist en målbar avvisningseffekt på tettheten av dyr og i lavbeitene innenfor henholdsvis 0-4 og 0-8 km fra vegen.

5 Referanser

- Akaike, H. 1974. A new look at statistical model identification. - IEEE Transactions on Automatic Control 19: 716-723.
- Arctic Climate Impact Assessment. 2004. Impacts of a Warming Arctic. - Cambridge University Press, Cambridge. 144 s.
- Arneberg, P., Folstad, I. & Karter, A.J. 1996. Gastrointestinal nematodes depress food intake in naturally infected reindeer. - Parasitology 112: 213-219.
- Albon, S.D., Stien, A., Irvine, R.J., Langvatn, R., Ropstad, E. & Halvorsen, O. 2002. The role of parasites in the dynamics of a reindeer population. - Proceedings of the Royal Society of London, Series B 269: 1625-1632.
- Asplan Viak & NINA 2000. Miljøkonsekvensar for Hardangervidda ved heilårsveg over vidda og bygging av Hardangerbru. – Rapport utarbeidet på oppdrag av Hordaland og Buskerud fylkeskommuner. 102 s.
- Bekker, H. & Iuell, B. 2003. Habitat fragmentation due to Infrastructure. - ICOET International Conference on Ecology and Transportation 24-29 August 2003, Lake Placid, New York. 1-15.
- Bergerud, A.T. 1974. The role of the environment in the aggregation, movement and disturbance behavior of caribou. - S. 552-584 i Geist, V. & Walters, F. (red.). The behavior of ungulates and its relation to management. IUCN, Morges.
- Bergerud, A.T. 1988. Caribou, wolves and man. - Trends in Ecology and Evolution 3: 68-72.
- Bergman, C.M., Schaefer, J.A. & Luttich, S.N. 2000. Caribou movement as a correlated random walk. - Oecologia 123: 364-374.
- Berntsen, F., Langvatn, R., Liasjø, K. & Olsen, H. 1996. Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy. – NINA Oppdragsmelding 390. 22 s.
- Bevanger, K., Falldorf, T., & Strand, O. 2005. Rv7-tunneler på Hardangervidda. Effekter for villrein. - NINA Rapport 108. 40s.
- Bevanger, K. & Henriksen, G. 1996. Faunistiske effekter av gjerder og andre menneskeskapte barrierer. – NINA Oppdragsmelding 393. 26 s.
- Bevanger, K. & Jordhøy, P. 2004. Villrein – fjellets nomade. – Naturforlaget, Oslo. 168 s.
- Bevanger, & Strand, O. 2004. Villrein og Rv7 over Hardangervidda - statusrapport for GPS-prosjektet - september 2004. – Upubl. NINA-Notat.
- Bevanger, K. & Strand, O. 2005. Villrein og Rv7 over Hardangervidda - statusrapport for GPS-prosjektet - september 2005. – Upubl. NINA-Notat.
- Bjerketvedt, D.K. 2000. Kort historisk innledning med fokus på forvaltning av villreinen og tilblivelsen av Hardangervidda Nasjonalpark. – Høgskolen i Telemark, Notat 3: 8-11.
- Bjørkheim, E. 2004. Brøyting av Rv7, villreinen og bygdene rundt Hardangervidda. – Finse-symposiet, 6.-7. september.
- Blehr, O. 1973. Traditional reindeer hunting and social change in local communities surrounding Hardangervidda. – Norwegian Archaeological Review 6: 102-112.
- Blehr, O., Fasteland, A., Helleland, O., Indreliid, S., Johansen, A.B., Kjos-Hanssen, O., Lie, R.W., Moe, D. & Vorren, T.O. 1973. Hardangerviddas kulturhistorie. – Hardangervidda-prosjektet for tverrvitenskapelig kulturforskning (HTK). Rapport utarbeidet på oppdrag fra Utvalget for samordnet planlegging av Hardangervidda. 96 s.
- Bleich, V.C., Bowyer, R.T., Pauli, A.M., Vernoy, R.L. & Anthers, R.W. 1990. Responses of mountain sheep to helicopter surveys. - California Fish and Game 76: 197-204.
- Boyle, S.A. & Samson F.B. 1985. Effects of nonconsumptive recreation on wildlife: a review. – Wildlife Society Bulletin 13: 110-116.
- Bradshaw, C.J.A., Boutin, S. & Hebert, D.M. 1997. Effects of petroleum exploration on woodland caribou in northeastern Alberta. - Journal of Wildlife Management 61: 1127-1133.
- Bradshaw, C.J.A., Boutin, S. & Hebert, D.M. 1998. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. - Canadian Journal of Zoology 76: 1319-1324.
- Brandt T. & Mather P.M. 2001. Classification methods for remotely sensed data. - Taylor & Francis. 332 s.

