

Bærekraftig bruk og forvaltning av Setesdals Vesthei og Ryfylkeheiene

En utredning med spesiell vekt på økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark



Atle Mysterud
Ivar Mysterud

UTMARKSNÆRING I NORGE 1-99

Biologisk institutt, Universitetet i Oslo
Juni 1999

Bærekraftig bruk og forvaltning av Setesdals Vesthei og Ryfylkeheiene

*En utredning med spesiell vekt på økologiske
effekter av husdyrbeiting i utmark*

Atle Mysterud og Ivar Mysterud

En utredning skrevet på oppdrag fra Styringsgruppen for prosjektet «Bærekraftig bruk og forvaltning av Setesdals Vesthei og Ryfylkeheiene»

Juni 1999

Henvisning til denne rapporten:

Mysterud, A. og Mysterud, I. 1999. Bærekraftig bruk og forvaltning av Setesdals Vesthei og Ryfylkeheiene. En utredning med spesiell vekt på økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark. *Utmarksnæring i Norge 1-99*: 1-197.

Copyright © Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.

Grafisk produksjon: Digital Deus as, Drammen

Omslag: Hovedoppslag viser området mellom Øyarsbu og Bossbu i Setesdal Vesthei (Foto: Helge Sunde/Samfoto); innfelt bilde sauesanking i Sirdal (Foto: Pål Hermansen/NN/Samfoto).

Rapporter kan bestilles fra:

Norsk sau- og geitalslag, Boks 2323 Solli, 0201 Oslo.
Telefon 22 44 42 88. Telefax 22 43 16 60.

ISBN: 82-90934-69-6

Sammendrag

Setesdal Vesthei og Ryfylkeheiene (SVR) er del av det sørligste fjell-landskapet i Norge preget av en storslått natur- og landskapstype som i dagligtale kalles «heiene». De første brukerne av SVR var med all sannsynlighet jegere, fiskere og fangstfolk. I lang tid har det også vært buføring med en omfattende beiting av husdyr i utmark, både gjennom stølsdrift, drifting og beiting i «heimeheier». Det siste drøye hundreåret har medført dramatiske bruksendringer. Heieføringen av sau er fortsatt viktig, mens det i dag er lite storfe på utmarksbeite og stølsbruket er stort sett historie. SVR huser i dag Europas sørligste villreinstamme på ca. 3000 dyr (vinter). Det er fortsatt mange gode rypeterrenger i disse heiene. På det samme arealet ble det i 1997 sluppet omlag 184000 sau på utmarksbeite om sommeren.

Det siste drøye hundreåret har SVR også utviklet seg fra å være et relativt isolert område (særlig de indre bygdene i Setesdal), til et område med omfattende veinett og mye trafikk. I dag finnes det turisme i SVR knyttet til fritid og rekreasjon for mange mennesker i områder som bor langt fra heiene, samtidig som den utgjør en viktig næringsvei i lokal-samfunnene. Turismens mange inngrep begynner å sette sitt preg på heiene. De mest kontroversielle inngrepene har imidlertid funnet sted som ledd i den storstilte vassdragsutbyggingen, med påfølgende store neddemte områder og anlegging av kraftgater og veier.

Bruken av fjellområdene i SVR er altså meget omfattende, og det er i dag mange interesser knyttet til forvaltningen av disse heiene. Bakgrunnen for denne utredningen er konflikter som har oppstått rundt utnyttelsen av SVR til utmarksbeite for sau. Det har blant annet vært reist spørsmål om hvilke effekter sauebeiting har på vegetasjon og annet dyreliv. *Generelt vet vi per i dag lite konkret om hvilke effekter ulike tettheter av sau har på det øvrige dyreliv og planteliv i høyfjellet i Norge.* Det er imidlertid klart at det har (positive og negative) effekter. Det foreligger svært mye generell kunnskap på dette feltet, der overføringsverdien i enkelte tilfeller må antas å være god. Vi oppsummerer derfor kunnskap både

fra den nasjonale og internasjonale faglitteraturen om (1) interaksjoner mellom store beitedyr (*kortsiktige effekter, i hovedsak innenfor en beitesesong*), (2) de effekter store beitedyr har på vegetasjon (mer *langsiktige effekter av beiting*), og (3) på mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr. Det er underforstått at eventuelle langsiktige effekter i neste omgang vil påvirke beitedyra.

