

Planlagt hytteutbygging langs Rv9 mellom Sæsvatn og Haukeligrend i Vinje kommune (Bykleheia i Setesdalsheiene) - Mulige konsekvenser for villrein

Per Jordhøy
Olav Strand
Christian Nellemann
Ingunn Vistnes

NINA Oppdragsmelding 755

Planlagt hytteutbygging langs Rv9 mellom Sæsvatn og Haukeligrend i Vinje kommune (Bykleheia i Setesdalsheiene)

- Mulige konsekvenser for villrein

Per Jordhøy
Olav Strand
Christian Nellemann
Ingunn Vistnes

NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

Det er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

NINA Temahefte

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

Opplag: Varierer

Fakta ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Jordhøy, P., Strand, O., Nellemann, Ch. & Vistnes, I. 2002. Planlagt hyttefortetting langs Rv9 mellom Sæsvatn og Haukeligrend i Vinje kommune (Bykleheia i Setesdalsheiene). Mulige konsekvenser for villrein. NINA Oppdragsmelding 755: 45pp.

Trondheim, Oktober 2002

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1338-9

Forvaltningsområde:

Arealforvaltning

Area management

Rettinghshaver ©:

Copyright NINA, Norsk institutt for naturforskning

Oppdragsmeldingen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger

Design og layout omslag:

Ingrid Brandslet

Tegnekontoret NINA

Sats: NINA

Trykk: Norservice

Opplag: finnes bare som nettutgave

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax 73 80 14 01

Internett: www.nina.no

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 124620000

Signature of responsible person:

Norunn S. Myklebust

Oppdragsgiver:
Vinje kommune

**Planlagt hytteutbygging langs Rv9 mellom Sæsvatn og
Haukeligrend i Vinje kommune (Bykleheia i Setesdalsheiene)**
Mulige konsekvenser for villrein

Av Per Jordhøy, Olav Strand, Christian Nellemann og Ingunn Vistnes.

NINA – Oppdragsmelding 755 - 2002



Forord

Vinje kommune ønsker å få utarbeidet en konsekvensvurdering for villrein i forbindelse med arbeidet i kommuneplanens arealdel. Nærmere bestemt angår dette Bykleheia; området langs Rv9 mellom Sæsvatn og Haukeligrend. Planene omfatter i hovedsak ny fritidsbebyggelse.

Disse områdene berører knutepunkter mellom den nordlige delen av Setesdal Ryfylkeheiene villreinområde og den nordlige delen av Setesdal Austhei. Målet er å få belyst hvilke konsekvenser en videre utbygging i disse områdene vil kunne ha for villrein.

I rapportens basisdel beskrives generelle sider angående villreinens status og sårbarhet, samt offisielle forvaltningsmål. Videre gjøres det en gjennomgang av kunnskapstatus vedrørende dynamikken i villreinens arealbruk, samt effekter av inngrep og forstyrrelser på villrein. Denne basiskunnskapen er viktig for forståelsen av villreinens økologi og menneskeskapt handlinger innen leveområdene.

I rapportens spesielle del blir det gjort opp status over villreinens bruksmønster i heiene i dag og tidligere. En har her tatt utgangspunkt i relevante publiserte arbeider, dataserier og lokal informasjon som gir vesentlige holdepunkter om dette. Videre gjøres det opp status over dagens samlede ferdsel i aktuelle områder til ulike årstider.

Avslutningsvis gjøres villreinfaglige vurderinger ut fra de problemstillinger som er skissert i oppdragsnotatets villreindel, i den grad dette er mulig ut fra kjent kunnskapsbasis.

Det har vært avholdt en befaring i området 11.09.02 hvor oppdragsgiver orienterte om utredningsarbeidet, og hvor grunneiere fikk anledning til å fremme sine syn og gi utfyllende informasjon om funksjonskvaliteter for villrein i området.

Trondheim, oktober 2002

Per Jordhøy
Prosjektleder

Sammendrag

Norge er i dag ansvarsnasjon for bevaring av villrein i Europa og forvalter mer enn 90 % av den Europeiske villreinen innenfor 24 mer eller mindre adskilte områder i Sør-Norge. Av disse utgjør Setesdal-Ryfylkeheiene et av de største leveområdene. Området var tidligere i større grad del av et mer sammenhengende funksjonsområde for villrein mot Hardangervidda og Nordfjella, samt Setesdal Austhei. Naturgrunnet preges av store, karrige grunnfjellsområder og et oseanisk klima. Her er lite vinterbeiteressurser (lav), men bra med sommerbeiter.

Undersøkelser som har fokusert på effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep har konkludert med at de fleste undersøkte artsgrupper (inkludert hjortevilt og villrein) opptrer i redusert tetthet i områder med menneskelig aktivitet og tilhørende infrastruktur. En har videre konkludert med at betydningen av slike effekter må betraktes på bakgrunn av den enkelte arts økologi og styrken på tetthetsreguleringen i de aktuelle bestandene. For villrein er tetthetsregulering i forbindelse med matmangel om vinteren en viktig begrensende faktor. I Setesdal-Ryfylkeheiene er dette dokumentert gjennom sammenligninger med andre villreinbestander. Konsekvensene av endret bestandstetthet som følge av tekniske inngrep og forstyrrelser er nært knyttet til produksjonsegenskapene i lavmatta som er reinens viktigste beite vinterstid. Overdreven beiting vil kunne medføre et betydelig produksjonstap i de sterkest beita områdene. Vi vet med erfaring fra flere villreinområder at restituering av slike beiter vil ta flere tiår på tross av at bestandsstørrelsen reduseres betydelig.

Reinens livsvilkår i Setesdal-Ryfylkeheiene/Setesdal Austhei er ut fra beliggenhet og naturgitte forutsetninger marginale og dette forsterkes av store menneskeskapt begrensinger i moderne tid. Store kraftutbygginger har redusert kvalitetene for reinen her betydelig, gjennom neddemming av sentrale beiteområder og trekkorridorer. I tillegg er tilgangen til eksisterende beiter redusert på grunn av forstyrrelsesfaktorer som kraftledninger, veger og turisme. Områdets marginalitet og tilhørende påvirkningsfaktorer er godt dokumentert og viser blant annet klare tendenser til fragmentering av bestand og leveområde.

Det er ikke gjort systematiske studier for spesielt å se på effektene av hyttebygging på rein rundt Rv9 i Vinje. Det foreligger imidlertid relevant dokumentasjon omkring effekter av menneskelige aktiviteter (for eks. hyttefelt) på rein fra andre fjellområder. Områdets kvaliteter for villrein og bestandens arealbruk er godt dokumentert blant annet gjennom historiske data, bestandsovervåkning og ulike merkeprosjekt.

Vi har gjennomgått aktuell og relevant kunnskap i henhold til problemstillingen i mandatet. Slik vi har tolket den tilsier det at økt hyttebygging ifølge skisserte planer i Vinje vil ha negative konsekvenser for reinen i Setesdal-Ryfylkeheiene. En utbygging vil stimulere den menneskelige aktiviteten på og rundt Rv9 innen og omkring vitale reintrekkorridorer. Dette vil øke barriereeffekten for trekkene slik at de står i fare for å opphøre helt. Følgene vil kunne være redusert tilgang til vinterbeiter i de nordlige deler av Setesdal Austhei. Dette vil svekke reinsdyras livsvilkår i Setesdal-Ryfylkeheiene. Leveområdet totalt sett blir dermed ytterligere marginalisert. Konsekvensene for reinsdyra og leveområdet er gjennomgående dårligere kondisjon og redusert bæreevne. En utbygging ifølge planene vil komme som tillegg til et allerede svært omfattende inngrepsbilde i Setesdalsheiene.

Innhold

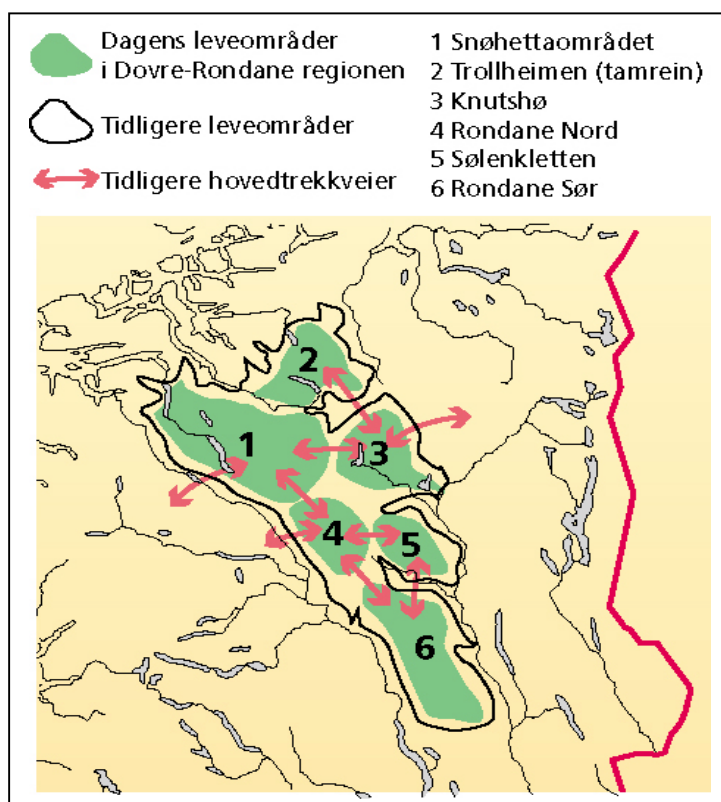
Forord.....	2
Sammendrag	3
Innhold.....	4
1. Norsk villreinformasjon - status og mål	5
1.1 Leveområder	5
1.2 Fragmentering	7
1.3 Villreinformasjonens målvalg	8
2 Kunnskapsstatus.....	8
2.1 Forståelsen av villreinens sårbarhet	8
2.1.1 Bestandsdynamikk og matbegrensning	9
2.1.2 Effekter av rovdyr og jakt.....	10
2.1.3 Produksjonsegenskaper i lavmatta (vinterbeitet)	11
2.2 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein	12
2.2.1 Definisjon av effekter	12
2.2.2 Ulike typer effekter som er påvist hos villrein	13
3 Setesdal Ryfylkeheiene villreinområde.....	16
3.1. Naturgrunnlag.....	16
3.2. Beiter.....	16
3.3. Bestand og bestandsutvikling	17
3.4. Tamreindrift.....	17
3.5. Reinens arealbruk	17
3.5.1. Generelt	17
3.5.2. Reinens arealbruk i Setesdal Ryfylkeheiene og Setesdal Austhei	19
4. Menneskelig påvirkning i Setesdalsheiene.....	27
4.1. Inngrep og forstyrrelser i SR og nordre del av SA.....	27
4.1.1. Eksisterende inngrep og forstyrrelser rundt Rv9 (Haukeligrend-fylkesgrensa mot Aust-Agder).....	27
4.1.2. Planlagte inngrep rundt Rv9 (Haukeligrend-fylkesgrensa mot Aust-Agder). Forslag til nye områder for hyttebebyggelse og fortetning av hytter i eksisterende hytteområder. Pågående planarbeid i forbindelse med kommuneplanens arealdel (vedlegg 2).....	27
5. Villreinfaglig vurdering.....	28
5.1. Diskusjon.....	28
5.2. Villreinfaglig vurdering i forhold til konkrete utbyggingsplaner.....	29
6. Litteratur.....	31
Vedlegg 1. Villreinkart.....	38
Vedlegg 2. Planframlegg etc.....	39

1. Norsk villreinforvaltning - status og mål

1.1 Leveområder

Villreinens utbredelse i Sør-Norge gir et bilde som er et resultat av såvel naturlige betingelser som menneskeskapte barrierer (Reimers et al. 1980, Jordhøy et al. 1997). De større dalstrøkene med skogkledde områder deler opp fjellandskapet, hvor villreinen har sitt naturlige tilhold. Før den menneskelige påvirkningen startet var de sør-norske fjellområdene del av et større sammenhengende område som ble brukt av villrein, og hvor flokkene kunne vandre mer eller mindre fritt mellom de ulike bruks- og funksjonsområdene (Skogland & Mølmen 1980, Jordhøy et al. 1997). En viktig dokumentasjon på dette er en rekke større historiske fangstsystemer i områder hvor reinsdyra naturlig hadde sine trekkveger.

I løpet av de siste 100 åra har det funnet sted en rekke inngrep og kilder til forstyrrelser som har påvirket villreinens naturlige vandringsmønster. Det mest kjente eksemplet er E6 og jernbanen over Dovrefjell, som har medført en oppdeling av Dovrefjellplatået som leveområde for den ville fjellreinen (Skogland 1986, Jordhøy 2001), (**figur 1**). I tillegg til disse reelle barrierene har en også innført en del administrative grenser for forvaltningen av de ulike områdene, som i større eller mindre grad samsvarer med de biologiske grensene for hver av bestandene (Skogland 1994). Dagens villreinområder er dermed et resultat både av naturlige betingelser, menneskeskapte barrierer og rent administrative grenser. Den totale sør-norske villreinbestanden teller i dag ca 30 000 dyr. Disse forvaltes innenfor 23 mer eller mindre adskilte områder, hvorav Hardangervidda er det klart største både hva areal og bestand angår (Jordhøy et al. 1997) (**figur 2**).



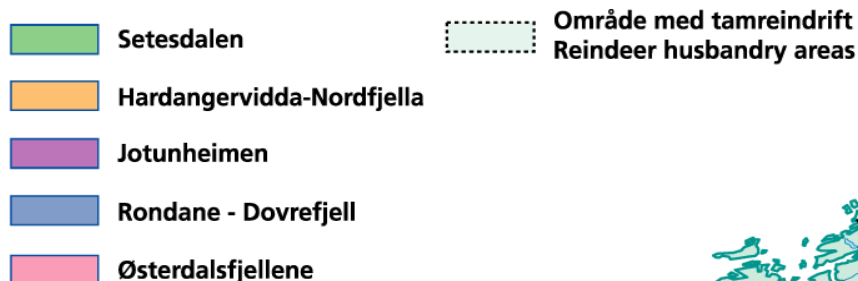
Figur 1. Villreinens tidligere leveområde i Dovre-Rondane sammenlignet med dagens leveområder.

Villreindistrikter og villreinområder i Norge

Wild reindeer regions and areas in Norway

Villreindistrikter

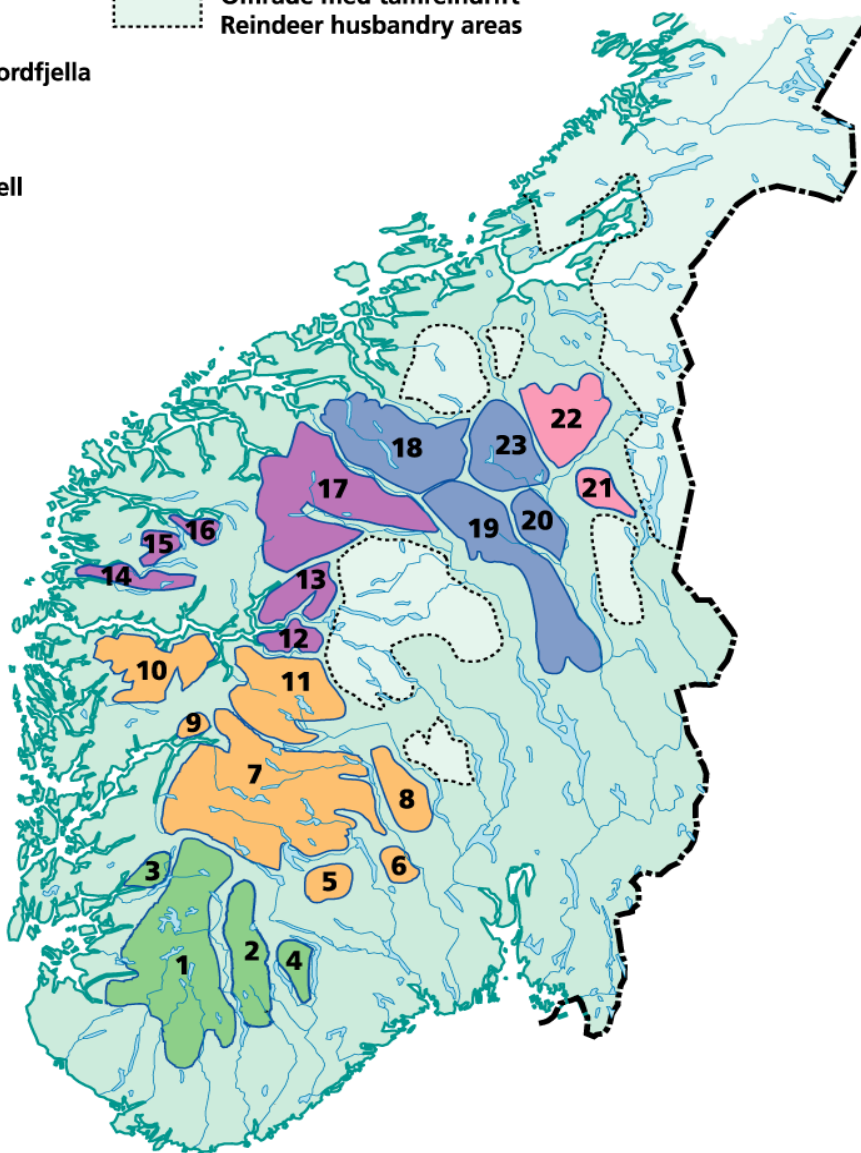
Wild reindeer regions



Villreinområder

Wild reindeer areas

- 1 Setesdal Ryfylke
- 2 Setesdal Austhei
- 3 Skaulen Etnefjell
- 4 Våmur - Roan
- 5 Brattefjell - Vindeggen
- 6 Blefjell
- 7 Hardangervidda
- 8 Norefjell - Reinsjøfjell
- 9 Oksenhalvøya
- 10 Fjellheimen
- 11 Nordfjella
- 12 Lærdal - Årdal
- 13 Vest - Jotunheimen
- 14 Sunnfjord
- 15 Førdefjella
- 16 Svartebotnen
- 17 Ottadalsområdet
- 18 Snøhetta
- 19 Rondane
- 20 Sølnekletten
- 21 Tolga Østfjell
- 22 Forelhogna
- 23 Knutshø



Opprinnelig villrein : 18, 19, 20, 23
Originally wild reindeer

Tam- og villrein : 1, 2, 4, 5, 6, 7, 11, 12
Mixed domestic and wild reindeer

Opprinnelig tamrein : 3, 8, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 21, 22
Originally domestic reindeer

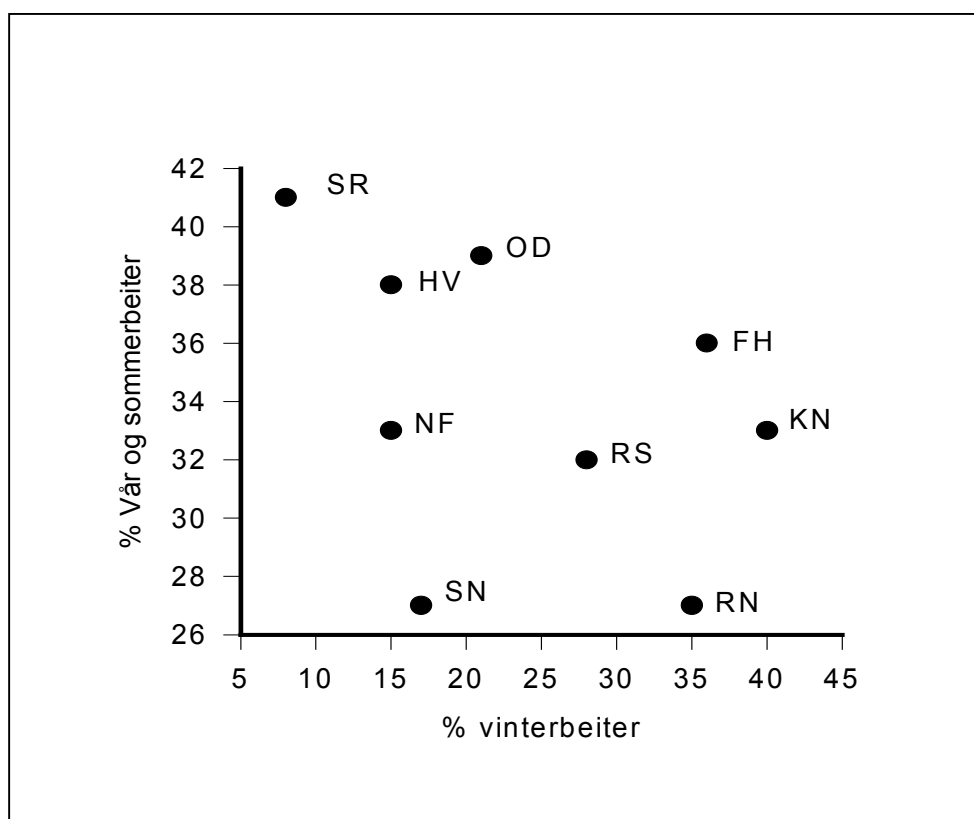


Figur 2. Dagens leveområder for villrein i Sør-Norge

Innen Skandinavia finnes villrein bare i Sør-Norge, mens det i de øvrige deler er tamrein. Norge er derfor i en særstilling, og har et spesielt ansvar for bevaring av villrein i Europa (DN 1995).