- Bråtå, H.O. 2005. Kriterier for en bærekraftig villreinforvaltning - et samfunnsvitenskapelig perspektiv på forvaltning av bestander og arealer. - ØF Rapport 13. Østlandsforskning, Lillehammer. 157 s.
- Bye, K. 1987. Abomasal nematodes from three Norwegian wild reindeer populations. - Canadian Journal of Zoology. 65: 677-680.
- Cain, A.T., Tuovila, V.R., Hewitt, D.G. & Tews, M.E. 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. - Biological Conservation 114: 189-197.
- Cameron, R.D., Lenart, E.A., Reed, D.J., Whitten, K.R. & Smith, W.T. 1995. Abundance and movements of caribou in the oilfield complex near Prudhoe Bay, Alaska. - Rangifer 15: 3-8.
- Cameron, R.D., Reed, D.J., Dau J.R. & Smith, W.T. 1992. Redistribution of calving caribou in response to oilfield development on the Arctic Slope of Alaska. - Arctic 45: 338-342.
- Carruthers, D.R. & Jakimchuk, R.D. 1987. Migratory movements of the Nelchina caribou herd in relation to the trans-Alaska pipeline. - Wildlife Society Bulletin 15: 414-420.
- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. - John Wiley, London.
- Caughley, G. & Sinclair A.R.E. 1994. Wildlife Ecology and Management. - Blackwell Scientific Publications, London.
- Caughley, G. & Gunn, A. 1996 Conservation biology in theory and practice. - Blackwell Science, Oxford, MA.
- Child, K.N. 1974. Reaction of caribou to various types of simulated pipelines at Prudhoe Bay, Alaska. - S. 805-812 i Geist, V. & Walther, F. (red.). The behaviour of ungulates and its relation to management. Vol. 2. - International Union of Conservation of Nature and Natural Resources. IUCN Publ. No. 24. Morges, Switzerland.
- Colman, J.E., Jacobsen, B.W. & Reimers, E. 2001a. Summer response distances of Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus* to provocation by humans on foot after disturbance by humans on foot. - Wildlife Biology 7: 275-283.
- Colman, J.E., Pedersen, C., Hjermand, D.Ø., Holand, Ø., Moe, S.R. & Reimers, E. 2001b. Twenty-four-hour feeding and lying patterns of wild reindeer *Rangifer tarandus tarandus* in summer. - Canadian Journal of Zoology 79: 2168-2175.
- Colman, J.E., Pedersen, C., Hjermand, D.Ø., Holand, O., Moe, S.R. & Reimers, E. 2003. Do wild reindeer exhibit grazing compensation during insect harassment? - Journal of Wildlife Management 67: 11-19.
- Corey, J.A., Bradshaw, S.B. & Hebert, D.M. 1998. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. - Canadian Journal of Zoology 76: 1319-1324.
- Côté, S.D. 1996. Mountain goat responses to helicopter disturbance. - Wildlife Society Bulletin 24: 681-685.
- Crete, M. & Doucet, G.J. 1998. Persistent Suppression in Dwarf Birch after Release from Heavy Summer Browsing by Caribou. - Arctic and Alpine Research 30: 126-132.
- Cronin, M.A., Amstrup, S.C., Durner, G.M., Noel, L.E., McDonald, T.L. & Ballard, W.B. 1998. Caribou distribution during the post-calving period in relation to infrastructure in the Prudhoe Bay Oil Field, Alaska. - Arctic 51: 85-93.
- Clevenger, A.P. & Waltho, N. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. - Biological Conservation 121: 453-464.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B. & Gunson, K. 2001. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. - Journal of Applied Ecology 38: 1340-1349.
- Curatolo, J.A. & Murphy, S.M. 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of Caribou, *Rangifer tarandus*. - Canadian Field-Naturalist 100: 218-224.
- Dervo, L. & Stenseth, N.C. 1997. Konsekvensvurdering av økt trafikk og vinteråpen vei på riksveg 7 for villrein på Hardangervidda. - Universitetet i Oslo. Rapport. 29 s.
- Duchesne, M., Côte, S.D. & Barrette, C. 2000. Response of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. - Biological Conservation 96: 311-317.
- Dufour, P.A. 1980. Effects of noise on wildlife and other animals: Review of research since 1971. - No. 550/9-80-100. U.S. Environ. Protec. Agency, EPA. 97 s.