(1) Interaksjoner mellom beitedyr er sammensatte, og en rekke mekanismer er involvert. *Betydningen av alle mekanismene vil være helt avhengige av bestandstettheten av sau (i forhold til beitegrunnlaget).* Konkurransen er en interaksjon mellom individer, som skyldes felles behov for en ressurs som er begrenset, og som fører til en reduksjon i overlevelse, vekst og/eller reproduksjon hos de konkurrerende individer som er involvert. *Forstyrrelses-konkurransen er når individene/artene opptrer aggressivt, «skremmer» eller «unngår» hverandre.* Det er lite sannsynlig at dette har noen effekt på forholdet mellom sau og villrein i SVR. *Utnyttelses-konkurransen er den vanligste formen for konkurranse om beite, og dette vil skje mellom sau og rein i SVR gitt at det blir en tilstrekkelig høy tetthet av sau.* Denne formen for konkurranse forutsetter overlapp i ressursbruk, hvilket er påvist for sau og rein i SVR. *Det er imidlertid forholdet mellom antallet individer og beitemengden (i tid og rom) som avgjør intensiteten på beite-konkurransen.* *Det må mye sau til før det blir konkurranse om sommerbeite i SVR, siden villreinen i stor grad reguleres i forhold til mengden vinterbeite.* Villreinen bruker også mye større arealer enn en sauebesetning, hvilket betyr at for mye sau i et/noen få områder ikke gir konkurranse. *Ingen studier har hittil dokumentert eller sannsynliggjort at konkurranse om sommerbeite mellom villrein og sau skjer i SVR.* Faktorer som nedising av beiter om vinteren og insektstress i varme perioder om sommeren er sannsynligvis av (langt) større betydning for villreinsstammen i SVR enn eventuell konkurranse med sau om sommerbeitene. Det er imidlertid uklart om vi kan skille skarpt mel-

lom sommer- og vinterbeiter for villreinen i SVR. Villreinen beiter mindre lav i SVR enn i andre områder, og det kan derfor ikke utelukkes at sauens påvirker vinterbeiteforholdene gjennom sin sommerbeiting. Det bør isåfall klarlegges om sauens påvirkning på villreinens vinterbeiter er positiv (beiteforbedring) eller negativ (beitekonkurranse).

Beiting av sau kan føre til *beiteforbedring*. Dette kan enten skje ved at beiting holder planter i unge og foretrukne fenologiske stadier, at gjødsling bedrer beitekvaliteten eller at primærproduksjonen øker. *Det er sannsynlig at beiteforbedring kan skje ved lav og middels bestandstetthet, men at beitekonkurranse er viktigst ved høy bestandstetthet sett i forhold til beitemengden.* Det er per i dag ukjent om sau fører til *økt bestand av rovdyr* som kan ta reinsdyr (numerisk respons), eller om tilstedeværelsen av sau fører til mindre predasjon på andre arter om sommeren (funksjonell respons). Per i dag er det *lite som tyder på stor smittefare* av parasitter eller sykdommer mellom sau og rein. Det er påvist at sau kan sky sin egen møkk, men ingen forskere har undersøkt om villrein på fjellbeite skyr ekskrementer av sau. Effekter gjennom predasjon og parasittisme vil avhenge både av bestandstettheten av sau, hvor viktig predasjon og parasittisme er i det aktuelle økosystemet, og hvor mye disse faktorene blir påvirket av tilstedeværelsen av det andre beitedyret. Dette er ikke undersøkt for SVR.

(2) Hard beiting vil ofte indusere skudd-dannelse, og dette kan medføre tette matter av gress («gresspinner»). *Hvilke effekter sauebeiting har på utbredelsen av ulike plantearter, avhenger derimot av en lang rekke faktorer.* Planter som vokser raskt har mye næring og lite «forsvar» mot beitedyr, mens planter med mye forsvar vokser sakte. Sauen er en svært selektiv beiter. Sauebeiting kan derfor føre til dominans av beiteresistente planter, men i andre tilfeller øker beiteplantene i utbredelse selv ved hard sauebeiting. *Dette skyldes at rask gjenvekst er en alternativ strategi til økt forsvar, og at beiteplantene kan favoriseres gjennom gjødsling med møkk og urin og at konkurrerende arter blir nedtråkket.* Plantens toleranse for beiting (evne til gjenvekst) er bestemt både av plantens fysiologi (forutsetninger) og miljøforholdene (værforhold, næringsforhold, bestandstetthet av sau, tidspunkt for beiting m.m.). *Generaliseringer er vanskelige siden planteartene reagerer ulikt, men gress fremmes ofte av sauebeiting.* Urter er svært foretrukne beiteplanter og vil i enkelte tilfeller kunne