1.2 Fragmentering

Oppdelingen av fjellområdene har medført at villreinbestandene i dag forvaltes innen 23 mer eller mindre adskilte enheter. Det er også ulike grader av oppsplitting innenfor noen av disse enhetene (Snøhetta, Rondane, Ottadalen). Størrelsen på de enkelte områdene varierer betydelig fra de minste områdene på Vestlandet til Hardangervidda, som med sine 8 200 km² er landets største villreinområde (Jordhøy et al. 1997). Oppdelingen av fjellområdene har også medført at beitetilgangen varierer betydelig mellom de forskjellige områdene. Dette er et resultat av forskjeller i topografi, berggrunn, klima og beitetrykket i de enkelte områdene. Spesielt framtrekkende her er øst/vest gradienten i årsnedbøren. Nedbøren avtar fra vest til øst og bidrar sammen med høgdeforskjeller til at det er betydelig mindre innslag av vinterbeiter i de vestligste fjellområdene (Warenberg et al. 1997). Da fordelingen av beiteressurser varierer på en rommelig skala større enn fragmenteringen som har ledet til dagens villreinområder, har fragmenteringsprosessen ført til at mengden av de ulike beitetypene varierer områdene imellom. Andelen vinterbeiter er for eksempel betydelig mindre i villreinområder med oseanisk klima som Setesdal Ryfylkeheiene, Hardangervidda og Snøhettaområdet (**Figur 3**).



Figur 3. Fordeling av sesongbeiter i de største villreinområdene våre

Den geografiske fordelingen av sommer- og vinterbeitene er også av betydning for villreins vandringmønster og arealbruk (Skogland 1984, Skogland 1989). I tillegg til de naturlige begrensningene for vinterbeitenes utbredelse, har villreinområder som Snøhetta, Hardangervidda og Nordfjella redusert vinterbeitetilgang på grunn av tidligere perioder med overbeiting.

Utover de overordna prosessene bak oppsplittingen av villreinens leveområder, vet vi også at det innen de enkelte villreinområdene pågår en prosess som medfører at viktige funksjonsområder (for eksempel vinterbeiter) går ut av bruk. Eksempler her er de største tangeområdene på østsida av Hardangervidda som mer eller mindre er gått ut av bruk de siste 20-30 åra, som følge av vegframføring og en generell utbygging med tilhørende forstyrrelser (Skogland 1993). Vi kan derfor gjenkjenne en fragmenteringsprosess som kan virke på to ulike nivåer:

1. Ved at det etableres barrierer mellom ulike fjellområder som hindrer utveksling av dyr og som påvirker villreinens vandringsmuligheter.
2. Ved en prosess innen villreinområdene som gjennom påvirkning av villreinens trekk- og beitemønster endrer reinens arealbruk og mattilgang.

1.3 Villreinformvaltningens målvalg

Befolkningsøkning med tilhørende økning i presset på/utnyttelsen av naturmiljøet medfører at tidligere sammenhengende naturområder blir oppdelt i stadig mindre enheter. Denne fragmenteringsprosessen utgjør den største trusselen mot framtidig bevaring av det biologisk mangfoldet. Denne erkjennelsen har medført at det både fra forvaltnings- og forskningshold har blitt rettet betydelig oppmerksomhet mot disse prosessene. Nærmere bestemt betydningen fragmentering har på biologisk mangfold, enkelt- arters overlevelse og naturmiljøets produktivitet gjennom utnyttelse av fornybare ressurser (Soulé & Wilcox 1980, Wiens 1990, Opdam 1991, Andrén 1994, Hanski et al. 1995, Fahrig 1997, Dooley & Bowers 1998, Milner Gulland & Mace 1998).

I forbindelse med fokuseringen på fragmenteringsprosessene er det gjort forsøk på å formalisere ulike mål for forvaltningen gjennom begreper som "levedyktig bestand" og "bestandsstørrelse som er nødvendig for å opprettholde genetisk variasjonsbredde" osv. Disse begrepene er rettet mot forståelsen av små bestanders dynamikk- og utdøingsrisiko. Begrepene er derfor lite formålstjenlige i forbindelse med forvaltningen av store og høstbare bestander (Caughley 1994, Caughley & Gunn 1996). Utnyttelsen og bevaringen av villreinbestandene er nært knyttet til høsting og bruk av fornybare ressurser. Bærekraftighet og produksjonskapasitet er derfor et mer anvendelig begrep som mål på forvaltningen av disse bestandene (DN 1995). I dette ligger det at en skal opprettholde eller forbedre produksjonspotensialet i de fornybare ressursene, og at dagens bruk ikke skal medføre at framtidige generasjoner mister muligheten til en tilsvarende ressursutnyttelse. Dette begrepsapparatet og målvalget er også implementert i villreinformvaltningen ved at en har vektlagt langsiktighet i målene framfor kortsiktig økonomisk optimalitet. Hovedmålsetningene med villreinformvaltningen ligger i dag nedfelt i DN's handlingsplan for hjortevilt mot år 2000, hvor det for villreinens vedkommende heter at "Produksjonspotensialet i villreinbestandene skal kunne opprettholdes på dagens nivå eller forbedres, og at de skal ha en beitetilgang og kondisjon som gir en tilstrekkelig bufferevne mot ytre påvirkning" (DN 1995).

2 Kunnskapsstatus

2.1 Forståelsen av villreinens sårbarhet

Konsekvensene av menneskeskapte inngrep og forstyrrelser på naturmiljøet har vært et sentralt forskningstema de siste 20-30 åra (Hockin et al. 1992, Spellerberg, 1998). Som resultat av denne forskningsinnsatsen har både kunnskapen om effektene av disse problemene og metodikken som brukes i forskningen endret seg betraktelig (Gill & Sutherland, 2000). Fra å være undersøkelser som i all hovedsak var rettet mot individuelle reaksjoner på enkeltforstyrrelser eller enkeltinngrep (for eks. hvordan en rein reagerer på forstyrrelse fra helikopter) har en i større grad fokusert på hvordan populasjoner påvirkes av summen av inngrep og forstyrrelser, såkalte kumulative effekter. I denne sammenheng har nyere forskning dokumentert at tettheten av ulike organismer reduseres i områder med mye

menneskelig aktivitet eller infrastruktur (UNEP 2001). Et eksempel på omfanget av denne forskningsaktiviteten og i hvilken grad en har påvist slike effekter er at det i databasen til Bath Information service er hele 308 enkeltartikler på temaet **menneskelige forstyrrelser** i perioden mellom 1988 og 1997 (Gill & Sutherland 2000). Dokumentasjonen på slike effekter omfatter ulike artsgrupper og inkluderer insekter, krypdyr, fugler, klauvdyr (inkl. villrein), rovdyr og aper (Nellemann et al. In press). Et fellestrekk ved disse undersøkelsene er at effektene ser ut til å være størst hos organismer som lever i åpne landskap (for eksempel fjell- eller tundraområder), og at jakt bidrar til at effektene enten forsterkes i jaktperioder (Gill & Sutherland 2000) eller ved at dyr får en generelt større skyhet for mennesker.

En har ofte sett på tetthetsreduksjonen som funksjon av avstand, som det direkte uttrykk for effekter og sårbarheten hos vedkommende art for menneskelig påvirkning (Spellerberg 1998, UNEP 2001). Det har også blitt påpekt at konsekvensene av slike effekter må forstås med bakgrunn i at populasjonseffektene er betinget av styrken på tetthetsbegrensning og matkonkurrans (Gill et al. 2001). Et hovedmoment her er at sterk tetthetsregulering vil gi dyra få muligheter til å skifte beiteområder, mens bestander under svak tetthetsregulering vil ha lettere for å skifte beiteområder, og vil følgelig lettere vise redusert tetthet i områder med mye forstyrrelser (Sutherland 1998, Gill & Sutherland 2000). En har også innsett at ville dyrs reaksjoner på forstyrrelser ikke er statiske-, men dynamiske prosesser som virker som en avveining mellom effekten av forstyrrelsene og kostnadene forbundet med økt tetthet og matkonkurrans i uforstyrta områder (Gill et al. 2001). For villrein er det derfor viktig at en vurderer mulige effekter av forstyrrelser og tekniske inngrep på bakgrunn av kunnskap om artens økologi og de tetthetsregulerende mekanismene som er virksomme i villreinbestandene. I de neste avsnittene skal vi derfor gå gjennom 3 punkter vi mener er essensielle for villreinens sårbarhet for tekniske inngrep og forstyrrelser.

2.1.1 Bestandsdynamikk og matbegrensning

I likhet med andre klauvdyr er det tilgangen til mat som i størst grad er bestemmende for villrein-bestandenes overlevelse, vekst og reproduksjon (Fowler 1987, Sinclair 1996, Sæther 1997). For å forstå hvordan villrein er tilpasset til sitt naturgrunnlag har vi derfor behov for å kjenne forholdet mellom villreinen og dens "matfat", og hvordan de gjensidig påvirker hverandre (Skogland 1985, Skogland 1990, Reimers 1997). Dette er også essensielt når en skal finne fram til den direkte kostnaden som er forbundet med effekter av inngrep og forstyrrelser - uttrykt ved redusert vekst, overlevelse og reproduksjon. Til forskjell fra indirekte mål på effekter av forstyrrelser som endringer i beitetid, fluktavstander, eller fysiologiske reaksjoner (som hjerterytmel eller energiforbruk)

Villreinen har stor økonomisk og kulturell betydning gjennom hele utbredelsesområdet. Det har derfor vært en betydelig oppmerksomhet rettet mot villreinens bestandsdynamikk og hvilke faktorer i naturmiljøet som begrenser bestandenes produktivitet (Klein 1968, Bergerud 1980, Leader-Williams 1980, Skogland 1985, Gates et al. 1986, Heard & Calef 1986, Adamczewski et al. 1987, Baskin 1990, Couturier et al. 1990, Heard 1990, Skogland 1990, Klein 1991, Gunn 1992, Seip 1992, Swanson & Barker 1992, Adamczewski et al. 1993, Crête & Huot 1993, Cameron 1994, Fancy et al. 1994, Bergerud 1996, Ouellet et al. 1996, Arseneault et al. 1997, Reimers 1997, Adams & Dale 1998). I en økologisk sammenheng kan slike begrensninger forstås i forhold til hvordan klima og mattilgang påvirker villreinens evne til vekst, reproduksjon og overlevelse. Det er her sentralt hvordan bestandsstørrelsen (antall dyr) relaterer til mattilgang (Fowler 1987). Tilgangen til beiter varierer mye for de norske villreinbestandene både som følge av lokale geologiske og klimatiske forhold, men også som følge av tidligere perioder med stor bestandsstørrelse og intensiv beiting. Variasjonsbredden i ressurstilgangen i villreinområdene er videre så stor at det er vanskelig å peke på en enkelt faktor som den viktigste i å sette begrensninger for villreinbestandenes produktivitet (Reimers 1983, Skogland 1985, Skogland 1990, Reimers 1997). Vi vet imidlertid at overbeiting av vinterbeitene har medført betydelige endringer i enkelte villreinbestanders demografi (overlevelse, vekst og reproduksjon), og at forvaltningstiltak som har redusert

bestandsstørrelsen i disse områdene har ført til redusert matbegrensning og over tid økt produktivitet i disse områdene (Gaare & Skogland 1980, Skogland 1983, Skogland 1985, Skogland 1986, Skogland 1988, Skogland 1990, Strand et al. 2000, Strand et al. In Prep.). På grunnlag av disse resultatene kjenner vi i dag matbegrensning om vinteren som en av de viktigste begrensende faktorene for villreinbestandene. Videre vet vi at overbeiting av vinterbeitene medfører redusert vekst hos simlene, økt tannslitasje, redusert overlevelse hos kalver og økt fosterdød i slutten av svangerskapet. Til sammen bidrar disse faktorene til at produktiviteten nedsettes kraftig i bestander som vokser ut over grensene for hva de tilgjengelige vinterbeitene setter for bestanden. En må i denne sammenheng nevne at villreinbestandene i Sør-Norge er spesielle på grunn av den betydelige fragmenteringen de har gjennomgått, og at det i dag er få andre faktorer enn jakt og dødelighet (som følge av matmangel) som bidrar til å redusere veksten i bestandene. Denne utviklingen (fragmentering og fravær av andre naturlige reguleringsmekanismer) bidrar sterkt til at det er en ustabil dynamikk mellom vinterbeiter og rein (Gaare & Skogland 1980, Caughley & Lawton 1981), som bare kan opprettholdes på dagens nivå ved en god bestandsforvaltning og ved at villreinen har tilgang til sine ulike beiteområder (Skogland 1994).

2.1.2 Effekter av rovdyr og jakt

En direkte følge av at vi i gjennom tusener av år har jaktet på villrein, er at den har utviklet høy skyhet for mennesker og at reinen ikke skiller mellom et stort rovdyr, et menneske på tur, eller en jeger. Reinsdyras reaksjon er den samme, og deres eneste beskyttelse mot predasjon er et liv i flokk samt flukt fra eventuelle farer. Den er i så måte ulik skogslevende arter som i større grad bruker skjul som beskyttelse mot rovdyr. "Effektpotensialet" for forstyrrelser er derfor betydelig større i fjellet og i åpne landskap. Dette bidrar til at reinen er mer utsatt for å bli negativt påvirket av mennesker.

Dagens villreinbestander er i ulik grad blandet med tamrein, som har mindre skyhet for mennesker enn den opprinnelige ville fjellreinen (Røed 1983, Røed 1985, Røed 1986, Reimers et al. 2000, Reimers et al. 2000). Dette er en medvirkende årsak til forskjellene i skyhetsgrad vi finner i hos de ulike bestandene. Villreinbestander som vi i dag regner for å være de siste restene av den opprinnelige fjellreinen (Snøhetta og Rondane) har langt større skyhet for mennesker enn rein som i utgangspunktet var tamrein, men som i dag forvaltes som villrein (**Tabell 1**). Villreinbestander som har blitt oppblandet med tamrein, som Setesdalsreinen, har trolig en skyhet som ligger nærmerer villreinen i Snøhetta/Rondane enn bestander som har sitt opphav i forvillet tamrein (**Tabell 1**).

Tabell 1. Fluktavstand (avstanden reinen setter seg i bevegelse på når et menneske nærmer seg) om vinteren hos noen norske villreinbestander (Reimers 2000).

Villreinområde	Opprinnelse	Fluktavstand
Snøhetta/ Rondane	Villrein	Ca 500 meter
Forelhogna	Tamrein	Ca 150 meter
Ottadalen	Tamrein	Ca 120 meter
Norefjell	Tamrein	Ca 90 meter

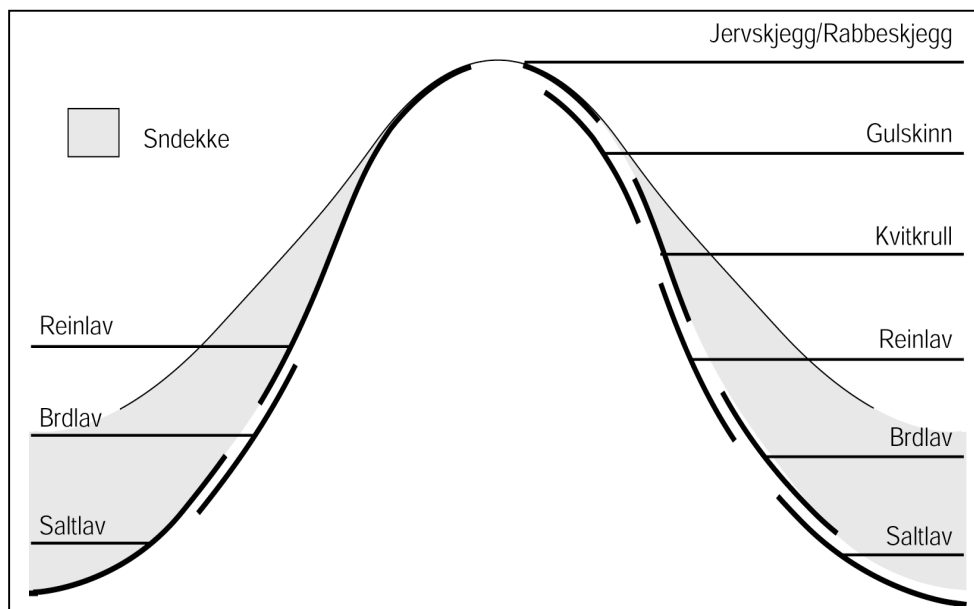
Et viktig moment i forhold til villreinens høye skyhet for mennesker er at jakt og høsting i dag er den viktigste enkeltfaktoren som kan bidra til en balanse mellom antall dyr og beitegrunnlaget. Vi må derfor forvente at villreinen ikke bare kommer til å beholde sin store skyhet for mennesker, men at denne faktisk kan komme til å øke som en konsekvens av den betydelige avskytingen som er nødvendig for å regulere bestandene. Villreinens sårbarhet for forstyrrelser er også nært knyttet til artens spesielle flokkatferd. Flokkstørrelsen varierer betydelig gjennom utbredelsesområdet og reinen er et langt mer utpreget flokkdyr i områder hvor den har utviklet seg sammen med større rovdyr. Flokkatferden hos rein har derfor blitt

tolket som en antipredatorstrategi, der enkeltindividet oppnår beskyttelse gjennom et felles vern mot rovdyr (Skogland 1989). Flokkatferden har også betydning i forhold til menneskelige forstyrrelser da det skyeste individet i en flokk kan være bestemmende for mange hundre reinsdyrs atferd.