- Dyer, S.J. 1999. Movement and distribution of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in response to industrial development in northeastern Alberta. – M.Sc. Thesis, University of Alberta.
- Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M. & Boutin, S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. - *Journal of Wildlife Management* 65: 531-542.
- DN 1995. Forvaltning av hjortevilt mot år 2000. – DN Rapport 1. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Edenius, L., Vencatasawmy, C.P., Sandstrøm, P. & Dahlberg, U. 2003. Combining Satellite Imagery and Ancillary Data to Map Snowbed Vegetation Important to Reindeer *Rangifer tarandus*. - *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35: 150-157.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and habitat fragmentation. - *Journal of Wildlife Management* 61: 603–610.
- Fahrig, L. 2001. Animal populations and roads. - ICOET , International conference on ecology and transpotation, 24- 28 September 2001, Keystone, Colorado.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Falldorf, T. & Strand, O. 2006. Seasonal movement patterns of reindeer in Hardangervidda, Norway: using fractal analysis and correlated random walks to quantify spatial habitat use. - 11th North American Caribou Workshop. Jasper Canada.
- Ferguson, M.A.D., Gauthier, L. & Messier, F. 2001. Range shift and winter foraging ecology of a population of Arctic tundra caribou. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 746-758.
- Ferguson, M.A.D. & Messier, F. 2000. Mass emigration of Arctic tundra caribou from a traditional winter range: population dynamics and physical condition. - *Journal of Wildlife Management* 64: 168-178.
- Flydal, K., Hermansen, A., Enger, P.S. & Reimers, E. 2001. Hearing in reindeer (*Rangifer tarandus*). – *Journal of Comparative Physiology A* 187: 265-269.
- Foreman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T. & Winter, T.C. 2003. Road Ecology. Science and Solutions. – Island Press, Washington, Covelo, London. 481 s.
- Fremstrad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 279 s.
- Frid, A. & Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. - *Conservation Ecology* 6: 11.
- Gaillard, J.M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N.G., Loison, A. & Toiego, C. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 367-393.
- Gill, J.A., Norris, K. & Sutherland, W.J. 2001a. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. - *Biological Conservation* 97: 265-268.
- Gill, J.A., Norris, K. & Sutherland, W.J. 2001b. The effects of disturbance on habitat use by black-tailed godwits *Limosa limosa*. - *Journal of Applied Ecology* 38: 846-856.
- Gill, J.A. & Sutherland, W.J. 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behaviour desitions. – S. 51-64 i Gosling, M.L. & Sutherland, W.J. (red.). Behaviour and Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gill, J.A., Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. - *Journal of Applied Ecology* 33: 786-792.
- Gladwin, D.N., Mancini, K.M & Villeda, R. 1988. Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: bibliographic abstracts. - National Ecology Research Centre, Fort Collins, CO.
- Gosling, L.G. & Sutherland, W.J. (red.) 2000. Behaviour and conservation. – Conservation Biology Series 2. Cambridge University Press, UK.
- Gunn, A. & Miller, F.L. 1980. Responses of Peary caribou cow-calf pairs to helicopter harassment in the Canadian high arctic. - Proceedings of the 2nd International Reindeer Caribou Symposium.
- Gunn, A. 2003. Voles, lemmings and caribou – population cycles revisited? - Rangifer Special Issue No. 14. 105-113.

- Gaare, E. 1971. Vinterbeiter i Setesdalsheiene villreinområde. Rapport fra flytaksering september 1970. - Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske. Trondheim. Stensilert rapport. 11 s.
- Gaare, E. 1976. Villreinen bruk av områdene rundt Heinvasdraget og Geitsjøen, Hardangervidda. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Viltforskningen. Trondheim. Stensilert rapport 15 s.
- Gaare, E. 1985. Setesdal-V villreinområde. Taksering av beitene og beregning av bæreevnen. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Viltforskningen. Trondheim. Stensilert rapport. 18 s.
- Gaare, E. 1986. Lavbeiter i Hemsedal-Hallingskarvet villreinområde, foreløpig rapport. - Direktoratet for naturforvaltning, Viltforskningen. Trondheim. Stensilert rapport. 14 s.
- Gaare, E. & Hansson, G. 1989. Takseringer av reinbeiter på Hardangervidda. - NINA Notat. 36 s.
- Gaare, E. & Hansson, G. 1990. Villreinbeiter i Brattefjell-Vindeggen, Telemark. - NINA Oppdragsmelding 27. 16 s.
- Gaare, E. & Skogland, T. 1975. Wild reindeer food habits and range use at Hardangervidda. - S. 195-205 i Wielgolaski, F.E. (red.). Fennoscandian Tundra Ecosystems. Part 2. Animals and Systems Analyses. IBP Ecological Studies 17, Springer Verlag, Berlin.
- Gaare, E. & Skogland, T. 1980. Lichen-reindeer interaction studied in a simple case model. - S. 47-56 i Reimers, E., Gaare, E. & Skjennberg, S. (red.). Proceedings of the second international reindeer/caribou symposium. Røros, Norway, 1979.
- Gaare, E., Thomson, B. & Kjos-Hanssen, O. 1975. Reindeer activity on Hardangervidda - S. 206-215 i Wielgolaski F.E. (red.). Fennoscandian Tundra Ecosystems, Part 2. Animals and Systems Analysis. IBP Ecological Studies 17, Springer Verlag, Berlin.
- Gaare, E., Tømmervik, H. & Hoem, S.A. 2004. Reinens beiter på Hardangervidda. Utviklingen fra 1988 til 2004. - NINA Rapport 53. 20 s.
- Hagen, A. 2002. Disturbance of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). The effect of winter tourism. - Cand. Scient. Thesis, NTNU, Trondheim.
- Hagen, C.A., Kenkel, N.C., Walker, D.J. Baydack, R.K. & Braun, C.E. 2001. Fractal-based spatial analysis of radiotelemetry data. - I Millspaugh, J.J & Marzluff, J.M. (red.). Radio-tracking and animal populations. Academic Press. San Diego, California, USA.
- Hanson, W.C. 1981. Caribou (*Rangifer tarandus*) encounters with pipelines in northern Alaska. - Canadian Field Naturalist 95: 57-62.
- Hansson, L., Fahrig, L., & Merriam, G. 1995. Mosaic landscapes and ecological processes. - Chamann and Hall, London. 356 s.
- Harrington, F.H. & Veitch, A.M. 1991. Short-term impacts of low-level jet fighter training on caribou in Labrador. - Arctic 44: 318-327.
- Harrington, F.H. & Veitch, A.M. 1992. Calving success of woodland caribou exposed to low-level jet fighter overflights. - Arctic 45: 213-218.
- Helland, G.E. & Stokstad, J. 2005. Tamreinlaga i Sør-Noreg: Ressursutnyttning, driftsformer, rettighetsforhold og utfordringer. - S. 51-53 i Rangifer Report No. 10. NORs 13. nordiske forskningskonferanse om rein og reindrif, Røros, Norge, 23.-25. august 2004.
- Helle, T. & Särkelä, M. 1993. Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. - Oikos 40: 337-343.
- Holte, V. 1977. Villreinområder i Norge. - Viltforskningen, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Stensiltrykk.
- Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavác, V., Keller, V., LeMarie Wandall, B., Rosell, C., Sangwine, T. & Tørsløv, N. (red.) 2003. Wildlife and Traffic – A European handbook for identifying conflicts and designing solutions. Prepared by COST 341. – Habitat fragmentation due to transportation infrastructure.
- Iuell, B., Bevanger, K. & Strand, O. 2005. Vidde, vei og villrein. – Villreinen 19: 66-70.
- Iuell, B. & Strand, O. 2005. Monitoring effects of highway traffic on wild reindeer by satellite. - Conference Proceedings ICOET San Diego California, 29.8.-2.9. 2005.
- Jacobsen, B.W., Colman, J.E. & Reimers, E. 1995. Frykt- og fluktavstander hos svalbardrein om sommeren. - Villreinen 9: 99-101.