gå tilbake (særlig i næringsfattig habitat). Ved hardt beitepress vil beiting på lyng, busker og trær med liten toleranse mot beiting øke. Dekningsgrad av røsslyng går normalt tilbake ved hard beiting, mens blåbær ofte går fram. Driftsformen i saueholdet vil være avgjørende for hvilke forandringer som er sannsynlige. *Vi vil understreke den store betydning bestandstettheten og næringsforholdene i jordsmonnet har på utfallet av beiting.*

Generelt gir middels beitegrad av sau det høyeste mangfoldet av planter, mens beiting i næringsfattige lav- og lyng-dominerte vegetasjonssamfunn kan minske mangfoldet. Dette gjelder i første rekke på lokal skala, det er gjort få undersøkelser av effekter av beiting på artsmangfold på regional skala. Det er også vanlig at middels beitegrad gir høyest primærproduksjon. Beiting kan både øke og minske omsetningen av næringsstoffer avhengig av bestandstetthet. Studier i Storbritannia har vist at tross hardt beitepress økte ikke erosjon utover lokale områder. *De fleste effekter av beiting på vegetasjon er generelt av lokal karakter, over større arealer er særlig klima og jordbunnsforhold avgjørende.* Det er likevel klart at intensiv husdyrbeiting kan gi større effekter også regionalt. Det er ikke usannsynlig at sau kan påvirke vegetasjonen også på regional skala i SVR med tanke på de store mengdene sau som slippes på utmarksbeite. Dette er imidlertid ikke undersøkt.

Korrelasjonsstudier av effekter av sauebeiting i SVR, der øyer sammenliknes med fastland, har begrenset verdi, og resultatene fra de undersøkelser som er gjort spriker. Selv om det har blitt utført en del studier av effekter av sauebeiting på vegetasjon i andre områder i Norge, har disse blitt utført ved bestandstettheter over de som er vanlige i SVR. Det er derfor lite sannsynlig at resultatene som beskriver effekter av sauebeiting i disse områdene direkte kan overføres til SVR.

Hvor store konsekvenser sauebeiting har på vegetasjonen, og hvor store arealer dette berører, er altså ikke undersøkt i SVR. Det har vært endringer i husdyrholdet i SVR som kan forventes å gi endrede effekter på vegetasjonen i forhold til tidligere beitebruk. Effektene av beiting på vegetasjonen bør studeres med inngjerdede kontroller, siden mengden langtransportert næring, forsuring og klima kan endre seg parallelt. *Utbredelsen av finnskjegg i SVR er sannsynligvis for en stor del naturlig, men det er sannsynlig at en del er indusert av sauebeiting.* Hvor mye som er indusert av sauebeiting er imidlertid ukjent.

Det er uvisst om det blir mer finnskjepp i SVR over tid, en rekke faktorer utenom sauebeiting er også aktuelle som forklaringsmodeller. *Vi vet lite om effektene av sauebeiting på vier, men det er sannsynlig at tidlig slipp av sau er uheldig i år med sein fenologisk utvikling.* Sauebeiting ser ikke ut til å pågå i et omfang stort nok til å hindre gjengroing i områder nær tregrensen i SVR.