2.1.3 Produksjonsegenskaper i lavmatta (vinterbeitet)

Villreinen er det eneste pattedyret som i det alt vesentlige utnytter lav som den viktigste føden vinterstid. Dette er spesielt framtrepende i de sør-norske fjellområdene, hvor snødekningen bidrar til liten tilgang av andre beiteplanter for villreinen vinterstid (Skogland 1978, Gaare & Skogland 1980, Skogland 1984, Skogland 1985, Adamczewski, Gates et al. 1988). Dette er annerledes i enkelte andre deler av villreinens leveområder, hvor snødekning og klima bidrar til at reinsdyra i større grad har tilgang til andre beiteplanter (Leader-Williams et al. 1987, Leader-Williams et al. 1989).

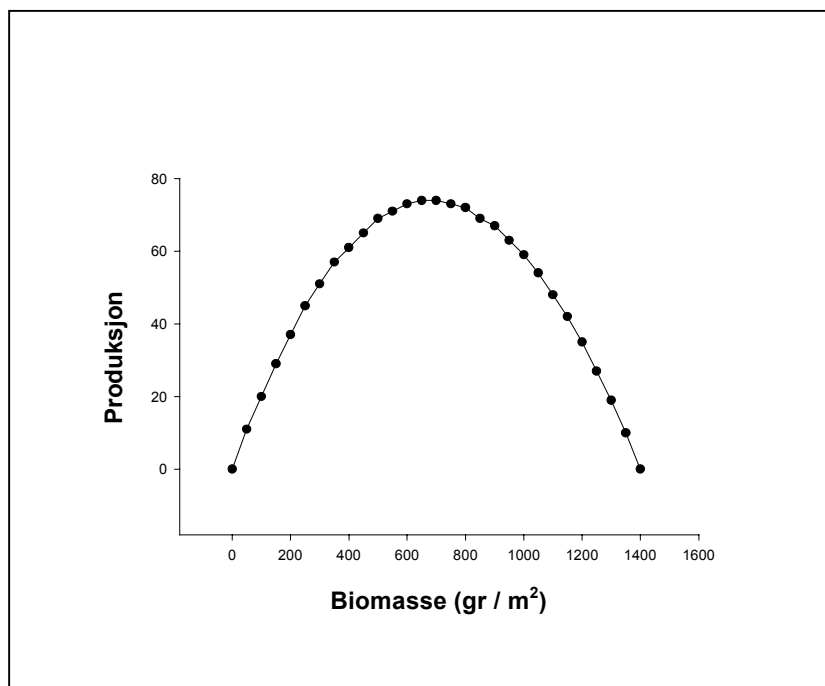
Lav har, i motsetning til høyere planter, ikke rotsystem og tar opp mineraler og vann direkte fra luften (Brown, 1984). Lav har derfor egenskaper som tillater den å vokse på rabber i høgfjellet som er for tørre og eksponerte til at andre planter kan vokse der (Gaare & Skogland 1980, Warenberg et al. 1997). Dette kommer godt til syne i fjellet ved et vegetasjonsskille som samsvarer med snødekningen om vinteren. I terreng som ligger under det typiske snødekket dominerer rotfesta planter og lyng, mens reinlav, gulskinn og snøskjerpe dominerer på de minst snødekte- og mest eksponerte rabbene (**figur 4**). Lav er en flerårig plante og har ikke ny gjenvekst av plantemateriale hvert år, slik som gras og urter. Alt avbeita plantemateriale vil derfor ikke kunne erstattes i løpet av en vekstsesong, men må gjenoppbygges over flere år. En konsekvens av dette er at lavbeiter som er sterkt beita, trenger lang tid før de restitueres (Gaare & Skogland 1980, Klein 1987). Dette er kjente fenomener fra flere villreinområder som har vært utsatt for sterk bestandsvekst med påfølgende overbeiting, og hvor en først etter 20-30 år med redusert beitetrykk ser en forbedring av lavbeitene (Skogland 1994, Jordhøy 2001).



Figur 4. Lavartenes forekomst i forhold til snødekket på en rabb.

Betydningen av dette for produksjonen av lav- og vinterbeite for reinen kan illustreres i en skjematisk skisse av produksjonsforløpet hos lav. Reinens beitelaver har en maksimal vekstrate på 20-30 % pr. år ved lave tettheter. Denne avtar etterhvert som lavmatta vokser, og vi regner med at ny tilvekst balanseres med forråtnelsesprosesser når lavmatta er 5-7 cm tykk (dette er omtrentlige verdier for reinlav, gulskinn og snøskjerpe i høydenivået ca 1 100

m.o.h.) (Gaare & Skogland 1980, Nellemann 1997). Den maksimale produksjonen av lav vil en da få ved en lavmatte som er ca halvparten av den maksimale størrelsen (**Figur 5**). Dersom lavmatta beites lite og får vokse til tykkelser som er større enn dette vil den årlige produksjonen reduseres på lik linje med at produksjonen reduseres i ei lavmatte som er for hardt beita (**Figur 5**). Effektene av for intens beiting i villreinens vinterbeiter medfører derfor at produksjonen av lav nedsettes kraftig i de sterkest beita områdene.



Figur 5. Den årlige produksjonen av beitelav vil være størst i ei lavmatte som har en biomasse eller et lavvolum som er ca halvparten av den maksimale biomassen eller lavvolumet. Teoretisk vil da den årlige produksjonen som oppnås i ei slik lavmatte følge et forløp som kan beregnes fra den maksimale vekstraten og biomassen / lavvolumet som oppnåes i områder uten beiting. I dette eksemplet har vi brukt en maksimal vekstrate på 20% og en maksimal lavdekning 1200 gr / m². Reduksjon i beitetrykket som medfører at den stående biomassen øker, eller økt beitetrykk som medfører at biomassen reduseres i forhold til det optimale, vil bidra til at den årlige produksjonen av beitelav blir mindre.

2.2 Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villrein

2.2.1 Definisjon av effekter

Vi skiller i dag mellom minst fire ulike effekter knyttet til tekniske inngrep og forstyrrelser:

- 1) Arealtap som direkte følge av tekniske inngrep
- 2) Kortvarige fysiologiske og atferdsmessige responser hos dyr som utsettes for forstyrrelser
- 3) Barriereeffekter
- 4) Kumulative effekter av ulike forstyrrelser og inngrep

Arealtap som direkte følge av inngrep

Dette er effekter som er direkte knyttet til selve inngrepet og som ofte er av begrenset omfang. Unntakene er tilfeller der det fysiske inngrepet dekker store arealer, eller hvor inngrepet har en barriereskapende effekt. Eksempler på at slike effekter kan være betydningsfulle i forbindelse med villrein er etablering av vannkraft-magasiner i spesielle beiteområder, eller ved at viktige trekkveger endres. Effektene av arealtapet forsterkes da av fragmenteringseffekter.

Fysiologiske og atferdsmessige responser hos enkeltindivider

Slike effekter er dokumentert hos en rekke arter og oftest i forbindelse med eksperimentelle undersøkelser der dyr er utsatt for ulike stimuli. Disse effektene er direkte knyttet til en spesifikk forstyrrelse og avtar ofte etter kort tid. Dette er en type effekter som oftest er studert under kontrollerte betingelser og som vanskelig lar seg knytte til individets reproduksjon og overlevelse eller til populasjonens egenskaper.

Barriereeffekter

Dette er effekter som kan oppstå enten ved store habitatendringer eller ved at det bygges lineære strukturer som er til hinder for dyrs normale trekk mellom ulike funksjonsområder. Eksempler på slike inngrep kan være veger, jernbane, kraftledninger eller oljerørledninger. De biologiske effektene av at det dannes slike barrierer er flere, og omfatter redusert utveksling av genetisk materiale, endring i beitebelastning og endra tilgang til viktige sesongbeiter eller viktige habitater (f.eks. kalvingsområder). De genetiske effektene av barrierer har fått en betydelig oppmerksomhet og spesielt i forhold til effektene som slik isolasjon kan ha på den genetiske variasjonsbredden i små populasjoner. En har i denne forbindelse også jobbet en del med teoretiske modeller som beskriver antall migranter eller utvekslingsbehov, som er et minimum for å opprettholde genetisk variasjonsbredde. I naturlige bestander vil det være av betydning at den naturlige utvekslingen av genetisk materiale opprettholdes, og det er viktig å skille dette fra de mer teoretiske minimumskriteriene som er satt i forhold til bevaring av utdøingstrua arter. For villreinens del er barriere-effekter derfor mest aktuelle i forhold til muligheter for beitesøk og naturlig utveksling av genetisk materiale.

Samla effekter av ulike forstyrrelser og inngrep

I motsetning til undersøkelser som har fokusert på individers reaksjoner på forstyrrelser og tekniske inngrep har en i løpet av de seinere åra i større grad forsøkt å undersøke de samvirkende effektene ulike typer forstyrrelser og inngrep (Cocklin et al. 1992). Dette kommer som en direkte følge av at ville dyr er under påvirkning av svært mange faktorer og at det er produktet av disse faktorene og begrensningene i naturmiljøet som til sammen gir de målbare effektene i form av redusert vekst, reproduksjon og overlevelse. Denne typen effekter kan samles i ett begrep og omtales ofte som kumulative effekter. Et resultat av at en i større grad har fokusert på de samvirkende effektene av ulike inngrep og forstyrrelser er at de direkte effektene må betraktes i forhold til vedkommende arts økologi og bestandsdynamikk. En viktig årsak til dette er at en også i større grad finner negative effekter og at effektene ofte er større, og virker over større avstander enn tidligere antatt (Nellemann et al. 2001). Det er viktig å nevne at dette ikke er spesielt for reinsdyr, men er generelt og at en hos de fleste arter oftere dokumenterer effekter og at effektene virker over større avstander når en har vurdert de samvirkende effektene av flere inngrep.

2.2.2 Ulike typer effekter som er påvist hos villrein

I forbindelse med den tekniske utviklingen som har funnet sted i nordområdene, spesielt i Canada og Alaska, er det gjennomført en rekke undersøkelser som har fokusert på effekter av tekniske inngrep eller forstyrrelser på villrein (se sammendrag i Wolfe et al. 2000). Disse undersøkelsene har bidratt til en bedret generell kunnskap om forholdet villrein/caribou og effekter av ulike tekniske inngrep og forstyrrelser. Undersøkelsene som er gjennomført så langt har dokumentert at rein viser "reaksjoner" på forstyrrelser og tekniske inngrep ved å:

- 1) Ha økt aktivitet og energiforbruk når dyrene er i områder med mye forstyrrelser
- 2) Ha forsinka- eller helt unngår kryssing av lineære strukturer som veger og jernbane
- 3) Redusere bruken av- og beiting i områder med moderat og intensiv utbyggingsgrad/forstyrrelse
- 4) Være utsatt for påkjørsler av ulike kjøretøy og tog

Effekter av kortvarige forstyrrelser på reinens aktivitet og energiforbruk

Dette er en type effekter som er kjent i forbindelse med en rekke forskjellige typer forstyrrelser. Undersøkelsene som dokumenterte slike effekter fokuserte i all hovedsak på effekter av en type forstyrrelse og ikke på de kumulative effektene som oppstår som et resultat av flere samvirkende inngrep og forstyrrelser. De dokumenterte effektene knytter forstyrrelser til redusert beitetid og energiforbruk ved flukt (Klein 1973, Gunn & Miller 1980, Horejsi 1981, Fancy 1983, Gunn et al. 1985, Valkenburg & Davis 1985, Curatolo & Murphy 1986, Tyler 1991, Harrington & Veitch 1992, Berntsen et al. 1996, Blehr 1997, Reimers et al. 2000). Dette er individuelle responser som vanskelig kan knyttes opp mot effekter på populasjonsnivå. Forsøk har imidlertid vært gjort på å relatere forventa energitap til vektutvikling hos kalver (Luick et al. 1996). Gjentatte forstyrrelser med fly ga påvisbare endringer i høstvekt hos kalver, men på grunn av at forstyrrelsene bare påvirket en liten del av bestanden var det ikke mulig å knytte disse effektene til endringer i drektighet eller bestandsvekst (Luick et al. 1996). Lignende undersøkelser har også vært gjennomført i Norge, der en har fokusert på fryktreaksjoner hos forsøksdyr, samt frykt- og fluktavstander hos ville reinsdyr (Tyler 1991, Reimers et al. 2000). Ingen av disse undersøkelsene har kunnet vurdere den samla effekten av ulike forstyrrelser (de kumulative effektene), eller kunnet knytte effekter på individer til populasjonsnivå. Forstyrrelser i forbindelse med jakt og insektstress har også vært fremholdt som påvirkningsfaktorer i forhold til vektutvikling hos norsk villrein (Reimers 1980, Skogland & Grøvan 1988).

Barriere-effekter

Ulike tekniske installasjoner og menneskelig aktivitet knyttet til disse kan også påvirke reinsdyra ved at de utsetter- eller helt unngår å trekke mellom viktige funksjonsområder. Eksempler på slike installasjoner er oljerørledninger i Alaska, hvor det er vist at reinen utsetter trekk i forbindelse med kryssing av rørgater (Carruthers & Jakimchuk 1987). Reinen brukte i enkelte tilfeller underganger oftere enn tilsvarende områder hvor det ikke var gjort spesielle tiltak for å tilrettelegge for at reinen kunne krysse (Eide et al. 1986). De samme undersøkelsene har vist at reinens reaksjoner på rørgatene også kan være situasjonsbetinget, ved at flokkene viste mindre fryktreaksjoner når de for eksempel var sterkt stresset av insekter. Videre hadde bukker mindre reaksjoner på inngrepene enn simler med kalver.

En rekke undersøkelser har også kunnet dokumentere at kraftledninger, veger, rørledninger og jernbaner kan ha en barriereskapende effekt hos reinsdyr (Wolfe et al. 2000). Videre at barriereeffekten som skapes av veger og jernbane i betydelig grad vil være avhengig av trafikkbelastning-, og over døgnet og utformingen av selve veglegemet. Undersøkelser har for eksempel vist at veger som ligger høyt i terrenget og som lager en visuell barriere i landskapet har virket avvisende på reinsdyr høst og vinter (Surrendi & DeBock 1976). Undersøkelser fra USA antyder også at barriereeffekten av veger kan være redusert ved lav trafikkintensitet. En rekke undersøkelser har vist at sterkt trafikkerte veger både innebærer en barriere for trekk og at forstyrrelser i tilknytning til disse både medfører økt aktivitet og redusert beitetid (Klein 1971, Surrendi & DeBock 1976, Murphy & Curatolo 1987). Betydningen av trafikknivået for barriereeffekten av slike inngrep er også demonstrert ved at dyr kan krysse slike barrierer nattetid eller i perioder med mindre trafikk belastning (Murphy & Curatolo 1987). Det er også eksempler på at vegstrekninger eller transportåre med lav trafikkbelastning ikke har redusert reinens trekk nevneverdig (på New Foundland), og at tradisjonelle trekkruiter har vært opprettholdt på tross av at de har krysset veger (Wolfe et al. 2000). Det er også vist at aktivitet i forbindelse med veger og i tilknytning til anleggsaktivitet har ført til at reinen har unngått slike områder på tross av at trafikkbelastningen på disse vegene var moderat (100-200 kjøretøy / døgn) (Cameron et al. 1992, Cameron et al. 1995). Avvisningssonene rundt slike inngrep kan være betydelig og flere undersøkelser har vist at tettheten av rein synker innenfor avstander på 3- 5 km fra inngrepene (Wolfe et al. 2000, Nellemann et al. 2001).

Generelt kan det virke som om miljøstress vil kunne bidra til at trekkbehovet øker hos dyra og at barriereeffekten av et inngrep kan være mindre i perioder hvor dyra er sterkt. Både dyras trekkbehov og effekten av en barriere kan derfor variere over tid og kan ikke oppfattes som konstante størrelser. Dette gjenspeiles også i de fleste beskrivelsene vi har på barrierekryssinger og arealbruken dyra har i tilknytning til slike. Effekten av barrierer er sjelden total, og virker oftest ved at dyr har redusert trekkfrekvens. Dette gjenspeiles i at dyr som krysser barrierer ofte utsetter trekket og enten krysser på gunstige tidspunkt hvor barriereeffekten er mindre eller i perioder hvor trekkbehovet er ekstra stort. Et viktig moment med observasjoner som bekrefter at dyr krysser barrierer er derfor at dette ofte er enkeltstående observasjoner og at det er vanskelig å dokumentere at observerte krysningsfrekvenser er forskjellig fra den naturlige bruken av området. Det samme gjelder også for bruken av nærområder til barrierer, som ofte er belastet med ulik grad av forstyrrelser i tillegg til barriereeffekten som oppstår i tilknytning til en veg. Den tidvise tilstedeværelse av dyr i slike områder avkrefter ikke nødvendigvis at det har vært langsiktige og systematiske endringer i reinens bruk av områdene.