- Jakimchuk, R.D. (red.). 1975. Studies of large mammals along the proposed Mackenzie Valley gas pipeline route from Alaska to British Columbia. – Arctic Gas, Biological Report Series Vol. 32. Renewable Resources Consulting Services Ltd.
- James, A., 1999. Wolf use of linear corridors in caribou habitat as revealed by global positioning system collars. - Ph.D. thesis, Department of Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton, AB, Canada. 70 s.
- Johnson, D.R. & Todd, M.C. 1977. Summer use of a highway crossing by mountain caribou. - Canadian Field-Naturalist 91: 312-314.
- Johnson, C.J., Parker, K., Herad, D.C. & Gillingham, M.P. 2002. Movement parameters of ungulates and scale-specific responses to the environment. - Journal of Animal Ecology 71: 225-235.
- Jordhøy, P. 1987. Konsekvensvurdering for villrein i forbindelse med planer om etablering av sommerskiser på Vargebreen, Buskerud, Hordaland og Sogn og Fjordane fylker. Hol, Aurland og Ulvik kommuner. - Rapport 12. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Jordhøy, P., Nellemann, C., Støen, O.G. & Strand, O. 2000. Reinen reduserer bruken av store beiteområder nær veier og hyttefelt. - Villreinen 14: 60-67.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 1999a. Tunnel-legging av Bergensbanen vest for Finse. Belysning av økologiske problemstillinger knyttet til re-etablering av villreintrekk. – NINA Oppdragsmelding 618. 29 s.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 1999b. Tunnellegging av Bergensbanen vest for Finse. Økologiske problemstillinger knyttet til reetablering av villreintrekk. - Villreinen 13: 31-45.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 2004. Blefjell – hyttebygging og villrein. – NINA Oppdragsmelding 843. 45 s.
- Jordhøy, P., Strand, O., Nellemann, C. & Vistnes, I. 2002a. Planlagt hytteutbygging langs Rv9 mellom Sæsvatn og Haukeligrend i Vinje kommune (Bykleheia i Setesdalsheiene). - Mulige konsekvenser for villrein. – NINA Oppdragsmelding 755. 41 s.
- Jordhøy, P., Strand, O., Nellemann, C. & Vistnes, I. 2002b. Planlagt hyttefortetting i Sandsetdalen, Breisetdalen og Skinnarbu/Frøystulområdet i Tinn kommune. - Mulige konsekvenser for villrein. - NINA Oppdragsmelding 756. 42 s.
- Jordhøy, P., Strand, O., Nellemann, C. & Vistnes, I. 2002c. Planlagt turistutbygging i Bykle-Hovdenområdet. Mulige konsekvenser for villrein. - NINA Oppdragsmelding 757. 37 s.
- Jordhøy, P., Strand, O., Skogland, T., Gaare, E. & Holmstrøm, F. 1996. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95. - NINA Fagrapport 22. 57 s.
- Jordhøy, P., Binns, K.S. & Hoem, S. 2005. Gammel jakt- og fangstkultur som indikatorer for eldre tiders jaktorganisering, ressurspolitikk og trekk mønster hos rein i Dovretraktene. - NINA Rapport 19. 72 s.
- Kernohan, B.J., Gitzen, R.A., & Millspaugh, J.J. 2001. Analysis of Animal Space use and Movements. - I Millspaugh, J.J. & Marzluff, J. (red.). Radiotracking and animal populations. Academic Press. San Diego, California, USA.
- Klein, D.R. 1971. Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. - Science 173: 393-398.
- Klein, D.R. 1973. The reaction of some northern mammals to aircraft disturbance. - Transactions of the International Union of Game Biologists Congress 11, Stockholm: 377-383.
- Klein, D.R. 1980. Reaction of caribou and reindeer to obstructions - a reassessment. – S. 519-527 i Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S. (red.). Proceedings of the second international reindeer/caribou symposium. Røros, Norway, 1979.
- Klein, M.L., Humphrey, S.R. & Percival, H.F. 1995. Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. - Conservation Biology 9:1454-1465.
- Kohler, J. & Aanes, R. 2004. Effect of Winter Snow and Ground-Icing on a Svalbard Reindeer Population: Results of a Simple Snowpack Model. - Arctic, Antarctic, and Alpine Research 36: 333-341.
- Landbruksdepartementet 1911. Indstilling fra fjeldbeitekomiteen om Harangviddens utnyttelse. – Kristiania, Landbruksdepartementet.
- Langvatn, R. & Andersen, R. 1991. Støy og forstyrrelser, - metodikk til registrering av hjortedyrs reaksjon på militær aktivitet. – NINA Oppdragsmelding 98. 51 s.