(3) Svært lite er kjent om de effekter beiting kan ha på mindre pattedyr og fugler. Det er dokumentert at predasjon er en viktig dødelighetsfaktor for ryper og smågnagere, og det er sannsynlig at ihvertfall moderat sauebeiting er en langt mindre viktig faktor enn predasjon. En rekke ulike mekanismer er kjent for hvordan sauene kan påvirke mindre pattedyr og fugler, men *uansett vil effekten av sauebeiting være helt avhengig av bestandstettheten av sau.* Sauen har middels grad av overlapp i beitevalget med hare, og lite overlapp med lemen og lirype. Det kan derfor forekomme en liten/middels grad av beite-forbedring ved lav eller middels beitegrad, og en liten/middels grad av beite-konkurransse ved høy beitegrad av sau. Ved endring i antallet insekter, kan beiting påvirke de arter som spiser disse insektene. Sannsynligvis kan *bortbeiting av skjul* være en viktig faktor for interaksjon mellom store beitedyr og små pattedyr og fugler, ihvertfall lokalt. Det er med dagens kunnskap ikke støtte for hypotesen om at drøvtyggere øker mengden av beitehemmere som enmagete beitedyr ikke tåler. Det er også lite sannsynlig at nedtråkking eller andre mer sjeldne mekanismer er viktige. Det er vist at mengden smågnagere og hare dyr kan bli mindre eller større ved beiting, men også at det ikke nødvendigvis skjer endringer. Beiting kan påvirke bestanden av fuglearter i både positiv og negativ retning. Det er ikke sannsynliggjort at sauebeiting påvirker rypebestanden i SVR. *Ingen av disse problemstillingene er imidlertid tilstrekkelig undersøkt.*

Det er sannsynlig at mangfoldet av insekter og andre virvelløse dyr i stor grad vil følge mangfoldet i vegetasjonen (se punkt 2). Det er uvisst om mengden insekter minsker ved sauebeiting i SVR pga. mindre høyde på vegetasjonen og en lavere andel urter som setter blomster. Det er også uvisst hvor mange arter som er knyttet til sauemøkk, kadavre eller spesielt nitrogenrike planter som kan fremmes ved gjødsling med møkk og urin.

De naturgitte forholdene, som danner viktige premis-

ser for forvaltningen av sau i SVR, er ikke tilstrekkelig kartlagt. Det er gjennomført beitekartlegginger i perioden 1913-1931 i regi av Norges Vel, men disse undersøkelsene har lav romlig oppløsning. Anslagene for sauetall fra disse undersøkelsene ligger sannsynligvis altfor høyt, blant annet siden de ikke tar hensyn til at sauene ikke klarer å utnytte beiteene 100%. Dette vil i enkelte områder forsterkes av de neddemmingene av viktige beitearealer som har skjedd i perioden etter at beitekartleggingene ble utført.

Sentralt for forvaltningen av sau på utmarksbeite er organisert beitebruk og ordningen med heiesjefene. Sauen kan imidlertid ikke forvaltes uavhengig av andre virksomheter og hensyn. *Sentrale prinsipper for forvaltningen av SVR er flerbruksplanlegging og lokal forvaltning, men hensynet til villreinen er spesielt vektlagt.* Det er konflikter innad i næringen mellom aktører knyttet til driftsau og heimesau. Det er imidlertid konflikter mellom husdyrinteresser og jaktinteresser og mellom husdyrinteresser og naturvern i forbindelse med debatten om biologisk mangfold (inkludert viltarter) som i stor grad har satt disse problemstillingene på dagsorden. Vi diskuterer ulike kriterier for et bærekraftig sauehold basert på ulike sektor-interesser (sauenærings-, jakt- og naturverninteresser) og fra et flerbrukssynspunkt (framtidig vern- og forvaltningsplanforslag for SVR). *Det er ikke dokumentert at de ulike definisjonene er forskjellige fra hverandre.*

Denne utredningen kan i seg selv ikke brukes til å avgjøre om saueholdet i SVR er økologisk bærekraftig. Vårt mål har vært å utrede hva som faktisk er dokumentert og hva som er sannsynlige effekter av sauebeiting. Så blir det opp til politikere å avgjøre om tvilen skal komme sauene eller andre interesser til gode. Det langsiktige målet med framtidig forskning og utvikling i SVR bør være å finne fram til hva som representerer et bærekraftig sauehold utfra forskjellige kriterier. På den måten kan forvaltere og politikere avgjøre hvor mange sau som ønskes utfra en vurdering av samfunnets totale behov. Dette innebærer utviklingen av relativt enkle metoder for å avgjøre om det er et bærekraftig sauehold i et gitt område, forslag til virkemidler for eventuelt å forholde seg til dette, og kunnskaper om de samfunnsmessige konsekvensene av ulike virkemidler. Hovedproblemet synes å være at man i dag ikke kjenner tilstrekkelig hverken de økologiske effektene av sauebeitingen eller den romlige og tidsmessige variasjonen i ressursgrunnlaget. Vi håper denne utredningen vil bidra

til en mer *nyansert debatt* om disse viktige problemstillingene, der man unngår både for vide generaliseringer og «krisemaksimering». Vi mener at forvalt-

ningen av de særegne fjellheiene i Setesdal Vesthei og Ryfylkeheiene og den øvrige norske fjellheimen er best tjent med det!