Arealbruk i områder med moderat og intensiv utbyggingsgrad

En har også sett eksempler på at en gradvis utbygging av tidligere sammenhengende naturområder kan medføre at en overstiger terskler for hva villreinen aksepterer før områdene går fullstendig ut av bruk. Undersøkelser i Alaska har for eksempel vist at reinen mer eller mindre helt unngikk å bruke beiteområder når utbyggingsgraden i disse områdene oversteg 1 km veg / km² areal (Nellemann & Cameron 1998). Flere nyere undersøkelser fra Norge viser også at utbygging av ulik karakter (kraftledninger, hyttefelter og veger) enten hver for seg eller i kombinasjon medfører betydelige endringer i villreinens arealbruk (NFR 2002, Vistnes & Nellemann 2001, Nellemann et al. 2000). Disse effektene er dokumentert på reinens bruk av både sommer- og vinterbeiter, og hos både villrein og tamrein. Vi har også kunnet dokumentere at villreinens bruk av områdene er endret over tid i Setesdal-Ryfylkeheiene som følge av Ulla-Førreutbyggingen og oppdemmingen av Blåsjømagasinet (Nellemann et al. 2001, NFR 2002). Dette medførte mer enn 90 % reduksjon i villreinens bruk av sentrale områder som var brukt før utbyggingen startet. Vi har i dag flere eksempler som gir klare indikasjoner på at slike prosesser er virksomme i villreinområdene. Disse eksemplene omfatter effekter av skiløyper, hytter, veger, vannkraftutbygging, kraftledninger og generelle forstyrrelser som følge av høyt menneskelig aktivitetsnivå. Disse eksemplene omfatter både tamrein og villrein i Rondane, Ottadalen, Nordfjella, Hardangervidda og Setesdalsheiene (Nellemann et al. 2000, Nellemann et al. 2001, Vistnes et al. 2001).

3 Setesdal Ryfylkeheiene villreinområde

SR er vårt nest største villreinområde (ca 6000 km²) og huser Europas sørligste villreinbestand. Setesdalsheiene har tidligere i større grad vært sammenhengende med villreintraktene nordover mot Hardangervidda og Nordfjella (Olstad 1943, Krafft 1981). Den opprinnelige villreinen i området har gjennom tidene vært blandet opp med tamrein (Hageland 1992). Bykle reindriftslag holdt for eksempel tamrein i Setesdal-Austhei og nordlige deler av Setesdal-Ryfylkeheiene helt fram til 1978 (NOU 1974). Området er fastlands-Norges mest marginale område for villrein på grunn av små og hardt belastede vinterbeiteressurser, samt et utpreget oseaniske værlag. Her er høg nedbør, store snømengder og hyppig nedising av beiteene som følge av svingende temperaturer og hyppig lavtrykksaktivitet om vinteren. Villreinbestanden er derfor underlagt strenge naturgitte begrensinger her og i tillegg kommer omfattende menneskelige inngrep og forstyrrelser i villreinområdet.

3.1. Naturgrunnlag

Området domineres av stedege, sure, harde og næringsfattige grunnfjellsbergarter fra prekambrisk periode. I geologisk sammenheng har området ligget i ro siden jordas urtid (600 mill. år), uten overskyvninger, folder og o.l. Is og smeltevann har under kvartærtida utformet det tidligere slettelandskapet til et estetisk mangfold av daler, koller og botner. Ved slutten av siste istid foregikk det en omfattende isbasert transport av løsmateriale ut mot havet. Summen av nevnte forhold er hovedårsaken til at Setesdal-Ryfylkeheiene idag har et slik næringsfattig og karrig preg over seg. Lengst mot nordøst kommer det stedvis opp rikere kambrosiluriske bergarter (Fylkesmannen i Aust-Agder m. fl., 1995).

3.2. Beiter

Et kupert fjellandskap med mye nakent grunnfjell preger Setesdalsheiene og de produktive arealene er oftest begrenset til dalfører og botner (57%). Andelen impediment, arealer uten beite, er på hele 43%. Lavbeitene utgjør en liten del av det totale beitearealet, forøvrig den laveste andelen sammenlignet med andre større villreinområder i landet (tabell 2). Hovedtyngden av tigjengelige lavbeiter er konsentrert til de nordøstlige deler av området, fra Roskrepffjorden og nordover, mellom Setesdalen (Bykle) og vannskillet mot vest. Området ser ut til å ha felles vinterbeite med den nordlige delen av Setesdal Austhei. Austheia har i tillegg gode sommer- og helårsbeiter. Tidligere minimumstillinger foretatt om vinteren viste at hovedtyngden av reinen ble funnet i disse traktene. Lavbeitene har imidlertid vært sterkt nedslitt i disse områdene, og en regner med at det er tilstrekkelig vinterbeite til om lag 2000-2500 dyr her (Gaare 1985). Lavmattene i de nordlige Austheiene har imidlertid tatt seg bra opp igjen de senere år. Setesdalsheiene er forøvrig et eksempel på et villreinområde hvor dyra beiter utstrakt i bjørkeregionen vinter og vår. Reinen i området har potensielt god tilgang på grøntbeite gjennom barmarkssesongen og topografien influerer betydelig på dette.

Tabell 2. Totalareal taksert (km²), totalt beiteareal (km²+), prosentvis fordeling av sesongbeiter (av totalarealet) og forholdet mellom vinterbeite- og grøntbeiteareal (V:G) innen et spekter av norske villreinområder (1: Vinterbeiter, 2: Vår-/forsommerbeiter, 3: Sommerbeiter, 4: Høstbeiter, 5: Høgalpint terreng - stein/ur, breer, vatn el. annet areal uten synlig beite)¹

Villreinområde	km ²	km ² +	1	2	3	4	5	V:G	Kilde
Setesdal-Ryf. h.	4016	2942	8	37	4	10	43	1:6,4	Gaare, 1985
Hardangervidda	8500	5529	15	29	9	16	32	1:3,6	Gaare, 1989
Nordfjella	3450	1586	15	20	13	6	45	1:2,6	Gaare, 1986
Snøhetta	2563	1873	17	21	6	11	44	1:2,2	Gaare, 1993
Nord-Ottadalen	3300	2044	21	23	16	2	38	1:2,0	Gaare, 1986
Rondane Sør	920 ²	782	28	26	6	17	23	1:1,8	Gaare, upubl.
Rondane Nord	1400	1036	35	17	10	6	32	1:1,0	Gaare, upubl.
Forelhogna	1650	1640	36	29	7	22	7	1:1,6	Gaare, 1986
Knutshø	1580	1620	40	26	7	18	9	1:1,3	Gaare upubl.

3.3. Bestand og bestandsutvikling

Villreinbestanden i Setesdal-Ryfylkeheiene har variert i størrelse de siste 100 år. I 1906 var den anslått til 1500 dyr, i 1916 til 4000-5000 dyr, men det var ikke festet særlig tillit til anslagene (NOU 1974). De viser nok likevel at det har vært store bestandssvingninger her. Minimumstillinger på 1960- og 70-tallet viser at det rundt 1969 var ca 3500-4000 vinterdyr i S-R (Jordhøy og Kålås 1985). Noe tilsvarende var det rundt 1995 (Jordhøy et al. 1996). Driftsplanens målsetting (1999-2003) tilsier at en nå skal ha en bestand på rundt 2000 vinterdyr i området.

3.4. Tamreindrift

Historien om tamreindriften i Setesdalen skriver seg tilbake til 1886. Da kom en eldre flyttsame, John Anderson Stangfjell, til Bykle med ca 1000 tamrein. I 1890 kom en annen same, Jonas Jonsson, til Bykle med ca 2000 tamrein. I 1892 kom så den velholdte samen John Thomasson med 4000 dyr. Reindriften i Bykle tok seg kraftig opp og først på 1900-tallet utgjorde den 1/5 av kommunebudsjettet i Bykle (Gjerden 1988). I 1929 ble så A/S Byklehei reinsamlag stifta med beiteeiere fra både Setesdal Vesthei- og Austhei. Drifta fram til krigen gikk godt med god fortjeneste. I 1939 ble det slaktet 1000 dyr totalt. Fra 1940 og utover på 1950- og 60-tallet ble det vanskeligere tider. I 1978 ble så tamreindriften avviklet.

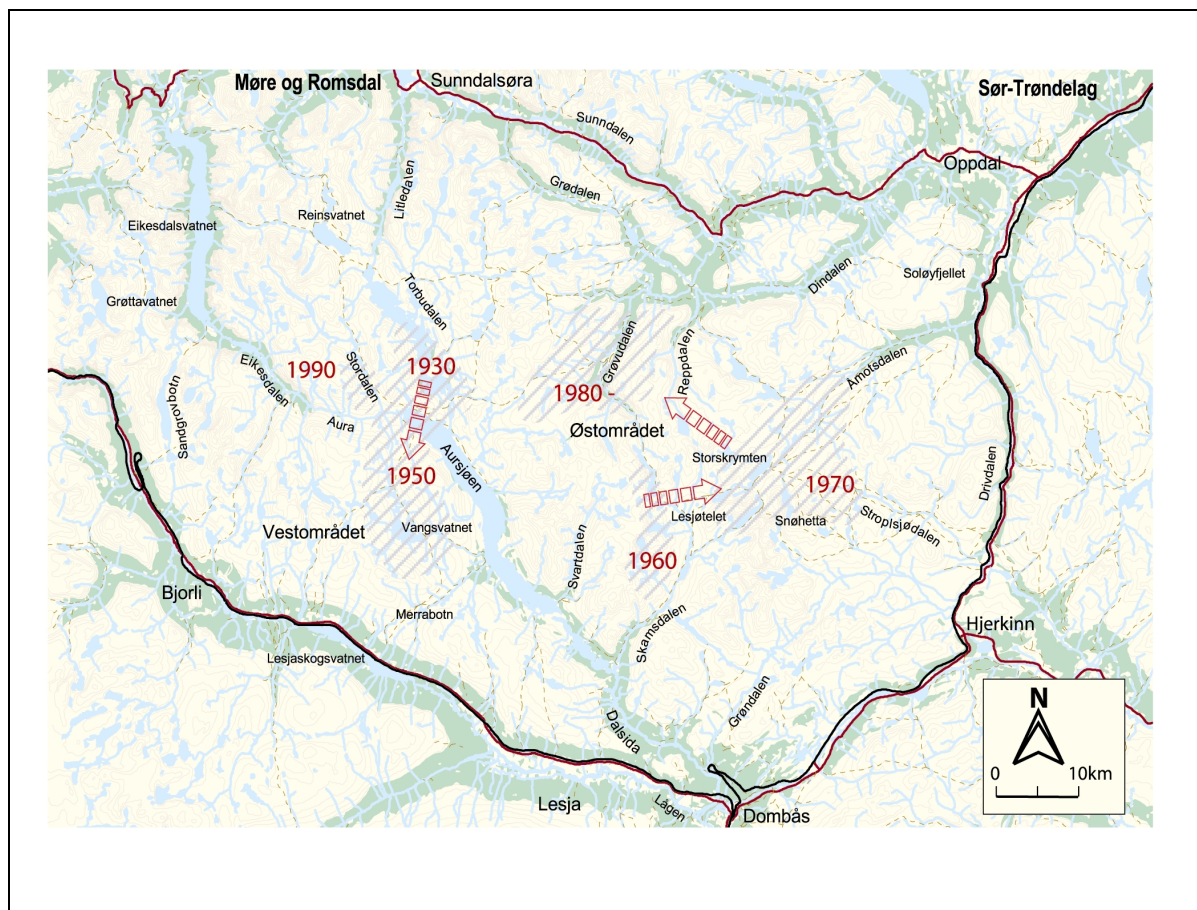
Gjennom nærmere 100 år med reindrift har stedegen villrein blitt noe oppblandet med tamrein. En kan si at bestanden i SR har hatt begrenset påvirkning av tamrein. Den antas likevel å tilhøre gruppen av villrein med høy skyhetsgrad (Snøhetta, Rondane), i motsetning til Forelhogna, Ottadalen og Norefjell hvor bestandene har rent tamreinopphav (tabell 1.)

3.5. Reinens arealbruk

3.5.1. Generelt

Villreinen er med sin flokkadferd og nomadiske levevis en spesiell art i norsk fauna. Dens utnyttelse av et ekstremt skrint næringsgrunnlag betinger bruk av store arealer for å få fylt primærbehovene. Tilsynelatende kan store beiteressurser ligge «ubenyttet» i lange perioder og synes uvesentlige. Dette er imidlertid noe av det sentrale ved reinens beitedynamikk - der bruksmønsteret pulserer i takt med beiteslitasje og snøforhold, og alltid vil medføre at det er et visst areal med «hvilende» beiter (reserver). Først når beitetrykket begynner å bli godt synlig, kan den flytte til andre områder. Vinterbeitet kan derfor være bra totalt sett, selv om enkelte arealer er synlig sterkt påbeitet. Det er derfor viktig å vurdere reinens arealbehov i et langt tidsperspektiv (10-30 år) om en skal få et reelt og dekkende bilde (Skogland 1993).

Villreinens opprinnelige, nomadiske vandringsmønster ser vi idag bare en antydning av, som følge av menneskeskapte barrierer og aktiviteter. Et holdepunkt om det opprinnelige og naturlige bruksmønsteret gir de fangstrelaterte kulturminnene i fjellet, som nettopp skriver seg fra en tilstrekkelig tidsperiode til å fange opp vesentlige holdepunkter om reinens reelle arealbruk. I Snøhettaområdet viser reinens registrerte områdebruk i kalvingsperioden eksempel på vekselbruk (**figur 6**). Rundt 1950 kalvet reinen hovedsakelig rundt øvre del av Aura vest i området (Skogland 1986), rundt 1973 foregikk hovedtyngden av kalvingen rundt Åmotsdalsvatnet øst i området og idag foregår kalvingen i all hovedsak rundt Grøvudalen, sentralt i området. I tillegg kommer dyra i Vestområdet som nå stort sett kalver i Stordalsområdet. Dette viser at det alt overveiende av sentrale fjellareal har vært brukt av villreinen en eller flere perioder gjennom en lang totalsyklus.



Figur 6. Villreinens registrerte områdebruk over tid i kalvingsperioden i Snøhettaområdet (Jordhøy 2001).

Vinter

Utover vinteren må de bukkene som har kastet geviret ta til takke med middelmådige lavbeiter, ofte i leveområdets ytterkanter - og de yngre bukkene rangerer enda lavere i beitekonkurransen. De jages vekk hvor de befinner seg, av simler og større bukker, og må ta til takke med de dårligste beitegroperne. De svakeste ungbukkene faller derfor gjerne fra i løpet av den kalde årstida. Simlene beholder geviret helt fram til kalvingen er vel overstått og er derfor dominante i de beste vinterbeiteområdene. Dette er en evolusjonsmessig tilpasning til forplantningsstrategien hos simlene, slik at de har et fortrinn i fødetilgangen under svangerskapet. En kan si at simlene hersker med «hard hånd» over bukkene i vinterbeiteområdene. Bukkene, som har brukt opp store oppbygde energireserver gjennom brunstperioden, er på denne tiden avmagret og uten nevneverdig opplagret fett. De må derfor beite iherdig utover senhøsten, mens lavog annet beite ennå er lett tilgjengelig og beitekonkurransen følgelig er mindre.

Reinens beitedynamikk om vinteren har blant annet vært studert i Snøhetta (Nellemann 1997). Undersøkelsene fokuserte på terrengets overflatestruktur i forhold til reinens habitatvalg på seinvinteren og under kalvinga. Den viktigste effekten av terrengejevnheter var mange tettliggende vindblåste rabber med god tilgang på eksponert lavhei. Reinen oppsøkte arealer med stor overflatejevnhet, opp til ca 30° helling. Brattere terreng ble ikke benyttet. Selv om reinen beitet mye på lavhei, fortalte utbredelsen av lavheiene svært lite om områdets beskaffenhet som potensielle seinvinterbeiteområder. Det var ofte like mye lavhei utenfor «vinterbeiteområdene» som innenfor. Innen et «vinterbeiteområde» ble enkelte lokaliteter brukt svært mye, mens andre øyensynlig meget like lavtyper - forble omtrent ubrukt. Det viste seg at bare 1/3 av lavheiene i Snøhetta befant seg i «gode»

terrengtyper. Dette betyr at bæreevnen for rein på seinvinteren kan være ca 1/3 av det vi forventer ut fra vegetasjonen og vegetasjonsdekket.

Vår

På vårvinteren starter de voksne bukkene vårvandringen. I år med mye ising i fjellet kan bukkeflokker trekke ned mot fjellskog og setervanger for å få tilgang til de første grønne, proteinrike plantespiser. I mange villreinområder vil det innebære at de beveger seg vestover, mot frodige og kuperte kystfjell med lang spiresesong. Etersom vier og dvergbjørk spretter ut blir også dette en viktig næringskilde for bukkene om våren. I enkelte år kan det være stor snødekning i fjellet utover våren og forsommeren. Da kan bukkene foreta lange næringstrekk i høgdelaga i løpet av døgnet. De kan da ofte sees helt ned i fjelliene mot kystbygdene i lyse vårvelder. Om dagen søker de gjerne opp i høyden igjen.

På vårvinteren befinner simlene seg i høgfjellet hvor de er opptatt med kalving, og dette habitatet ligger nesten alltid nær sommerbeitet. Kort veg til grøntbeitene er viktig for kalvenes overlevelsesmuligheter - de unngår da for eksempel kryssing av flomstore elver. Nyfødte kalver er sårbare og simlene velger derfor høytliggende, kuperte områder i kalvingsperioden - hvor de opptrer spredt og har gode skjulmuligheter. Dette er antatt å være en atferd for å beskytte avkommet mot rovdyr.

Sommer/høst

I barmarksesongen oppsøker reinen de beste grøntbeiteområdene og utover sensommeren og framover mot brunsten går bukkene gradvis inn i fostringsflokkene.

Momenter ved vurdering av områdebruken

Bukkeandelen i stammene har tildels vært relativt lav i lengre perioder. De senere år har målsetningen vært å bygge opp igjen voksenbukkeandelen i området. Idag har en nærmet seg dette målet og bukkeflokkene utgjør rundt 1/3 av bestanden. De store fostringsflokkene har gjennomgående størst tilknytning til de sentrale deler av villreinområdet, mens de mindre og spredte bukkeflokkene opptrer mer vanlig i randområdene. Etersom fostringsflokkene er den kategorien som eksponerer seg mest kan nok dette i en viss grad ha satt sitt preg på hvordan områdebruken har vært vurdert. Det er derfor viktig å unngå «nedgradering» av perifere deler (tanger) av villreinområdet. Disse områdene utgjør dessuten viktige bufferareal/reserver under mer tilfeldige marginalsituasjoner. Visualisering/framstilling av reinens områdebruk bør derfor i sterkere grad basere seg på økologiske forutsetninger innen det enkelte område i et lengre tidsperspektiv.