- Larkin, R.P. 1994. Effects of military noise on wildlife: a literature review. - Available from the author, Centre for Wildlife Ecology, Illinois Natural History Survey, 607 E. Peabody Drive, Champaign, IL, USA 61820.
- Leica Geosystems 2003. ERDAS Field guide. - Seventh Edition. Atlanta. 672 s.
- Lillesand, T.M. & Kiefer R.W. 1999. Remote Sensing and Image Interpretation. - John Wiley & Sons, Inc. 4. edition. 724 s.
- Lott, D.L. & McCoy, M. 1995. Asian rhinos *Rhinoceros unicornis* on the run? Impact of tourist visits on one population. - *Biological Conservation* 73: 23-26.
- Loison, A. & Strand, O. 2005. Allometry and variability to resource allocation to reproduction in a reindeer population. - *Behavioural Ecology* 16: 624-633.
- Mahoney, S.P. & Schaefer, J.A. 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. - *Biological Conservation* 107: 147-153.
- Maier, J.A.K., Murphy, S.M., White, R.G. & Smith, M.D. 1998. Responses of caribou to overflights by low-altitude jet aircraft. - *Journal of Wildlife Management* 62: 752-766.
- Manci, K.W., Gladwin, D.N., Villella, R. & Cavendish, M.G. 1988. Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: A literature synthesis. - No. NERC-88. U.S. Fish and Wildl. Serv. Ft. Collins, CO: National Ecology Research Center. 88 s.
- Manseau, M., Huot, J., Crête, M. 1996. Effects of summer grazing by caribou on composition and productivity of vegetation: Community and landscape level. - *Journal of Ecology* 84: 503-513.
- Martell, A.M. & Russell, D.E. (red.) 1985. Caribou and human activity. - Proceedings of the 1st American Caribou Workshop, Whitehorse, Youkon, 28-29 September 1983.
- Messier, F., Huot, J., Le Henaff, D. & Luttich, S. 1988. Demography of the George River caribou herd: Evidence of population regulation by forage exploitation and range expansion. - *Arctic* 41: 279-287.
- Moerschel, F.M. & Klein D.R. 1997. Effects of weather and parasitic insects on behavior and group dynamics of caribou of the Delta Herd, Alaska. - *Canadian Journal of Zoology* 75: 1659-1670.
- Morneau, C. & Payette, S. 2000. Long-term fluctuations of a caribou population revealed by tree-ring data. - *Canadian Journal of Zoology* 78: 1784-1790.
- Nellemann, C. & Cameron, R.D. 1996. Effects of petroleum development on terrain preferences of calving caribou. - *Arctic* 49: 23-28.
- Nellemann, C. & Cameron, R.D. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. - *Canadian Journal of Zoology* 76: 1425-1430.
- Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O.-G. & Strand, O. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. - *Arctic* 53: 9-17.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., & Strand, O. 2001a. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. - *Biological Conservation* 101: 351-360.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., & Strand, O. 2001b. De beste vinterbeitene blir først bygd ut. Kraftledninger, hyttefelt og veier i Nordfjella villreinområde. - *Villreinen* 15: 49-52.
- Nellemann, C., Vistnes I., Jordhøy, P., Strand, O. & Newton, A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. - *Biological Conservation* 113: 307-317.
- Nelson, R.F. 1983. Detecting forest canopy changes due to insect activity using LANDSAT MSS. - *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 49: 1303-1314.
- NFR (Norges forskningsråd) 2002. Rapport fra REIN-prosjektet. 45 s.
- Ng, S.J., Dole, J.W., Sauvajot, R.M., Riley, S.P.D. & Valone, T.J. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. - *Biological Conservation* 115: 499-507.
- NGI (Norges Geotekniske Institutt) 1991. Rv7 Hardangervidda. Regularitetsvurderinger av aktuelle ombyggingsalternativer. - Rapport.
- Nordberg, M. & Evertson, J. 2003. Monitoring Change in Mountainous Dry-heath Vegetation at a Regional Scale Using Multitemporal Landsat TM Data. - *Ambio* 32: 502-509.
- Nordberg, M.L. & Allard, A. 2002. A remote sensing methodology for monitoring lichen cover. - *Canadian Journal of Remote Sensing* 28: 262-274.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. Bergen Museums skrifter, 22. Bergen.