Forord

Målet med prosjektet «Bærekraftig bruk og forvaltning av Setesdals Vesthei og Ryfylkeheiene» har vært å *dokumentere bruk av ressurser og forvaltningsoppbygg*: (1) Hvordan har bruken vært tidligere og i dag? (Historikken). (2) Hva finnes av dokumentasjon i form av registreringer og forsøk i Setesdal Vesthei og Ryfylkeheiene om disse forholdene? (3) Hva bør undersøkes/klarlegges for å komme fram til en *funksjonell forvaltningsmodell* som både tar hensyn til den tradisjonelle bruken og samfunnsinteressene slik de blir formulert i dag? Arbeidet er delvis utløst av konflikter rundt dagens sauehold i utmark, og utredningen har derfor fått en undertittel som gjenspeiler den viktigste delen av utviklingsarbeidet.

Prosjektarbeidet ble geografisk avgrenset til 12 kommuner i 3 fylker; Suldal, Hjelmeland, Forsand, Gjesdal og Bjerkreim kommuner i Rogaland; Sirdal, Kvinesdal, Hægebostad og Åseral kommuner i Vest-Agder og Bykle, Valle og Bygland kommuner i Aust-Agder. Området avgrenses altså av administrative grenser (kommuner). Det er likevel klart at hovedfokus i utredningen vil være på forvaltningen av heiene.

Formann for styringsgruppa har vært Arnold Heland (formann Rogaland sau og geitalslag). De øvrige medlemmer har vært Gunnar Eivind Greibrokk (formann Aust-Agder sau og geitalslag), Anders Smith (formann Vest-Agder sau og geitalslag) og Tarald Myrum (ordfører i Valle). Sekretær for styringsgruppa har vært Arne Rian (rådgiver Landbruksavd. ved fylkesmannen i Vest-Agder). Forfatterne av rapporten har vært Atle Mysterud (forsker) og Ivar

Mysterud (førsteamanuensis) begge ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. Styret kom sammen første gang 10. desember 1998. Atle Mysterud har vært prosjektleder, og har hatt et halvt års engasjement med hovedansvaret for å skrive utredningen (1. januar-30. juni 1999). Prosjektet er finansiert av Tiltaksfondet for småfe og fjørfe m.m., Rogaland sau- og geitalslag, Vest-Agder sau og geitalslag, Aust-Agder sau- og geitalslag, BU-midlene i Rogaland, Vest-Agder og Aust-Agder, samt kommunene Suldal, Hjelmeland, Forsand, Gjesdal og Bjerkreim i Rogaland, Sirdal, Kvinesdal, Hægebostad og Åseral i Vest-Agder, og Setesdal næringsfond (Aust-Agder).

Inndelingen av utredningen i hoveddeler (I-IV) gjenspeiler også viktige forskjeller i grunnlagsdataene. I Del II om bruk bygger vi i hovedsak på rapporter og ulike historiske kilder. I Del III om økologi i beiteområder er det derimot lagt stor vekt på å oppsummere materiale fra vitenskapelige kilder, der det bare leilighetsvis er hentet inn enkelte anekdoter fra historiske kilder. Denne delen utgjør den faglig sett tyngste delen, hvor vi gjør eksplisitte faglige vurderinger av mange av kildene. Del I og IV bygger i større grad på en blanding av ulike kilder, der vi i mindre grad begrunner det som er sammenstilt.

Vi har ingen illusjoner om å fullt ut belyse alle konfliktene rundt saueholdet i de store utmarksområdene i Setesdal Vesthei og Ryfylkeheiene. Vi har imidlertid som klart mål at denne utredningen skal danne et viktig fundament og legge premisser for den videre diskusjonen omkring husdyrholdet i utmark.