3.5.2. Reinens arealbruk i Setesdal Ryfylkeheiene og Setesdal Austhei

Historiske holdepunkter om reinens vandringer

Senere registreringer kan tyde på at lengre sesongtrekk har forekommet, da det er funnet indikasjoner (fangstsystemer) på passeringpunkter over større dalfører som Nord-Gudbrandsdalens hoveddalføre og Ottadalen, på Dovrefjell (Øystein Mølmen pers. medd., Jordhøy et al. 1997) og ved Ustevann (Randen 1992, Knudsen 1993). Det er ellers kjent at reinen kan foreta svært lange vandringer mellom sesongbeitene, og opptil 770 km er påvist hos tundrarein i Nord-Sibir (Hanstrøm 1963). Konsentrasjon av fangstrelaterte kulturminner er ofte store i "flaskehalspartier" mellom viktige sesongbeiter, og indikerer sammen med funnmaterialet en omfattende fangst her under migrasjonsperiodene, spesielt på høsten (Blehr 1971). Sumtangen nordvest på Hardangervidda og områdene rundt er et slikt eksempel og denne viktige nord-sørkorridoren synes kontinuerlig brukt til reinfangst i svært lang tid (Indrelid 1994). Kulturminnene her avspeiler nok først og fremst reinens forekomst om sommeren og under de store høsttrekkene, men mye tilsier at området også har vært brukt under sørlige seinvinter- og vårtrekk.

Historiske holdepunkter om reinens tidligere bruk av Setesdalsheiene

Det er gjort en rekke funn av kulturminner (jakt- og fangstkarakter) som viser at den menneskelige utnyttelsen av Setesdalsheiene har funnet sted i lang tid. Ved store Myrvatnet i Gjesdalsheiene er det funnet kulturspor etter reinsfangst som er C14-datert til 9600 år før nåtid (Bang-Andersen 1999). Flere av fortidsfunnene forteller oss også noe om villreins bruk av området (Bang-Andersen 1983, Bay 1994, Jordhøy og Kålås 1985, Løken 1975).

Undersøkelsesenes omfang varierer områdene imellom og dette vil i en viss grad gjenspeiles i registrert forekomst av kulturminner som knyttes til jakt på rein. Områdene rundt Blåsjø sentralt i Vestheia ble relativt grundig undersøkt i forbindelse med Ulla-Førreutbyggingen (Bang-Andersen 1983). Arkeologiske undersøkelser har også vært gjennomført i forbindelse med reguleringen av Store- og Lille Urarvatn, Reinevatn og Ytre Ratevatn (Løken 1975).

Dersom en tar utgangspunkt i det som er kjent av jakt- og fangstrelaterte kulturminner i det sørlige Sør-Norge i dag, ser en at de store massefangstanleggene har avtagende forekomst mot sør. Rundt Haukeli og overgangspartiet mellom Hardangervidda og Setesdalsheiene er fangstanlegg av slike omfang ikke kjent. Om dette kan være en indikasjon på at det har vært en mer spredt og sporadisk forekomst av rein er et åpent, aktuelt spørsmål. En ser også at det altoverveiende av registrerte dyregraver i heiene er enkeltgraver. De største konsentrasjonene av slike finnes i og rundt Blåsjø, samt i området Reinevatn – Store Urevatn.

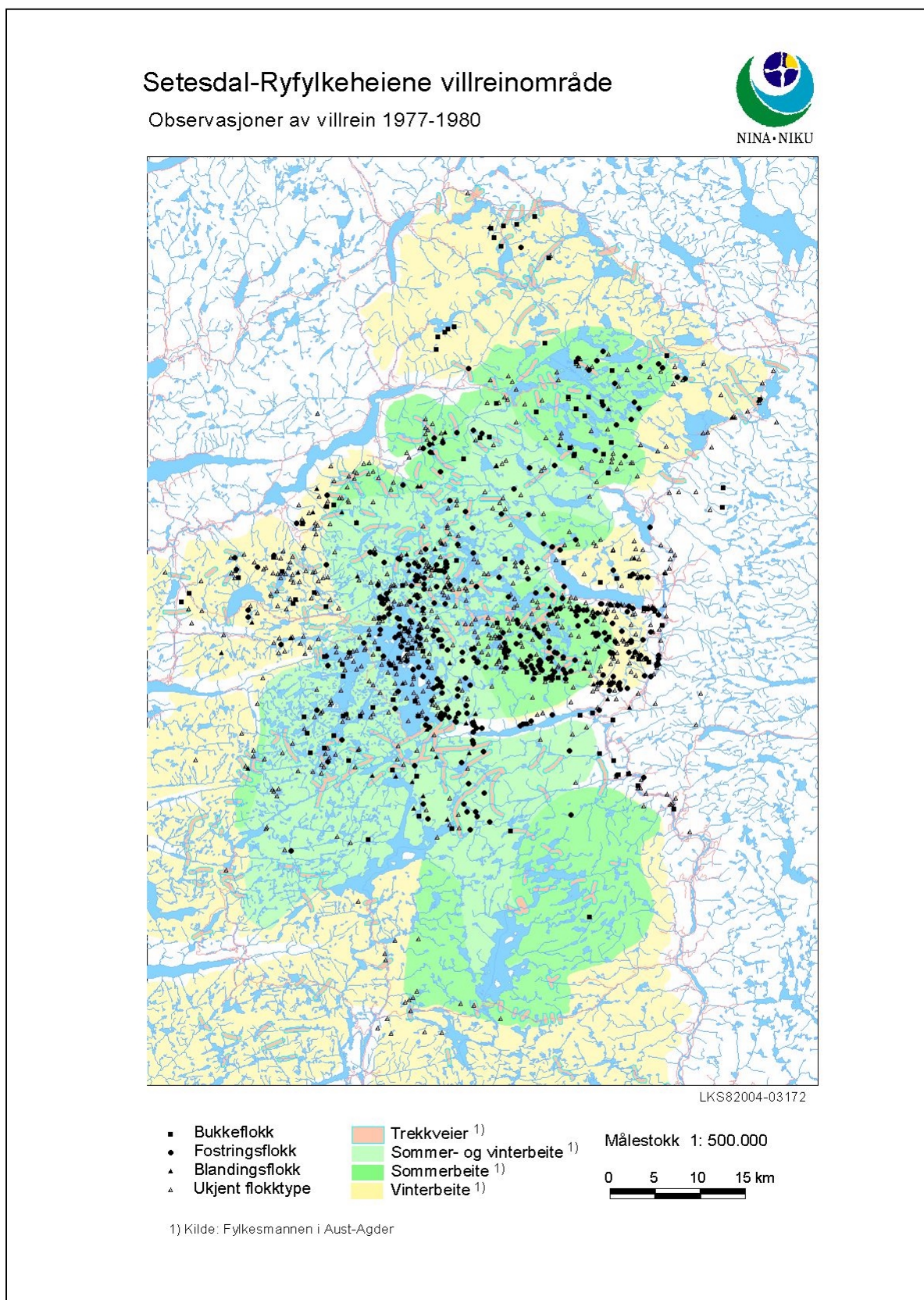
I områdene rundt det aktuelle utbyggingsområdet rundt Rv9 foreligger det ikke kjent dokumentasjon på større fangstanlegg for rein. Nær sundet mellom Sæsvatn og Breidvatn har det tidligere vært en dyregrav som kan ha vært anlagt for å fange dyr på øst-vest trekk eller motsatt.

Holdepunkter om arealbruk i nyere tid

Villreins bruk av Setesdalsheiene er nært knyttet til områdets fordeling av beiteressurser, perioder med matmangel om vinteren og villreins nomadiske livsførsel (Skogland 1984). Det geografiske bruksmønsteret har nok endret seg over tid og Meidell (1937) gir et annet bilde enn det vi kjenner som dagens situasjon. På 1930-tallet oppgir nevnte kilde at den sørlige delen av Vestheia ble mye brukt om vinteren. Hovedtyngden av dyra trakk da nordover på senvinteren via østsiden av Roskreppfjorden, til sommerbeiter i Bykle, Suldal og Valle. Lignende endringer i bruksmønsteret kjenner vi også fra andre områder og dette er i tråd med kjent dynamikk hva angår reinens arealbruk (Jordhøy 2001).

Setesdal-Ryfylkeheiene har vært underlagt omfattende undersøkelser i for- og etterkant av flere vasskraftutbygginger. Resultatene fra disse viser i hovedtrekk at dyras arealbruk i økende grad har blitt styrt av de store vassdragsreguleringene, etterhvert som disse har tatt form. Den siste av de store utbyggingene, Blåsjø, har sammen med tidligere utbygginger - medført en sterk barriereeffekt slik at områdene vest for nord-søraksen Blåsjø - Svartevatn blir tyngre tilgjengelig og lite brukt av reinen. Mindre utveksling av dyr er det også mellom det såkalte Sørområdet og Nordområdet (Bykle) over øst-vestaksene Botsvatn - Blåsjø og Blåsjø - Store Urarvatn (Skogland 1994). Observasjoner og fellingsstatistikk viser at tidligere funksjonsområder ved og rundt Blåsjø er mindre tilgjengelig og mer eller mindre falt ut av bruk som følge av utbyggingen. En ser at mønsteret over kartlagt forekomst av rein i SR har endret seg gjennom perioden fra før- og etterkant av av Blåsjøutbyggingen (**figur 7, figur 8**). Det må bemerkes at reinen har størst begrensinger sommerstid, vedrørende forflytninger. Om vinteren når vatna er islagte er nok utvekslingen av dyr totalt sett betydelig større. Kalvingen har i tiden etter etableringen av Blåsjø i stor grad foregått i høg fjellsområdene sør og sørvest for Botsvatn til områdene nord for Vatnedalsvatnet, herunder Breiveheiene (Skåtan 1993). Typiske bukkeområder i barmarkssesongen er for eksempel Valle-Byglandsheiene, Knaberøisi og Lyseheiene. Fostringsflokkene holder seg i mer sentrale deler som Vatnedalsheii, Breiveheii, Dyreheii, Auråhorten og Rjuven. Kalvetellinger i juli

(1985-1999) viser en hovedkonsentrasjon av fostringsflokker nord for Roskreppfjorden, og en sentralt i den nordlige delen av SR (**figur 9**).



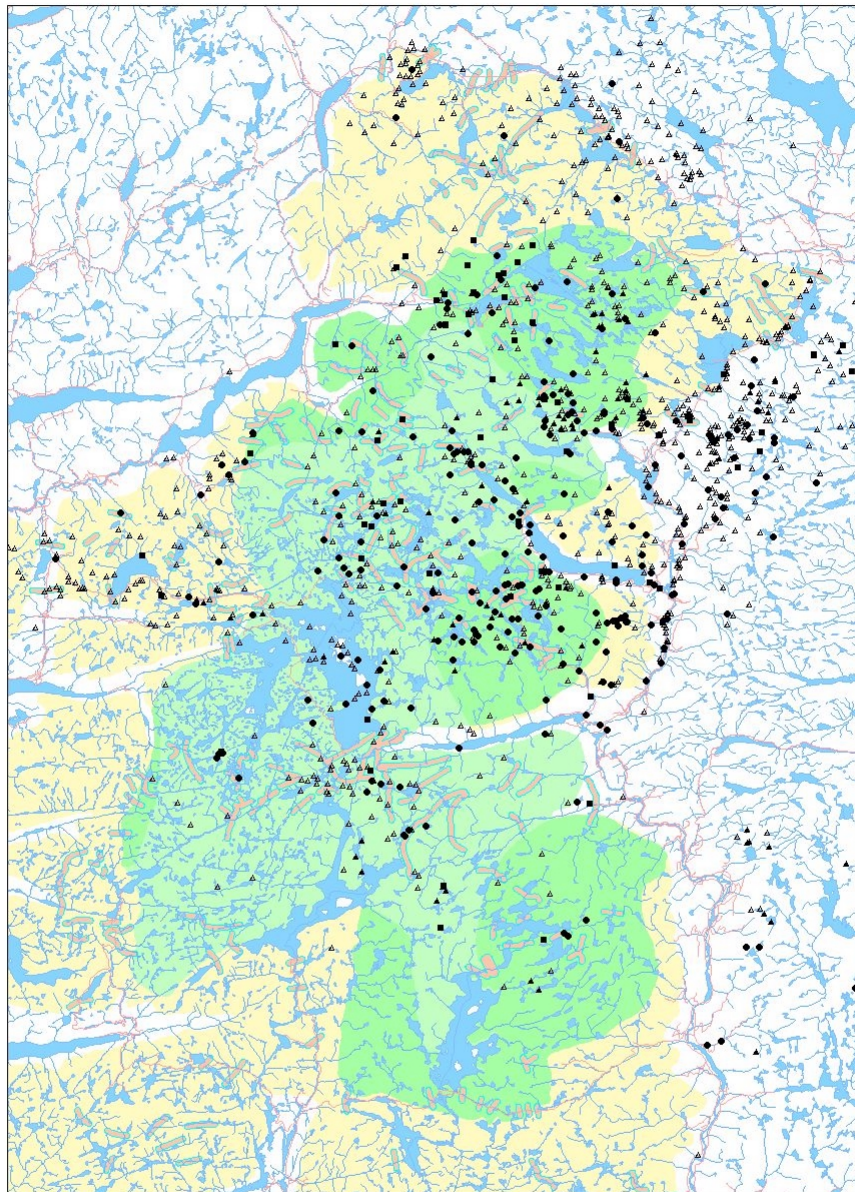
Figur 7. Observert forekomst av rein i SR i perioden 1977-80 (Jordhøy og Kålås 1985)

Setesdal-Ryfylkeheiene villreinområde

Observasjoner av villrein 1984-1987



NINA • NIKU



LKS82004-03172

- | | | |
|--------------------|--|--------------------------------------|
| ■ Bukkeflokk | ■ Trekkeveier ¹⁾ | Målestokk 1: 500.000
0 5 10 15 km |
| ● Fostringsflokk | ■ Sommer- og vinterbeite ¹⁾ | |
| ▲ Blandingsflokk | ■ Sommerbeite ¹⁾ | |
| △ Ukjent flokktype | ■ Vinterbeite ¹⁾ | |

¹⁾ Kilde: Fylkesmannen i Aust-Agder

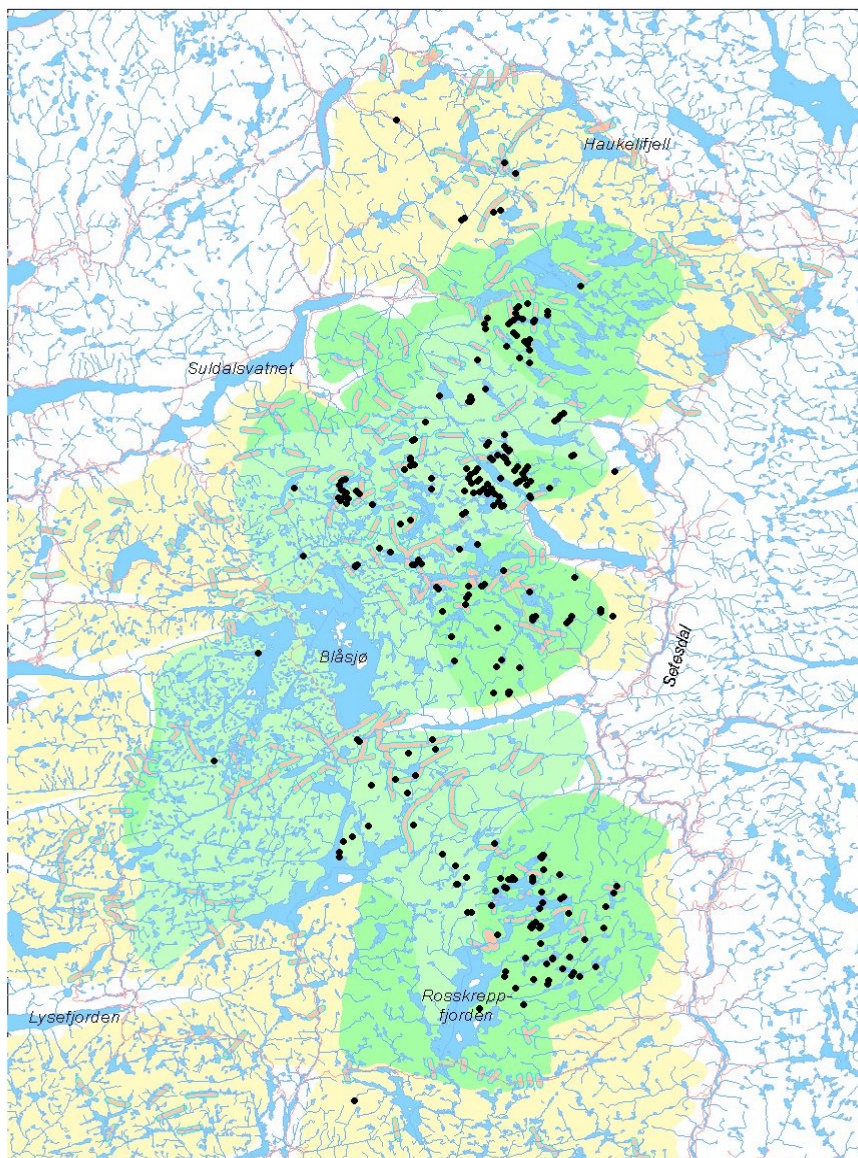
Figur 8. Observert forekomst av rein i SR i perioden 1984-87 (Jordhøy og Kålås 1985)

Setesdal-Ryfylkeheiene villreinområde

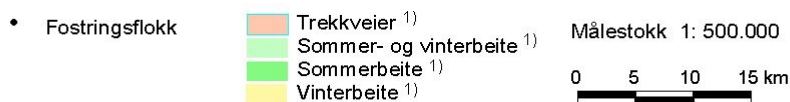
Fostringsflokkenes fordeling på forsommeren 1985-1999



NINA • NIKU



LKS82004-03172



¹⁾ Kilde: Fylkesmannen i Aust-Agder

Figur 9. Observert forekomst av fostringsflokker i SR på forsommeren i perioden 1985-99 (Jordhøy et al. 1996)

I Setesdal Austhei var det til og med 1979 tamreindrift. Fra denne tid har dette vært et villreinområde. Det har vært en oppfatning at den nordlige delen har hatt felles bestand med SR (Mauland 1987). Dyras arealbruk i disse nordlige områdene har pulsert i takt med

snøforhold og beiteslitasje. Hovedmønsteret de siste 10-20 åra synes å ha vært en bevegelse av dyr på senhøsten over Rv9 og inn i vinterbeiteområdene i SA, som har de største lavressursene i regionen (lavmattene her har også tatt seg opp de siste 10 åra). Dyra har trukket tilbake til SR på seinvinteren. Villreinregistreringer i perioden 1977-1987 (**figur 8**) utført av fjelloppsynet, viser også en betydelig observasjonsfrekvens rundt- og øst for Rv9. Bestanden i området sør for Rv45 synes nå å være relativt stasjonær innen den sørlige delen av SA, men litt utveksling forekommer sannsynligvis. Det er fortsatt gjort observasjoner av spredte dyr som har krysset over ved Bjørnevatn på tidligvinteren (Jon Haugen pers. medd.). Denne begrensede utvekslingen synes å ha vært avtagende de siste 10 åra. Ellers går dyra i dette området helt sørover mot Evje vinterstid. Ut fra dette bildet som her er skissert kan det virke som om administrasjonsgrensene i SR og SA ikke helt er tilpasset reinens kjente bruksmønster de siste 15-20 åra.