- Oberg, P., Rohner, C. & Schmiegelow, F.K.A. 2000. Responses of mountain caribou to linear features in a west-central Alberta landscape. - Proceedings of the Seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management, September 9-13, 2000, Calgary, Alberta, Canada. Elsevier Science Ltd.
- Parker, K.L., Barboza, P.S. & Stephenson, T.R. 2005. Protein conservation in female caribou (*Rangifer tarandus*): Effects of decreasing diet quality during winter. - Journal of Mammalogy 86: 610-622.
- Pedersen, O.I. 2001. Villreinens (*Rangifer tarandus tarandus*) aralbruk på Hardangervidda: GIS-basert arealbruksanalyse. – Hovedfagsoppgave i zoologi, Norges teknisk- naturvitenskapelige universitet, Trondheim.
- Pollard, R.H., Ballard, W.B., Noel, L.E. & Cronin, M.A. 1996. Summer distribution of caribou in relation to the Prudhoe Bay Oil Field, Alaska, 1990-1994. - Canadian Field-Naturalist 110: 659-674.
- Pruitt Jr., W.O. 1979. A numerical "Snow Index" for reindeer *Rangifer tarandus* winter ecology (Mammalia, Cervidae). - Annales Zoologici Fennici 16: 271-280.
- Reimers, E. 1980. Activity pattern; the major determinant for growth and fattening in *Rangifer?* - Proceedings of the second international reindeer/caribou symposium. Røros, Norway, 1979.
- Reimers, E. 2001. Kraftlinjer og villrein i Ottadalen Nord. – Villreinen 15: 102-105.
- Reimers, E., Dervo, L., Muniz, A. & Colman, J.E. 1994. Frykt og fluktadferd hos villreinen i Sør-Norge. – Villreinen 8: 54-57.
- Reimers, E., Colman, J., Dervo, L., Eftestøl, S., Kind, J. & Muniz, A. 2000a. Frykt- og fluktavstander hos villrein. – Villreinen 14: 76-80.
- Reimers, E., Colman, J., Dervo, L., Eftestøl, S., Kind, J. & Muniz, A. 2000b. Fright response of reindeer in four geographical areas in Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis. - Rangifer Special Issue No.12: 112.
- Richards J.A. & Xiuping J. 1999. Remote Sensing Digital image Analysis. An Introduction. - Third Edition with 181 Figures. Springer Verlag. 363 s.
- Schaefer, J.A. & Luttich, S.N. 1998. Movements and Activity of Caribou, *Rangifer tarandus* caribou, of the Torngat Mountains, Northern Labrador and Quebec. - Canadian Field-Naturalist 112: 486–490.
- Shideler, R.T. 1986. Impacts of human developments and land use on caribou: A literature review. Vol. II Impacts of oil and or gas developments on the central Arctic herd. - Technical Report No. 86-3, Habitat Division, Alaska Dept. of Fish and Game, Fairbanks. 128 s.
- Sinclair, A.R.E. 1991. Science and the practice of wildlife management. - Journal of Wildlife Management 55: 767-773.
- Sinclair, A.R.E. 1997. Carrying capacity and the overabundance of deer: a framework for management. The science of overabundance: deer ecology and population management. – S. 380-394 i McShea, W.J., Underwood, H.B. & Rappole, J.H. (red.). Smithsonian Institution Press, London.
- Skogland, T. 1983a. The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer. - Oecologia 60: 156-168.
- Skogland, T. 1983b. Villreinen i Nordfjella. - DNT Årbok: 89-95.
- Skogland, T. 1984a. Wild reindeer foraging niche organization, part 1-4. Part 1. Diet selection: 345-354. Part 2. Habitat selection: 354-363. Part 3. Temporal organization and foraging efficiency: 363-371. Part 4. Niche overlap: 371-379. - Holarctic Ecology 7.
- Skogland, T. 1984b. Villreinstammen i Hallingskarvet: analyse av kondisjon, bestandsdynamikk og bæreevne. - Upublisert rapport, Direktoratet for naturforvaltning.
- Skogland, T. 1985a. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. - Journal of Animal Ecology 54: 359-374.
- Skogland, T. 1985b. Life history characteristics of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) in relation to their food resources; ecological effects and behavioral adaptations. - Meddelelser fra norsk viltforskning 3: 1-34.
- Skogland, T. 1985c. Villreinstammen på Hardangervidda. - Jakt og Fiske 83: 43-46.
- Skogland, T. 1986a. Sex ratio variation in relation to maternal condition and parental investment in wild reindeer *Rangifer t. tarandus*. – Oikos 46: 417-419.