Biologisk institutt
Universitetet i Oslo
1. juni 1999

Atle Mysterud Ivar Mysterud

Innhold

Sammendrag	III
Forord.....	VII
1 Innledning.....	1
DEL I - AVGRENSNING OG NATURGEOGRAFI	5
2 Områdebeskrivelse	7
2.1 Topografi, avgrensning og navnsetting.....	7
2.1.1 De ulike heiene	7
2.1.2 Andre viktige navn	7
2.2 Klima	8
2.3 Geologi og jordbunn.....	8
2.4 Vegetasjon.....	10
2.4.1 Vegetasjonsregioner	10
2.4.2 Vegetasjonssamfunn	10
2.5 Fauna	12
2.6 Forurensning.....	12
DEL II - BRUK.....	15
3 Jakt, fangst og fiske	17
3.1 Den tidligste fasen	17
3.2 Jakt i historisk tid	19
3.2.1 Reinsjakt og annen storviltjakt.....	19
3.2.2 Rypejakt og annen småviltjakt	19
3.2.3 Rovviltjakt	20
3.3 Jakt i dag.....	21
3.3.1 Storviltjakt	21
3.3.2 Småviltjakt	21
3.4 Fiske	22
4 Husdyrhold og utmarksbeite.....	27
4.1 Stølsbruket	27
4.1.1 Driftsformer og bakgrunn.....	27
4.1.2 Historisk omfang	28
4.1.3 Perioden fra 1850-i dag	28
4.2 Driftingen	29
4.2.1 Tradisjonell driftetraffikk.....	29
4.2.2 Heieføring.....	30
4.2.3 Geitedrifting	31
4.2.4 Stellingsfe.....	31
4.3 Viktige husdyr - før og nå.....	31
4.3.1 Storfe	31
4.3.2 Sau	31
4.3.3 Geit.....	35
4.4 Tamreinhold	35

5	Transportsystemer og ferdsel	37
5.1	Stisystemer, hellere og drifteveier	37
5.2	Veier	38
5.3	Båt-trafikk.....	39
5.4	Snøscooter-trafikk	39
5.5	Fly og helikopter.....	39
6	Turisme, skogbruk og annen virksomhet i utmark	41
6.1	Turisme	41
6.1.1	De første turistene	41
6.1.2	Hytter og lett turisme	41
6.1.3	Høyfjellshoteller og tung turisme.....	42
6.1.4	Andre turistaktiviteter	45
6.2	Skogbruk.....	46
6.3	Forskning og vitenskapelig aktivitet.....	46
6.4	Militære aktiviteter	46
7	Kraftutbygging og industri	47
7.1	Jernvinne og mineralutvinning	47
7.2	Den første fossekraften.....	47
7.3	Dagens vassdragsreguleringer og vannmagasiner	47
7.3.1	Sira-Kvina	49
7.3.2	Ulla-Førre	49
7.3.3	Otra.....	49
7.3.4	Mandalsvassdraget	49
7.3.5	Andre utbygginger	50
7.4	Kraftlinjer	50
DEL III - ØKOLOGI I BEITEOMRÅDER		51
8	Den vitenskapelige metoden.....	53
8.1	Hypotese-testing: forutsigelser, antagelser og logisk struktur	53
8.2	Korrelasjonsstudier	54
8.3	Eksperimentelle studier	55
8.3.1	Skalering i tid og rom og overføringsverdi	55
9	Interaksjoner mellom store beitedyr	59
9.1	Hva er konkurranse?.....	59
9.2	Overlapp i ressursbruk og nisje-begrepet	60
9.3	Store beitedyrs næringsøkologi (nisje).....	60
9.3.1	Plantekvalitet, beiteatferd og vekst.....	61
9.3.2	Kroppsstørrelse.....	61
9.3.3	Morfo-fysiologisk beite-type	62
9.4	Beiteøkologi til store beitedyr i SVR	62
9.4.1	Sau	63
9.4.2	Andre husdyr	63
9.4.3	Villrein	64
9.4.4	Andre hjortedyr	65
9.5	Overlapp i ressursbruk mellom beitedyr i SVR	67
9.5.1	Sau og rein	67
9.6	Modeller for utnyttelses-konkurranse om beite	68
9.6.1	Konkurranse om gress - en modell.....	69
9.6.2	Er sauen en konkurranse-vinner?	69
9.6.3	Konkurranse om andre beiteemner.....	70