Utteksling til andre villreinområder

I nyere tid har vi flere konkrete eksempler som bidrar til å illustrere forholdene mellom vekslinger i bestandsstørrelse og villreinsens områdebruk. Villreinbestanden på Hardangervidda var for eksempel i sterk vekst rundt 1980, og lavmattene var da preget av overbeiting. I denne perioden vandret dyr fra vidda nordover og inn i Nordfjella på vinterbeite. Det knytter seg også interessante spørsmål til utvekslings-problematikken i nordlige og nordøstlige grenseområder i SR.

Reinens leveområder i det sørlige Norge var tidligere mer sammenhengende med åpne korridorer uten kunstige barrierer. I nyere tid har det knyttet seg noe usikkerhet til graden av utveksling av dyr mellom SR og Hardangervidda. Skogland (1994) overvåket 4 radioinstrumenterte simler via satellitt i perioden 1989-91. Simlene ble merket i området ved Botsvatn sentralt i SR. Alle simlene holdt seg innenfor de administrative grensene i SR. I 1985 og 1986 ble henholdsvis 77 og 105 reinsdyr merket med øremerke ved Lundane nord for Hovden i SR. 4 simler ble i tillegg påsatt halsbånd med radiosender (1986). Relokaliseringer av disse dyra viste en stor spredning, og over 20 observasjoner av merka dyr ble gjort på Hardangervidda (Hoel 1988). Av 4 radioinstrumenterte simler hadde 3 av disse flere lokaliseringer på Hardangervidda (**figur 10**). Simler er regnet for å være de mest sensitive hva kryssing av barrierer angår (se innledende kapitler), og en må da anta at også bukkekategorien har vært godt representert i denne utvekslingen. Observerte kryssinger av vegen over Haukelifjell fra perioden 1978-83 er også dokumentert, om enn i begrenset omfang (Jordhøy og Kålås 1985). Observasjoner gjort av brøytemannskaper (riksvegen over Haukelifjell) angir årvisse kryssinger fortsatt (Odd Heggnes medd.). Dette dreier seg hovedsakelig om mindre bukkeflokker som drar nordover til vidda før jul og vender muligens tilbake på seinvinteren. De siste 2 åra har vel 20 simler instrumentert med GPS-sendere blitt fulgt på Hardangervidda i forbindelse med et prosjekt om problematikken rundt Rv7. Vinteren 2001-2002 stod flere av disse langt sør på vidda og det ble også gjort flere lokaliseringer i nordlige deler av Setesdal-Ryfylkeheiene. Disse simlene var integrert i større fostringsflokker som dermed beviselig har krysset over mot heiene i sør (Olav Strand pers. medd.). I mars 2002 ble det observert en fostringsflokk på ca 70 dyr ved Holmavatn i SR, hvor det var med ei GPS-instrumentert simle (Jon Haugen pers. medd.).

3 av de radiomerka simlene som ble fulgt i 1986-1987 (Hoel 1988) hadde flere lokaliseringer i nordområdet av SA (**figur 10**), likeså var det en rekke lokaliseringer av øremerka dyr her i samme periode. Tilfeldige observasjoner antyder en fortsatt utveksling over Rv9. Omfanget er imidlertid ikke tallfestet. Periodevis har også de nordøstlige områdene i Setesdal-Ryfylkeheiene vært brukt om vinteren (Hoel 1986).

Kjente villreintrekk over Rv9 på strekningen Haukeligrend – Sæsvatn (fylkesgrensa mot Aust-Agder)

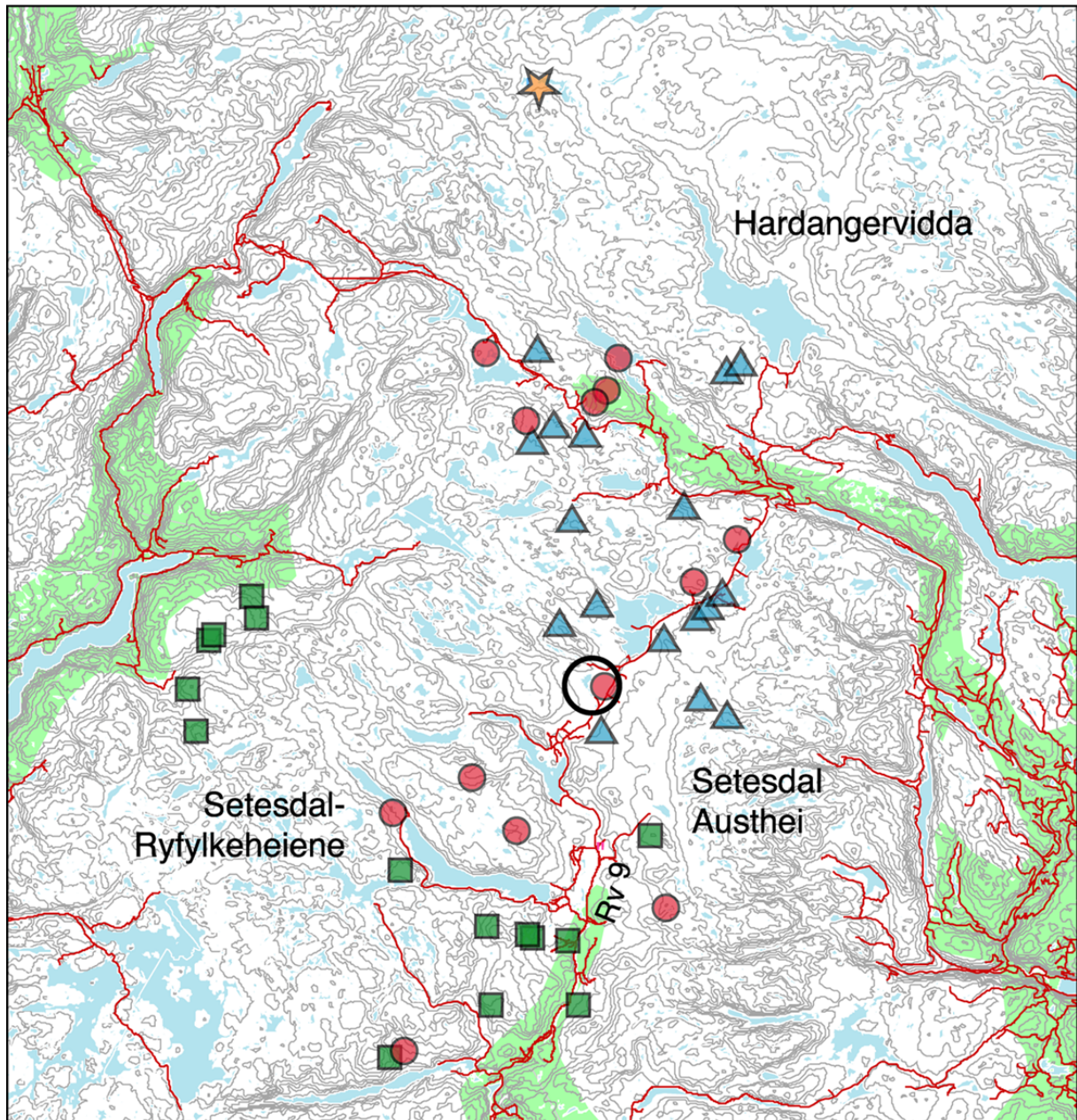
Reinen følger flere forskjellige trekkruter når den beveger seg mellom SR nordområde og SA nordområde. En trekkpassasje i øst-vest retning går like nord for dammen ved

Langeidvatnet. Det har imidlertid vært liten trafikk av dyr her de siste 20 åra, men må likevel betraktes som en potensiell "kanal" mellom årstidsbeiter i de nordlige heiene. Dette trekket har i nyere tid hovedsakelig vært et bukketrekk og trekkaktiviteten har vært størst på tidligvinteren når dyra har kommet fra vestlige sommerbeiter rundt Vågslid og skulle inn til vinterbeitene øst for Rv9.

Strekningen mellom Øvre Langeidvatn og Sæsvatn danner et landfast område som er mellom 3 og 4 km bredt. Dette utgjør en sentral trekk-korridor i NV-SØ retning over Rv9 og har vært trafikkert av alle kategorier dyr mellom årstidsbeiter. Det har vært et bredfronttrekk, men trolig med hovedtyngde på "flankene". Inntrykket er at dyretrekket i sørenden, over aksene mot Hjalmarnuten, har vært det mest brukte her i en årrekke (Sjur J. Vatnedal og Sondov Bjåen pers. medd.).

Det er også tegnet inn et trekk i øst-vestretning mellom Øvre- og Nedre Langeidvatn. (Villreinkartet for Bykle 2002, Vedlegg 1). Utover dette er det ikke funnet videre holdepunkter om trekkets status.

Det er også flere svært sentrale trekk over Rv9 sør for grensa mot Aust-Agder. Disse er beskrevet i en lignende utredning tidligere (Jordhøy et al. 2002).



Figur 10. Lokaliseringer av 4 forskjellige simler (trekant, kvadrat, sirkel og stjerne), radiomerka ved Lundane (stor, svart åpen sirkel) høsten 1986.

4. Menneskelig påvirkning i Setesdalsheiene

I dette avsnittet vil vi først oppsummere kjente forhold omkring menneskeskapte begrensninger for reinen i SR. Deretter vil vi oppsummere og referere dokumenterte oversikter i og rundt Rv9, for å få et helhetsbilde på omfanget av inngrep og forstyrrelser rundt de aktuelle områder. Til slutt vil vi diskutere hvordan og hvorvidt det totale aktivitetsbilde påvirker reinens arealbruk og økologi, med bakgrunn i den generelle kunnskapen i utredningens første del om kunnskap fra effektstudier m.m.

4.1. Inngrep og forstyrrelser i SR og nordre del av SA

Omfattende kraftutbygginger representerer de tyngste og mest omfattende inngrepene i SR villreinområde. Av de største reguleringene av betydning for villreinen kan en nevne Roskrepfjorden i sør (1967), Svartevassmagasinet (1975), Store Urar (1952, 1998) og Blåsjø (1987) sentralt i området, samt Botsvatn (1976) og Vatndalsvatnet (1983) i øst mot Setesdalen. I nord mot Haukeligrend er Sæsvatn og Langeidvatna regulert. Det er etablert veger i tilknytning til kraftutbyggingene og et omfattende løypenett med tilhørende hytter for fotturisme (Kjos-Hanssen og Gunnerød 1977, Jordhøy og Kålås 1985, Bay 1994, Skåtan 1993).

Vegforbindelsen Brokke-Suleskar er en sommeråpen trafikkåre som drenerer mye trafikk tvers gjennom det sørlige området i øst-vestretningen.

Vintertrafikken (snøscooter) utenom regulære trafikkårer er ikke kvantifisert, men antas å være betydelig. Her er det imidlertid store lokale forskjeller. Flere snøscootertraseer i terrenget utenom vegtraseer finnes for eksempel i nordlige deler av Setesdal Austhei (Skåtan 1998)

Fotturisme og skigåing er kvantifisert gjennom turistforeningenes statistikker for overnattinger på deres hytter (Skåtan 1993).

4.1.1. Eksisterende inngrep og forstyrrelser rundt Rv9 (Haukeligrend-fylkesgrensa mot Aust-Agder).

Trafikkåren Rv9 går i nord-sørretning mellom villreinområdene SA og SR. Dette er en helårsvei med relativt jevn trafikkstrøm. Veforbindelsen har også generert utstrakt hyttebygging. Trafikken som genereres ut i tiliggende fjellarealer fra veg og hytter er imidlertid ikke nøyaktig kvantifisert. En må ut ifra tilrettelegging som merka snøscootertraseer og tilhørende løyver anta at dette er betydelig (Skåtan 1998). Turisthytter i tilstøtende områder i SR har stedvis et høyt antall overnattinger (Skåtan 1993), noe som også peker i den retning.

4.1.2. Planlagte inngrep rundt Rv9 (Haukeligrend-fylkesgrensa mot Aust-Agder). Forslag til nye områder for hyttebebyggelse og fortetning av hytter i eksisterende hytteområder. Pågående planarbeid i forbindelse med kommuneplanens arealdel (vedlegg 2).

Vadmark

Det er tidligere oppført ca 40 hytter på vestsida av Rv9 ved Mjølstøyl. For området Løyningåsen og arealet videre sørover mot Urdli er det fra grunneierhold ønske om å legge ut flere hyttetomter (se vedlegg 2 for detaljer) .

Stokketjørn

Eksisterende hyttebebyggelse på østsida av vegen ble påbegynt rundt 1960 og her er i dag vel 100 hytter. Feltet inngår i kommuneplanens arealdel (hyttebygging/turisme). Her ønskes nå en fortetning av hytter i eksisterende hytteområde samt oppretting av nye byggeområder sør og øst for Øvre Langeidvatn. Området på vestsida av Rv9 mellom Sæsvassli og Sigurdsbu ønsker ikke grunneierne utbygd (se vedlegg 2 for detaljer).

Sæsvatn

På sørvestsida av Sæsvatn er det i dag rundt 40 hytter i et område som inngår i kommuneplanens arealdel (hyttebygging/turisme). Her ønskes en hyttefortetning. Området mellom Nybustøylen og Rv9 i norøstspissen av Sæsvatn har i utgangspunktet samme status i kommuneplanens arealdel, med unntak av at plan om hyttefortetning allerede er godkjent (6 hytter i tillegg til eksisterende 14).

– i motsetning til de andre nevnte feltene, hvor villreininteressene skal utredes før vedtak gjøres (se vedlegg 2 for detaljer).

5. Villreinfaglig vurdering

5.1. Diskusjon

Reinens viktigste tilpasning til fjellmiljøet er *vandring* og utnyttelse av *lav* som vinterbeite. Vandrings- og utnyttelsen av alternative beiteområder kan fungere som en buffer når det oppstår marginalsituasjoner som for eksempel nedising av beiten. Eller i perioder med sterk bestandsvekst og stor tetthet i bestandene. Når flokkene kan trekke uhindret over store områder øker mulighetene for å finne beiter som er mindre utsatt for nedising, gjerne i mer nedbørfattige strøk. Dermed vil de kunne ha et tilstrekkelig næringsinntak og bedre mulighetene til å opprettholde sin kondisjon vinterstid. Særlig er dette viktig for simlene under drektighetstiden, og videre kalvenes kondisjon ved fødselen og dermed overlevelsesmuligheter. Ut fra disse kjensgjerningene som her er nevnt vil en over tid se at arealbruken til reinen pulserer voldsomt og det er derfor vanskelig å gi "karakterer" til enkeltområder.

Dersom store menneskeskapte barrierer hindrer trekk mellom viktige funksjonsområder kan det få store negative konsekvenser. Et konkret eksempel på dette fikk vi i Snøhettaområdet på 1960-tallet da bestanden beitet ned sitt eget næringsgrunnlag, på grunn av knappe vinterbeiteressurser og feilslått bestandsforvaltning. I denne situasjonen var dyra utsultet og de brøt barrierer de vanligvis ikke gjør, for å finne vinterføde (Jordhøy 2001). Nedbeitingen her hadde langvarige konsekvenser både for dyras kondisjon og kvaliteten på beiten. Med regulering av bestanden på et lavt nivå i over 30 år ser en først nå tydelige tegn på bedring i beiten og dyras kondisjon. Tilsvarende effekter er kjent fra Nordfjella, der en fortsatt sliter med ettervirkningene av overbeiting som fant sted tidlig på 1980-tallet.

Vannkraftreservoarene og kraftutbyggingen for øvrig har båndlagt betydelige beitearealer og andre funksjonskvaliteter for villrein i SR. Spesielt er passasjen i nord-sør retningen ved Blåsjø forringet, det samme gjelder øst-vest passasjen over Smalevatn (berørt av Svartevassmagasinet). Radiomerking av simler merket ved henholdsvis Lundane og Botsvatn (nord og sør for Blåsjøområdet) viste et helt forskjellig spredningsmønster. Simlene merket ved Botsvatn holdt seg innen de administrative grenser for SR, mens de fleste simlene som ble merket ved Lundane besøkte både SR, SA og HV. Dette kan være et uttrykk for en fragmenteringstendens som nettopp skriver seg fra nevnte endringsprosess, sammen med trekktradisjoner som kan ha blitt videreført fra tidligere, gjennom reindrift og deretter sammenblanding av villrein og tamrein. Data fra oppsynets observasjonsprogram i perioden 1977-1987 viser også et slikt sammenfallende bilde. I siste del av denne perioden er en økende del av observasjonene gjort i nordlige del av så vel SR som SA.

Ut ifra de data som foreligger synes det klart at det har vært et betydelig beitetrekk fra SR til den nordlige delen av SA over lengre tid. Trekket har tradisjonelt vært brukt av såvel fostringsflokker som bukkeflokker. En vil anta at trekkets omfang har variert noe med bestandsstørrelse, beitebruksdynamikk og klimaforhold. En vil også, ut fra landskapskarakteren og habitatpotensialet, anta at det i tidligere tider har vært betydelig utveksling her. Alle disse trekkene (totalbildet av trekk over Rv9 i Bykle og Vinje kommuner)

utgjør alle over tid viktige passasjer for reinen. Det er ut fra en villreinøkologisk betraktning vanskelig å foreta verdivurderinger av de enkelte trekkpassasjer opp mot hverandre, generelt sett. Det er her viktig å legge til grunn kjent kunnskap om reinens pulserende og dynamiske arealbruk (se innledende beskrivelse om generell kunnskap).

5.2. Villreinfaglig vurdering i forhold til konkrete utbyggingsplaner

Det er godt dokumentert at villreinbestanden i SR har fått sitt leveområde sterkt forringet i moderne tid. Likeså vet vi gjennom ulike undersøkelser at aksene over Sæsvatn-Haukeligrend med tilhørende trekkpassasjer og vinterbeitepotensiale i SA har stor betydning for villreinbestandens livsvilkår i SR. Det er også godt dokumentert at menneskelig ferdsel og mange andre aktiviteter har negative effekter på villrein (se innledende kapitler). Dersom områdets bæreevne for rein i SR skal kunne opprettholdes er det avgjørende at dagens funksjonskvaliteter ikke forringes ytterligere. Dyras kondisjon i SR har i tillegg gjennomgående vært dårlig. Det er derfor viktig at de kan "buffre" marginalsituasjoner ved mest mulig hindringsfri vandring og tilgang til beiter vinterstid, som er "flaskehalsen" (setter begrensinger) for dyras "vitalitet" og overlevelse. Slike vandringsveier og funksjonskvaliteter som her er nevnt berøres av omtalte utbyggingsplaner (4.1.2.).