- Skogland, T. 1986b. Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds. - *Journal of Wildlife Management* 50: 314-319.
- Skogland, T. 1988a. Tooth wear by food limitation and its life history consequences in wild reindeer. - *Oikos* 51: 238-242.
- Skogland, T. 1988b. Betydningen av tetthetsavhengig matbegrensning på kalveproduksjon og kroppsstørrelse hos villrein som grunnlag for forvaltningsmodeller. - Villreinseminar. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernadv. Rapport 7: 22-31.
- Skogland, T. 1989a. Natural selection of wild reindeer life history traits by food limitation and predation. - *Oikos* 55: 101-110.
- Skogland, T. 1989b. Comparative social organization of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. - *Advances in Ethology* 29. Suppl. to *Zeitschrift für Tierpsychologie*. Paul Parey Verlag, Berlin. 74 s.
- Skogland, T. 1989c. Reinens tilpasning til naturgrunnlaget. - S. 31-52 i *Reindrif og Naturmiljø*. Seminar, Alta, januar. Rapport Fylkesmannen i Finnmark/Reindrif-administrasjonen.
- Skogland, T. 1989d. Bestandsdynamisk analyse av villreinstammen på Hardangervidda. - *Villreinen* 3: 54-61.
- Skogland, T. 1990a. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. - *Oecologia (Berlin)* 84: 442-450.
- Skogland, T. 1990b. Villreinens tilpasning til naturgrunnlaget. - NINA Forskningsrapport 10. 33 s.
- Skogland, T. 1993. Villreinens bruk av Hardangervidda - NINA Oppdragsmelding 245. 23 s.
- Skogland, T. 1994a. Satellitt-overvåking av villreinens bruk av Setesdal-Ryfylkeheiene. Effekter av naturinngrep. - NINA Oppdragsmelding 257. 16 s.
- Skogland, T. 1994b. Villrein: fra urinnvåner til miljøbarometer. - Teknologisk Forlag, Oslo.
- Skogland, T. & Grøvan, B. 1988. The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical conditions. - *Rangifer* 8: 11-19.
- Smukkestad, B. 2000. Villreinen på Hardangervidda. - S. 22-28 i *Høgskolen i Telemark (red.). Bruken av Hardangervidda – ressurser, potensiale, konflikter*. HiT Notat 3.
- Smith, W.T. & Cameron, R.D. 1983. Responses of caribou to industrial development of Alaska's Arctic Slope. - *Acta Zoologica Fennica* 175: 43-45.
- Smith, W.T., Cameron, R.D. & Reed, D.J. 1994. Distribution and movements of caribou in relation to roads, pipelines, Kuparuk Development Area, 1978-1990. - *Alaska State Dep. Fish Game Wildlife Technical Bulletin No. 12*. AOFG, Fairbanks.
- Spellerberg, I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. - *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Statens vegvesen. 2005. *Veger og dyreliv*. - Bjørn Luell (red.), Statens vegvesen Vegdirektoratet. Oslo. 136 s.
- Stockwell, C.A., Bateman, G.C. & Berger, J. 1991. Conflicts in National Parks: a case study of helicopters and bighorn sheep time budgets at the Grand Canyon. - *Biological Conservation* 56: 317-328.
- Strand, O. 2001. Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser i tilknytning til Rv7 over Hardangervidda. - "NINA sluttrapport" (upubl.).
- Strand, O. 2002. Villrein og Rv7 over Hardangervidda - prosjektdokumentasjon pr. september 2002. - Upubl. NINA-Notat.
- Strand, O. 2003a. Villrein og Rv7 over Hardangervidda - prosjektdokumentasjon pr. januar 2003. - Upubl. NINA-Notat.
- Strand, O. 2003b. Villrein og Rv7 over Hardangervidda - prosjektdokumentasjon pr. september 2003. - Upubl. NINA-Notat.
- Strand, O., Gaare, E., Solberg, E.J. & Wilmann, B. 2004. Faggrunnlag for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda. - NINA Minirapport 46. 33 s.
- Strand, O. & Jordhøy, P. 1995. Overvåking av hjortevilt - villreindelen. Kondisjonsundersøkelse i Nordfjella (Hallingskarvet) 1994. - NINA Oppdragsmelding 343. 11s.
- Strand, O., Jordhøy, P., Kastdalen, L. Solberg, E.J. & Tømmervik, H. 2003. Vidda kartlegges og villreinen overvåkes fra verdensrommet. - *Villreinen* 17: 12-14.
- Strand, O., Gaare, E., Jordhøy, P., Nellemann C., & Solberg, E.J. 2001a. Vinterbeiteslitasje i tilknytning til Rv7 over Hardangervidda. - NINA Notat (upubl.). 19 s. + figurer.