Sæsvatn – Øvre Langeidvatn

Økt ferdsel og trafikk som genereres ut fra ekspanderende hyttekonsentrasjoner vil gradvis og over tid kunne medføre at trekktradisjoner opphører på grunn av at terskelen for dyras toleranse for menneskelig tilstedeværelse overstiges. Reinsdyra vil dermed få redusert sitt funksjonspotensiale (sin totale beitetilgang m.m.). Dette vil gjelde trekkområdet over hele strekningen Sæsvatn - Øvre Langeidvatn. En må også ta i betraktning trekkmuligheter over islagt vatn i vinterhalvåret.

Reinen trekker fortsatt årlig over dalen i dette området og det er viktig å unngå videre båndlegging og tilhørende forstyrrelser her dersom reinens totale beitetilgang (habitatgradient) skal kunne opprettholdes.

Den mest sensitive tiden for forstyrrelser rundt disse trekkene er høst- og vinterperioden.

Vadmark

Selv om trekkene ut ifra observasjoner de siste 20 åra synes å ha hatt mindre bruksfrekvens enn de lengre sør, kan de over tid ha viktige funksjoner (for eks. under spesielle marginalsituasjoner vinterstid og for bukketrekk i randsonen). I et helhetlig villreinøkologisk perspektiv vil det derfor være viktig å opprettholde trekkmulighetene her. En økning i antall hytter her vil kunne generere økt ferdsel og dermed forstyrrelse i og rundt trekkkorridoren her og true reinens passasjemulighet her på lang sikt.

Den mest sensitive tiden for forstyrrelser rundt disse trekkene er også høst- og vinterperioden.

Tiltak

For å sikre at reinens trekktradisjoner- og muligheter ivaretas er det en rekke forhold som spiller inn, og som en må ta hensyn til. Det er ikke tilstrekkelig med en god sikring og tilrettelegging rundt selve "flaskehalsen" (trekkkorridoren over barrieren). Innfallspartiene mot disse trekkpassasjene må også sikres slik at flokkene får opprettholde sitt naturlige, nomadiske arealbruksmønster her. En bør derfor ikke legge flere forstyrrende menneskelige aktiviteter til disse områdene. Avgrensning av trekkkorridorens bredde avhenger for eksempel av landskapskarakteren, reinens skyhet og dens synlighet til forstyrrelseskilder. I et åpent skogbart lende vil det derfor kunne være behov for en langt bredere korridor enn i et kupert, skogkledd landskap.

Å nøyaktig konkretisere behovet vedrørende utstrekningen og formen på innfallspartiene i hvert enkelt tilfelle er en svært vanskelig vurdering. Likeså når det gjelder bredden på selve trekkorridorene.

Skal trekkene nord og spesielt sør for Langeidvatna kunne opprettholdes på lang sikt er det klart at utbyggingsplanene må justeres betydelig, da de griper inn i så vel trekkveier som innfallspartiene til disse. Områdene her bør framover bli mest mulig skjermet mot forstyrrelser dersom området bæreevne for villrein skal kunne opprettholdes. Historisk sett har nok trekkområdet sør for Langeidvatna vært svært sentralt mellom SR og SA innen Vinje kommune.

Fotturisme og skigåing:

Det er en stor utfordring å kunne kanalisere ferdselen innen slike konfliktområder det her er snakk om. Ved en strategisk god tilrettelegging av løyper og ferdselstraseer i det hele tatt, hvor en skal ta hensyn til villreins behov, vil det kunne være mulig å skjerme innfallsområdene til- og viktige trekkområder. Merking av løyper som krysser kjente trekk bør unngås. Holdningsskapende formidling fra turistbedriftene omkring villreins sårbarhet i nærområdene vil også kunne virke positivt. Dette gjelder alle kjente villreintrekk over Rv9 i Vinje og tilhørende innfallsområder.

Motorisert trafikk langs Rv9:

Økt trafikk over Rv9 vil også i økende grad være en barriere for villreintrekket mellom nordlige delene av SR og SA, dersom hytteutbyggingen tiltar. Sentral miljøforvaltning (DN) har intensjon om å redusere inngrep og forstyrrelser innen villreins leveområder. Tiltak i direkte tilknytning til selve trafikkåren kan derfor bli mer aktuelt å fokusere på i et framtidig perspektiv. Her vil for eksempel tunnellegging av Rv9 over strekninger med kjente trekkorridorer kombinert med byggeforbud og skjerming mot annen forstyrrelse, kunne være viktige tiltak for å vitalisere/forsterke trekkpassasjene for reinen.

Avslutningsvis vil en påpeke den spredning av hytteutbyggingen det legges opp til i sin helhet innen fjellregionen langs Rv9. Dette innebærer at et større potensiale av villreins funksjonskvaliteter står i fare for å forringes.

6. Litteratur

- Adamczewski, J. Z., C. C. Gates, et al. (1987). "Seasonal changes in body composition of mature female caribou and calves (*rangifer tarandus groenlandicus*) on an arctic island with limited winter resources." Canadian journal of zoology 65: 1149-1157.
- Adamczewski, J. Z., C. C. Gates, et al. (1988). "Limiting effects of snow on seasonal habitat use and diets of caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) on Coats Island, Northwest Territories, Canada." Canadian Journal of Zoology 66: 1986-1996.
- Adamczewski, J. Z., R. J. Hudson, et al. (1993). "Winter energy balance and activity of female caribou on Coats Island, Northwest Territories: the relative importance of foraging and body reserves." Canadian Journal of Zoology 71: 1221-1229.
- Adams, L. G. and B. W. Dale (1998). "Reproductive performance of female Alaskan caribou." Journal of Wildlife Management 62(4): 1184-1195.
- Andrén, H. (1994). "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review." Oikos 71: 355-366.
- Arseneault, D., N. Villeneuve, et al. (1997). "Estimating lichen biomass and caribou grazing on the wintering grounds of northern Quebec: An application of fire history and landsat data." Journal of Applied Ecology [J. APPL. ECOL.] 34(1): 65-78.
- Bang-Andersen, S. (1983). Kulturminner i Dyraheio. Arkeologisk museum i Stavanger. AmS-Varia 12:80s.
- Bang-Andersen, S. (1999). De første villreinjegere. I Frøstrup, J. C. (red.) 1999. I villreinens rike. S. 86-105.
- Baskin, L. M. (1990). "Population dynamics of reindeer." Rangifer Special Issue 3: 151-156.
- Bergerud, A. T. (1980). A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium, Røros, Norway.
- Bergerud, A. T. (1996). "Evolving perspectives on caribou population dynamics, have we got it right yet?" Rangifer(Special Issue No. 9): 95-116.
- Berntsen, F., R. Langvatn, et al. (1996). "Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy." NINA oppdragsmelding 390: 1-22.
- Blehr, O. (1971). Noen fornminner og sagn fra Hardangerviddas fangstliv. Viking 7 – 1971: 89-102.
- Blehr, O. (1997). "Energy-expending behaviour in frightened caribou when dispersed singly or in small bands." Rangifer 17(1): 44-49.
- Cameron, R. D. (1994). "Reproductive pauses by female caribou." Journal of Mammalogy 75(1): 10-13.
- Cameron, R. D., E. A. Lenart, et al. (1995). "Abundance and movements of caribou in the oilfield complex near Prudhoe Bay, Alaska." Rangifer 15(1): 3-7.
- Cameron, R. D., D. J. Reed, et al. (1992). "Redistribution of calving caribou in response to oil field development on the arctic slope of Alaska." Arctic 45(4): 338-342.
- Carruthers, D. R. and R. D. Jakimchuk (1987). "Migratory movements of the Nelchna caribou herd in relation to the trans-Alaska pipeline." Wildlife Society Bulletin 15: 414-420.

- Caughley, G. (1994). "Directions in conservation biology." Journal of Animal Ecology 63: 215-244.
- Caughley, G. and A. Gunn (1996). Conservation biology in theory and practice. Oxford, Blackwell Science.
- Caughley, G. and J. H. Lawton (1981). Plant-Herbivore systems. Theoretical population ecology. R. M. May. Oxford, Blackwell: 132-167.
- Cocklin, C., S. Parker, et al. (1992). "Notes on the cumulative environmental change I: Concepts and issues." Journal of environmental management 35: 31-49.
- Couturier, S., J. Brunelle, et al. (1990). "Changes in the population dynamics of the George River caribou herd, 1976-87." Arctic 43(1): 9-20.
- Crête, M. and J. Huot (1993). "Regulation of a large herd of migratory caribou: summer nutrition affects calf growth and body reserves of dams." Canadian Journal of Zoology 71: 2291-2296.
- Curatolo, J. A. and S. M. Murphy (1986). "The effects of pipelines, roads and traffic on the movements of caribou, Rangifer tarandus." Canadian Field Naturalist 100(2): 218-224.
- DN (1995). Forvaltning av hjortevilt mot år 2000, Direktoratet for Naturforvaltning.
- Dooley, J. L. and M. A. Bowers (1998). "Demographic responses to habitat fragmentation: experimental tests at the landscape and patch scale." Ecology 79(3): 969-980.
- Eide, S. H., S. D. Miller, et al. (1986). "Oil pipeline crossing sites utilized in winter by moose, Alces alces and caribou Rangifer tarandus, in southcentral Alaska." Canadian Field Naturalist 100: 197-207.
- Fahrig, L. (1997). "Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction." Journal of Wildlife Management 61(3): 603-610.
- Fancy, S. G. (1983). "Movements and activity budgets of caribou near oil drilling sites in the Sagavanirktok River floodplain, Alaska." Arctic 36(2): 193-197.
- Fancy, S. G., K. R. Whitten, et al. (1994). "Demography of the Porcupine caribou herd, 1983-1992." Canadian Journal of Zoology 72: 840-846.
- Fowler, C. W. (1987). "A review of density dependence in populations of large mammals." Current Mammalogy 1: 401-441.
- Fylkesmennene i Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland, (1995). Forslag til verneplan for Setesdal Vesthei Ryfylkeheiane, av 7.september 1995. 82s + vedl.
- Gates, C. C., J. Adamczewski, et al. (1986). "Population dynamics, winter ecology and social organization of Coats Island caribou." Arctic 39(3): 216-222.
- Gill, J. A., K. Norris, et al. (2001). "Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance." Biological Conservation 97: 265-268.
- Gill, J. A. and W. J. Sutherland (2000). Predicting the consequences of human disturbance from behaviour desitions. Behaviour and Conservation. M. L. Gosling and W. J. Sutherland. Cambridge, Cambridge university press: 51-65.
- Gill, J. A., W. J. Sutherland, et al. (1996). "A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations." Journal of Applied Ecology 33: 786-792.
- Gjerden, K. (1988). Tamreindrift i Øvre Setesdal frå 1886-1978. Eget forlag 54s.

- Gunn, A. (1992). "The dynamics of caribou and muskoxen foraging in arctic ecosystems." Rangifer 12(1): 13-15.
- Gunn, A. and F. L. Miller (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., F. L. Miller, et al. (1985). Behavioral responses of barren ground caribou cows and calves to helicopters on the Beverly Herd calving ground, Northwest Territories. Caribou and Human Activity.
- Gaare, E. (1985). Setesdal-Vest villreinområde. Taksering av beitene og beregning av bæreevnen. DVF-Viltforskningen. Rapport 18s.
- Gaare, E. and G. Hansson (1989). "Takseringer av reinbeiter på Hardangervidda." NINA notat: 36.
- Gaare, E. and T. Skogland (1980). Lichen-reindeer interaction studied in a simple case model. Proc. sec. Int. Reindeer/Caribou symp. E. Reimers, E. Gaare and S. Skjennberg. Røros, Norway, DVF, Trondheim: 47- 56.
- Gaare, E. (1985). Setesdal-V. villreinområde. Taksering av beitene og beregning av bæreevnen. DVF-Viltforskningen. Rapport 18s.
- Gaare, E. (1986). Potensielle lavbeiter for rein i Nord-Ottadal villreinområde. En foreløpig rapport til årsmøtet i villreinutvalget, Dombås 12. april 1986. 11s.
- Gaare, E. (1987). Reinbeiter i Sølnekletten villreinområde. DN-Viltforskningen. Rapport17s.
- Gaare, E. og Hansson, G. (1989). Taksering av reinbeiter på Hardangervidda. NINA-rapport. 35s.
- Gaare, E. (1993). Kartlegging av beiter for villrein. Foredrag på seminar for reindriften 19-21 nov. 1993, Tromsø. Notat 10s.
- Gaare, E. (1994). Nordfjella villreinområde, hva krever reinen av det? NINA-Oppdragsmelding 297-1994: 20s.
- Hageland, J. (1992). Statusrapport for norske villreinområder 1992. Rapport fra Villreintrådet i Norge. 43s.
- Hanski, I., T. Pakkala, et al. (1995). "Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape." Oikos 72(1): 21-28.
- Hanstrøm, B. 1963. *Djurens verden*. Band 14. Dagdjur. Førlags-huset Norden AB. Malmø.
- Harrington, F. H. and A. M. Veitch (1992). "Short-term impacts of low level jet fighter training on caribou in Labrador." Arctic 44(4): 318-327.
- Heard, D. C. (1990). "The intrinsic rate of increase of reindeer and caribou populations in arctic environments." Rangifer Special Issue 3: 169-173.
- Heard, D. C. and G. W. Calef (1986). "Population dynamics of the Kaminuriak caribou herd, 1968-1985." Rangifer Special Issue 1: 159-166.
- Hockin, D., M. Ounsted, et al. (1992). "Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments." Journal of Environmental Management 36: 253-286.
- Hoel, A. 1986. Forvaltningsplan for Setesdal Austhei villreinområde. Fylkesmannen i Aust-Agder. Rapport nr. 12-1986: 33s + vedl..

Hoel, A. 1988. Merking av villrein - erfaring fra Setesdalsheiene. Fylkesmannen i Aust-Agder. Rapport nr. 7-1988: 15s.

Horejsi, B. L. (1981). "Behavioral response of barren ground caribou to a moving vehicle." Arctic 34(2): 180-185.

Indrelid, S. 1994. Fangstfolk og bønder i fjellet. Universitetets Oldsaksamlings Skrifter. Ny rekke nr. 17. 344s.

Jordhøy, P. og Kålås, J. A. (1985). Villreinen i Setesdal Vesthei. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene. Rapport 11-1985: 49s + vedl.

Jordhøy, P. & O. Strand (1999). "Belysning av økologiske problemstillinger knyttet til reetablering av villreintrekk." NINA Oppdragsmelding 500.

Jordhøy, P., O. Strand, et al. (1997). "Villreinen i Dovre-Rondane." Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 493: 1-26.

Jordhøy, P., O. Strand, et al. (1997). "Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95." Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 022: 1-57.

Jordhøy, P. (2001). Snøhettareinen. Snøhetta forlag: 272s.

Klein, D. R. (1968). "The introduction, increase and crash of reindeer on St. Matthew Island." Journal of Wildlife Management 32(2): 350-367.

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: 377-383.

Klein, D. R. (1987). "Vegetation recovery patterns following overgrazing by reindeer on St. Matthew Island." Journal of Range Management 40(4): 336-338.

Klein, D. R. (1991). "Limiting factors in caribou population theory." Rangifer Special Issue 7: 30-335.

Knudsen, P. A. 1993. Fangstanlegg ved Hovdestølen villreintrekk. Notat til Hol kulturstyre. 2s.

Krafft, A. (1981). Villrein i Norge. DVF Viltforskningen, Trondheim. Viltrapport 18, 1981. 92s.

Leader-Williams, N. (1980). "Population dynamics and mortality of reindeer introduced into South Georgia." Journal of Wildlife Management 44(3): 640-657.

Leader-Williams, N., R. I. L. Smith, et al. (1987). "Influence of introduced reindeer on the vegetation of South Georgia: results from a long-term exclusion experiment." Journal of Applied Ecology 24: 801-822.

Leader-Williams, N., D. W. H. Walton, et al. (1989). "Introduced reindeer on South Georgia - a management dilemma." Rangifer 9(2): 59-65.

Luick, B. R., J. A. Kitchens, et al. (1996). "Modelling energy and reproductive costs in caribou exposed to low flying military jet aircraft." Rangifer Special issue 9: 209-212.

Løken, T. 1975. Arkeologiske registreringer rundt Store Urevatn og omegn. Unpubl. Rapport i 2 deler.

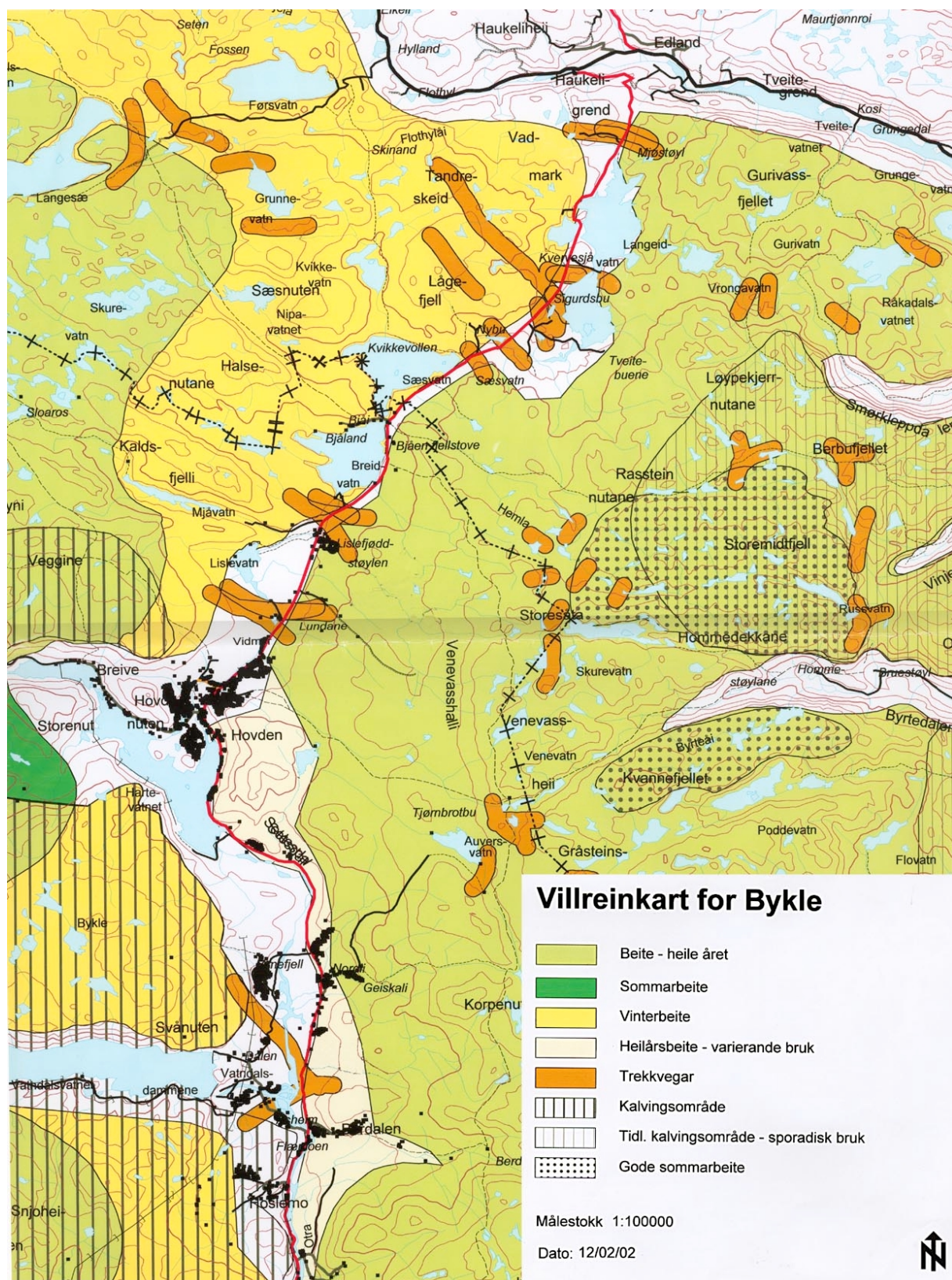
Mauland, E. (1987). Merking av villrein i Setesdalsheiene. Jakt og Fiske nr. 9-1987: 38-41.

- Meidell, O. (1937). Opplysninger om villreinstammen sønnenfor Haukeliveien. Stensil, 35s.
- Messier, F. (1991). "Detection of density dependent effects on carobou numbers from a series of census data." Rangifer Special Issue 7: 36-45.
- Milner Gulland, E. and R. Mace (1998). Conservation of biological resources. London, Blackwell Scientific.
- Nellemann, C. (1997). "Terrain selection by reindeer in late winter in central Norway." Arctic 49(4): 339-347.
- Nellemann, C. and R. D. Cameron (1998). "Cumulative impacts of an oil-field complex on the distribution of calving caribou." Canadian Journal of Zoology 76: 1425-1430.
- Nellemann, C., P. Jordhøy, et al. (2000). "Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter." Arctic 53: 9-17.
- United Nations Environmental Programme. (2001). C. Nellemann, L. Kullerud, I. Vistnes, B. C. Forbes, T. Foresman, E. Husby, G. P. Kofinas, B. P. Kaltenborn, J. Rouaud, M. Magomedova, R. Bobiwash, C. Lambrechts, P. J. Schei, S. Tveitdal, O. Grøn and T. S. Larsen. GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. The Arctic 2050 scenario and global application. UNEP/DEWA/TR.01-3.
- Nellemann, C., I. Vistnes, et al. (2001). "Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts." Biological Conservation.
- NFR (2002). Reinprosjektet. Effekter av kraftledninger og vindmøller på villrein. Norges forskningsråd - området for industri og energi. 45s.
- NOU, (1974). Hardangervidda. Natur-Kulturhistorie-Samfunnsliv. NOU 1974: 30B, 352s.
- Olstad, O. (1943). Direktoratet for skogbruk, virkeshusholdning og jaktvesen. Bilag til Årsmelding for 1943 gitt av Skogdirektøren. 4s.
- Opdam, P. (1991). "Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies." Landscape Ecology 5(2): 93-106.
- Ouellet, J. P., D. C. Heard, et al. (1996). "Population ecology og caribou populations without predators: Southampton and Coats Island herds." Rangifer(Special Issue No. 9): 17-26.
- Randen, G. 1992. Fornminner i Hallingdal. Registrerings skjema og skisse over fangstanlegg i østenden av Ustevann ved Høvdestølen. Hol kommune. 4s.
- Reimers, E. (1983). "Reproduction in wild reindeer in Norway." Canadian Journal of Zoology 61(1): 211-217.
- Reimers, E. (1997). "Rangifer population ecology: a Scandinavian perspective." Rangifer 17(3): 105-118.
- Reimers, E., J. Colman, et al. (2000). "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.
- Reimers, E., J. Colman, et al. (2000). "Frykt- og fluktavstander hos villrein." Villreinen: 76-80.
- Reimers, E., L. Villmo, et al., Eds. (1980). Status of rangifer in Norwy including Svalbard. Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp. Røros, Norway, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.

- Røed, K. (1983). "Enzyme polymorphism in one wild and two semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus* L.) herds of southern Norway." Acta Zoologica Fennica 175: 81-83.
- Røed, K. (1985). "Genetic differences at the transferrin locus in Norwegian semi domestic and wild reindeer (*Rangifer tarandus* L.)." Hereditas 102: 199-206.
- Røed, K. (1986). "Genetic variability in Norwegian wild reindeer (*Rangifer tarandus* L.)." Hereditas 104: 63-68.
- Seip, D. R. (1992). "Factors limiting woodland caribou populations and their inter-relationships with wolves and moose in southeastern British Columbia." Canadian Journal of Zoology 70: 1494-1503.
- Sinclair, A. R. E. (1996). Mammal populations: fluctuation, regulation, life history theory and their implications for conservation. Frontiers of Population Ecology, Australia, CSIRO.
- Skogland, T. (1978). "Characteristics of the snow cover and its relationships to wild mountain reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) feeding strategies." Arctic and Alpine Research 10(3): 569-580.
- Skogland, T. (1983). "The effects of density dependent resource limitation on size of wild reindeer." Source Oecologia 60(2): 156-168.
- Skogland, T. (1984). "The effects of food and maternal conditions on fetal growth and size in wild reindeer." Rangifer 4(2): 39-46.
- Skogland, T. (1984). "Wild reindeer foraging niche organisation." Holarctic Ecology 7: 345-379.
- Skogland, T. (1985). "The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer." Journal of Animal Ecology 54: 359-374.
- Skogland, T. (1986). "Density dependent food limitation and maximal production in wild reindeer herds." Journal of Wildlife Management 50(2): 314-319.
- Skogland, T. (1988). "Tooth wear by food limitation and its life history consequences in wild reindeer." Oikos 51(2): 238-242.
- Skogland, T. (1989). "Comparative social organisation of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance." Advances in Ethology 29: 1-74.
- Skogland, T. (1990). "Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects." Oecologia 84(4): 442-450.
- Skogland, T. (1990). "Villreins tilpassning til naturgrunlaget." NINA Forsknings Rapport 10: 1-33.
- Skogland, T. (1993). "Villreines bruk av Hardangervidda." NINA Oppdragsmelding 245: 23.
- Skogland, T. (1994). Villrein: fra urinnvåner til miljøbarometer. Oslo, Teknologisk Forlag.
- Skogland, T. and B. Grøvan (1988). "The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition." Rangifer 8(1): 11-19.
- Skåtan, J. E. (1993). Forvaltningsplan for Setesdal - Ryfylke villreinområde 1993-97. Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernveddelingen. Rapport 6-1993: 85s.
- Skåtan, E. 1998. Ferdsløse i Setesdal Austhei villreinområde. Villreinkart. SA Villreinnemnd og FM i Aust-Agder og Telemark.

- Soulé, M. E. and B. A. Wilcox (1980). Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Massachusetts, Sinauer Associates Inc.
- Spellerberg, I. F. (1998). "Ecological effects of roads and traffic: a literature review." Global Ecology and Biogeography Letters 7: 317-333.
- Strand, O., P. Jordhøy, et al. (2000). "Villrein som naturressurs: utnyttelse og bevaring." Villreinen.
- Strand, O., E. Solberg, et al. (In Prep.). "Density dependence in a fluctuating reindeer herd: recovery from an intergeneration effect caused by food limitation."
- Surrendi, D. C. and E. A. DeBock (1976). Seasonal distribution population status and behaviour of the Porcupine Caribou Heard. Edmonton, Canadian Wildlife Service.
- Swanson, J. D. and M. H. W. Barker (1992). "Assessment of Alaska reindeer populations and range conditions." Rangifer 12(1): 33-42.
- Sæther, B. E. (1997). "Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms." Trends in Ecology and Evolution 12(4): 143-149.
- Trae, S. V. 1996. Brattefjell-Vindeggen villreinområde. Hovedoppgåve ved Høgskulen i Telemark (HiT). Institutt for natur- og miljøvern. 61s. + vedl.
- Tveitnes, A. (1980). Lavgransking på Hardangervidda, Kontoret for informasjon og rettleiding i landbruk.
- Tyler, N. C. (1991). "Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer to direct provocation by a snowmobile." Biological conservation 56: 179-194.
- Valkenburg, P. and J. L. Davis (1985). The reaction of caribou to aircraft: a comparison of two herds. Caribou and Human Activity. Proceedings of the 1st North American Caribou Workshop.
- Vistnes, I. and C. Nellemann (In prep.). "Avoidance of cabins and power lines by reindeer during calving." Journal of Wildlife Management.
- Vistnes, I., C. Nellemann, et al. (In Press). "Progressive impacts of power line and road development on the distribution and range use of wild reindeer." Arctic.
- Warenberg, K., Ö. Danell, et al. (1997). Flora i reinbeiteland. Tromsø, Nordisk organ for reinforskning (NOR) Landbruksforlaget.
- Wiens, J. A. (1990). "Habitat fragmentation and wildlife populations: the importance of autecology, time and landscape structure." Transactions of the 19th International Union of Game Biologists Congress Trondheim, Norway: 381-391.
- Wolfe, S. A., B. Griffith, et al. (2000). "Response of reindeer and caribou to human activities." Polar research 19(1): 63-73.

Vedlegg 1. Villreinkart



Vedlegg 2. Planframlegg etc.

Innspel og varsla planframlegg i byggjeområda på Bykleheia (Vinje kommune) anslagsvis omfang på påtenkt/varsla utbygging

1. Her ligg det føre nyleg vedteken reguleringsplan med 13 nye hyttetomter
2. **Grunneigar har varsla oppstart av planarbeid for 11 nye hytter (saka er utsett i påvente av avklaringar mot. villreininteressene)**
3. Grunneigar har varsla oppstart av planarbeid for 18 nye tomter, 14 mellom vatnet og egen og 4 på oversida av vegen (saka er utsett i påvente av avklaringar mot. villreininteressene)
4. Planarbeid er varsla, men det er ikkje antyda noko om omfang. Anslagsvis reknar ein med at minst 15-20 hyttetomter kan vere aktuelt.
5. Heile dette byggeområdet ynskjer grunneigaren ut av planen. Han ynskjer i staden å byggje lenger nord på eigedomen, sjå punkt 9.
6. Grunneigar ynskjer høve til utlegging av hytter på ein eller båe av desse teigane. Har ikkje sagt antal, men anslagsvis ynskje om 10 – 20 tomter.
7. Grunneigar har gjeve innspel til arealdelen om utlegging av felte for 15 – 20 hytter.
8. Grunneigar har vedteken plan for 5 tomter. Har kome med innspel til arealdelen om å få utvide byggeområdet sørover med 30 tomter.
9. Grunneigar har gjeve signal om at han ynskjer dette området utlagt til byggjeområde. Har ikkje sagt noko om antal, men her kan det vere plass til mykje! Anslagsvis er det kanskje i fyrste omgang aktuelt med 20 tomter – evt. 30 tomter???
10. Grunneigar har kome med innspel om å få utvide byggeområdet til Løyningtjønn i vest. Antal er ikkje nemnd, men sidan grunneigar her ynskjer å leggje til rette for høg sanitær standard, kan ein rekne med anslagsvis minst 20 nye tomter. (I gjeldande arealdel er det høve til å byggje 13 hytter innanfor SH 32).
11. På møte har ein registrert at også grunneigaren her ynskjer utlagt hyttetomter. Veit ikkje kva omfang dette kan vere. 10 – 20 tomter anslagsvis.
12. (Bykleheia sør-kartet) På møte har ein registrert at grunneigar hevdar å ha ein gamal disp. plan. Denne kan ho ikkje byggje ut etter, men det kan tyde på at grunneigaren ynskjer hyttetomter her, anslagsvis 10 tomter.
- ➔ 13. Vert alle desse ynskje fylgd og innarbeidd i arealdelen, kan det totalt dreie seg om 150 – 200 nye hytter på Vinje si side av Bykleheia!

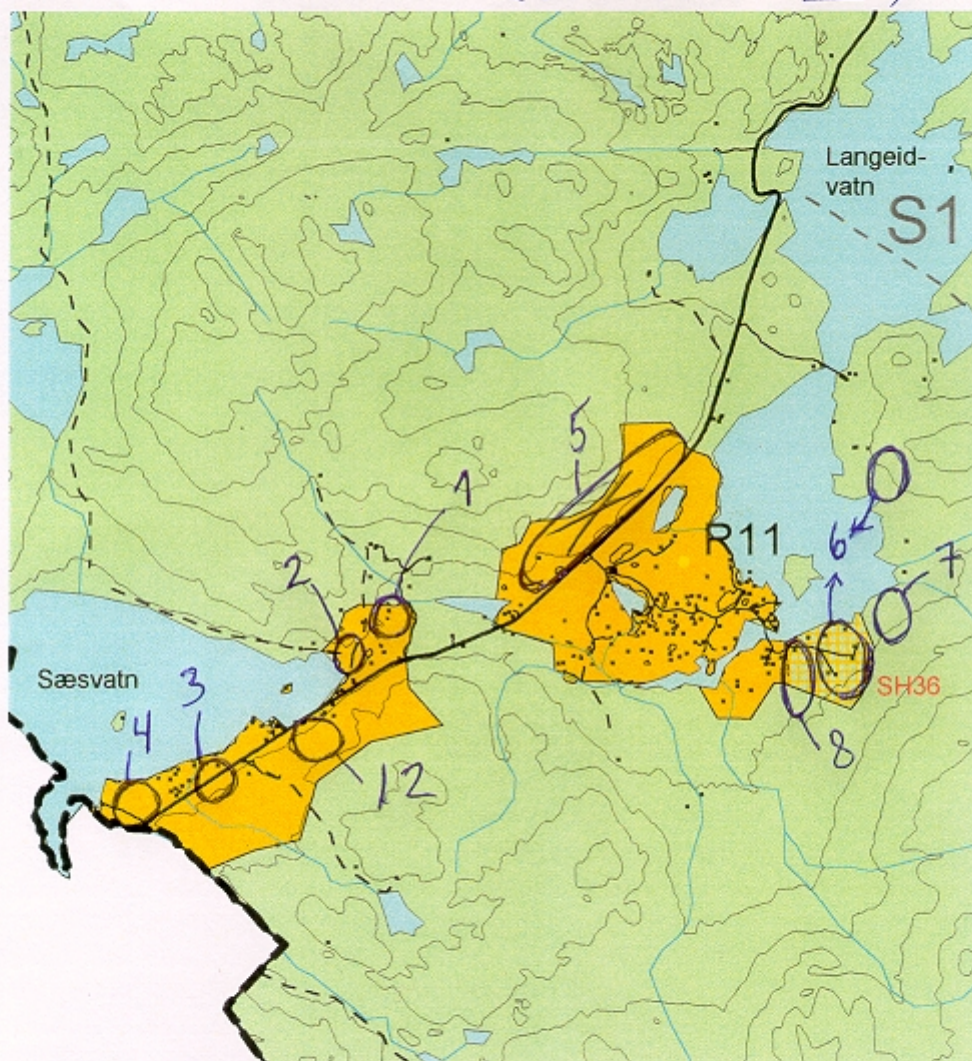
VINJE KOMMUNE
Arealdelen i kommuneplanen

UTSNITT
Frå hovudkartet

13



(Bykleheia sør)



2 0 2 4 Kilometers

Utsnitt nr 13 frå hovudkartet til kommuneplanen

Kartmålestokk: 1 : 50 000
Ekvidistanse: 60 meter

Dato: 09.09.99
Teikning: MK
Teikn.nr. 14



VINJE KOMMUNE
Sektor for plan og næring



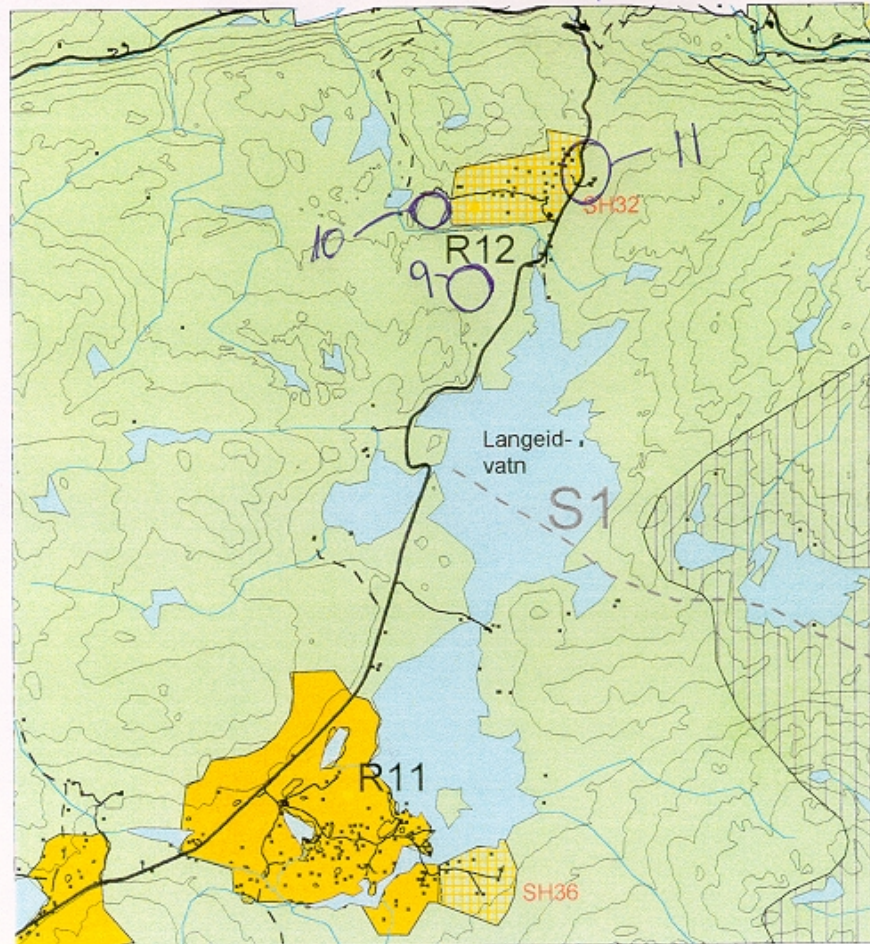
VINJE KOMMUNE
Arealdelen i kommuneplanen

UTSNITT
Frå hovudkartet

12



Bytteheia nord.



2 0 2 4 Kilometers

Utsnitt nr 12 frå hovudkartet til kommuneplanen

Kartmålestokk: 1 : 50 000
Ekvidistans: 60 meter

Dato: 09.09.99
Tegning: MK
Tegn.nr.: 13



VINJE KOMMUNE
Sektor for plan og næring



NINA Oppdragsmelding 755

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1338-9

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
<http://www.nina.no>