- Strand, O., Solberg, E.J. & Tømmervik, H. 2001b. Erfaringer med bruk av GPS-mottakere i forbindelse med arealundersøkelser på villrein. – NINA Notat. (upubl.). 17 s.
- Strand, O., Jordhøy, P. & Solberg, E.J. 2001c. Villreinen og effekter av Rv7 over Hardangervidda. - NINA Oppdragsmelding 666. 24 s.
- Strand, O., Solberg, E.J., Jordhøy, P., Nellmann, C. & Mølmen, Ø. 1997. Villrein og kraftledninger. Rapport til Statnetts forprosjekt på effekter av kraftledninger. - NINA Oppdragsmelding 511. 18 s.
- Strand, O., Solberg, E.J., Bråtå, H.O., Jordhøy, P., Ås, Ø. & Binns, K.S. 2005. Biologiske og samfunnsmessige kriterier for en bærekraftig villreinforvaltning. - Sluttrapport til Norges Forskningsråd.
- Strand, O., & Solberg, E. J. 2006. Harvest as a density dependent process in small reindeer populations. - 11th North American Caribou Workshop. Jasper Canada.
- Thompson, B.R. 1972. Reindeer disturbance. - *Deer* 2: 882-883.
- Turchin, P. 1998. Quantitative analysis of animal movement: Measuring and modeling population redistribution in animals and plants. - Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda, 1951-1979. - Forskning og forsøk i landbruket. Supplementhefte nr. 5. Kontoret for informasjon og rettledning i landbruk.
- UNEP 2001. (Nellemann, C., Kullerud, L., Vistnes, I., Forbes, B.C., Foresman, T. Husby, E., Kofinas, G.P., Kaltenborn, B.P., Rouaud, J., Magomedova, M., Bobiwash, R., Lambrechts, C., Shei, P.J., Tveitdal, S., Grøn O. & Larsen, T.S.) GLOBIO. Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. - UNEP/DEWA/TR.01-3.
- Valkenburg, P. & Davis, J.L. 1985. The reaction of caribou to aircraft: a comparison of two herds. Caribou and human activity. - Proceedings of the 1st North American Caribou Workshop.
- Vegdirektoratet. 2001. Framtidig vinterdrift av Rv7 og Rv50. Faglig grunnlag. MISA rapport 01/07, Oslo. 85 s.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2001a. Avoidance of cabins and power transmission lines by semi-domesticated reindeer during calving. - *Journal of Wildlife Management* 65: 915-925.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2001b. Når mennesker forstyrrer dyr. En systematisering av forstyrrelseseffekter. - *Villreinen* 15: 53-55.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. - *Polar Biology* 24: 531-537.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & Strand, O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. - *Journal of Wildlife Management* 68: 101-108.
- Vogel, M., Remmert, H. & Smith, R.I.L. 1984. Introduced reindeer and their effects on the vegetation and the epigeic invertebrate fauna of South Georgia (subantarctic). – *Oecologia* 62: 102-109.
- Vaa, J. 2002. Dyregraver på Hardangervidda. - Telemark historielag. Årsskrift 23: 73-81.
- Whitten, K.R. & Cameron, R.D. 1985. Distribution of caribou calving in relation to the Prudhoe Bay Oil Field. – S. 35-39 i Martell, A.M. & Russell, D.E. (red.). Caribou and human activity. - Proceedings of the 1st North American Caribou Workshop. Canadian Wildlife Service, Ottawa, Canada.
- Wildhagen, Aa. 1954. Reinsgravene på Lagareidet på Hardangervidda. – Norges Jeger- og Fisekerforbunds Tidsskrift: 9-16.
- Wolfe, S.A., Griffith, B. & Wolfe, C.A.G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. - *Polar Research* 19: 63-73.
- Yanes, M., Velaso, J.M. & Suarez, F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. – *Biological Conservation* 71: 217-222.
- Østbye, E. (red.), Berg, A., Blehr, O., Espeland, M., Gaare, E., Hagen, A., Hesjedal, O., Sandhaug, A., Skar, H.-J., Skartveit, A., Skre, O., Skogland, T., Solhøy, T., Stenseth, N.C. & Wielgolaski, F.E. 1975. Hardangervidda, Norway. – S. 225-264 i Rosswall T. & Heal, O.W. (red.). Structure and Function of Tundra Ecosystems. - *Ecol. Bull. (Stockholm)* 20.
- Aanes, R., Linell, J.C.D., Støen, O.G. & Andersen, R. 1996. Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt; en bibliografi. – NINA Oppdragsmelding 419. 28 s.

Aanes, R., Sæther, B.E., Smith, F.M., Cooper, E.J., Wookey, P A. & Øritsland, N.A. 2002. The Arctic Oscillation predicts effects of climate change in two trophic levels in a high-arctic ecosystem. - *Ecology Letters* 5: 445-453.

Appendiks 1. Vegetasjonsklasser brukt i forbindelse med etableringen av et arealdekkkart for Hardangervidda.

Arealklasse	Antall bakkepunkter	Antatt prosentandel av totalarealet	Underklasse	Koding i Fremstad (1997)
Skygge	570	0,5	Skygge	-
Snø/Is	359	1,2	Is	-
			Snø	-
Vann	1395	9,1	Vann	(O-Q)
Berg/Blokk	489	9,5	Berg/Blokk	(R1 Berg)
			Stein ved vann	(R1 Berg)
Rabbe	1345	26,5	Greplyngrabb	R1a
			Gullskinnrabb	R1b
			Kvitkrullrabb	R2a
			Reinlavrabb	R2b
			Grasrabb	R5
			Rabb blandet	R1a/R1b/R2a/R2b/R5
			Rabb annet	R1cde, R2c, R3, R4, R6, R7, R8
Leside	360	21,5	Eng	S4, S5 (S6, S7)
			Kratt	S6, S7
			Dvergørk- krekling-lavhei	S2ab
			Blåbærhei	S3ab
			Leside annet	S1
Snøleie	275	18,0	Gras-/Engsnøleie	T1, T2, T3
			Musør- /Mosesnøleie	T4 / T5
			Musør- /Polarviersnøleie	T4 / T6
			Mosesnøleie	T5 / T7
			Snøleie blandet	T1/T2/T3/T4/T5/T6
			Snøleie annet	T8, T9, T10
Myr	554	9,0	Myr "tørt"	J2,3(4),K2-3, L2, M2-3
			Myr "busk"	J1,K1,L1,M1
			Myr "frukt"	(J4), K4, L(3)4, (M4)
Skog	443	4,7	Blåbærskog	A4
			Rik fjellbjørkeskog	C2

Appendiks 2. Oversiktskart over Hardangervidda. (Hentet fra DNsnaturbase)



NINA Rapport 131

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426- 1680 - 9



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>