9.7 Hvilke faktorer er begrensende - bestandsøkologi	70
9.7.1 Noen sentrale begreper	71
9.7.2 Betydningen av beite	71
9.7.3 Betydningen av klima.....	72
9.7.4 Betydningen av predasjon og jakt	72
9.8 Bestandsøkologi til store beitedyr i SVR	73
9.8.1 Villrein	73
9.8.2 De andre hjortedyrene	77
9.9 Forstyrrelses-konkurranse	78
9.10 Påvisning av konkurranse.....	78
9.10.1 Overlapp i ressurs-bruk - sammen og adskilt.....	79
9.10.2 Endret arealbruk og aktivitet	80
9.10.3 Innhegningseksperimenter	81
9.10.4 Analyser av vekttoppgaver	81
9.10.5 Monitorering av vegetasjon	83
9.11 Beite-forbedring	83
9.11.1 Beitekvalitet og fenologi	84
9.11.2 Beitekvalitet og gjødsling.....	85
9.11.3 Beitedyrs gjenbeiting	85
9.11.4 Beite-forbedring og dyrets vekst og reproduksjon.....	86
9.11.5 Forbedrer sau reinsbeitet i SVR?	86
9.12 Endring av predasjonsrate	86
9.13 Økning i sykdoms- eller parasittbelastning	87
9.13.1 Løpenematoder.....	88
9.13.2 Bendelorm	88
9.13.3 Hjernemark.....	88
9.13.4 Skrapesyke	88
9.14 Skyr drøvtyggere områder infisert med ekskrementer?	88
9.15 Konklusjon og oppsummering	89
10 Effekter av beiting på vegetasjon	93
10.1 Endringer i morfologi.....	94
10.2 Endringer av vegetasjonssammensetning.....	94
10.2.1 Spisbarhet, vekst- og nedbrytningshastighet	95
10.2.2 Beiteselektivitet og plantetoleranse	95
10.2.3 Plantenes toleranse - forutsetninger	96
10.2.4 Plantenes toleranse - muligheter	97
10.2.5 Beiteselektivitet - forutsetninger	98
10.2.6 Beiteselektivitet - muligheter	98
10.2.7 Sauebeitingens betydning for ulike plantegrupper.....	99
10.2.8 Betydningen av driftsform i saueholdet	99
10.2.9 Gjødsling med ekskrementer og urin	101
10.2.10 Betydningen av tråkking	102
10.3 Endringer i mangfold	103
10.4 Endringer i primærproduksjon	105
10.5 Endringer av nedbrytnings-prosesser og erosjon	106
10.5.1 Endring i forholdet av nitrogen og karbon	107
10.5.2 Nedtråkking av vegetasjon og erosjon	107
10.6 Forholdet mellom bestandstetthet og beitegrad	107
10.7 Skalering av beiteeffekter i tid og rom	109

10.8 Studier av effekter av husdyrbeiting i Norge	109
10.8.1 Simulert beiting og gjenvekst, Rosskreppfjorden, SVR.....	110
10.8.2 Sauebeiting og vegetasjon, Rosskreppfjorden, SVR - 1.....	111
10.8.3 Sauebeiting og vegetasjon, Rosskreppfjorden, SVR - 2.	112
10.8.4 Sauebeiting i innhegninger, Stigstuv, Hardangervidda	112
10.8.5 Beiteundersøkelser på skogsmark	113
10.8.6 Sauebeiting og utgjerdingsforsøk, Tranøy, Troms	114
10.8.7 Storfefeiting og fuglefaunaen, Trondheim.....	114
10.9 Sannsynlige effekter av sauebeiting i SVR	115
10.9.1 Forskjeller på dagens og tidligere beitebruk	115
10.9.2 Problemet med parallelle prosesser	116
10.9.3 Øker utbredelsen av finnskjegg?	116
10.9.4 Blir vier skadet av sauebeiting?	118
10.9.5 Gjengroing med skog	119
10.10 Monitorering av beitetrykk - vegetasjon.....	119
10.10.1 Høyden på gress	119
10.10.2 Høyden og blomstringsandel på urter	120
10.11 Valg av studie-design	120
10.11.1 Innhegning av sau.....	120
10.11.2 Utestengning av sau - med gjerder	121
10.11.3 Utestengning av sau - med vann (øystudier)	121
10.12 Oppsummering og konklusjon	121
11 Effekter av beiting på mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr	123
11.1 Mekanismer for interaksjon	123
11.1.1 Beiteoverlapp: beite-forbedring og beitekonkurranse	123
11.1.2 Rovdyr og endringer i skjul-mengden	124
11.1.3 Induserte beitehemmere, enmagete og drøvtyggende beitedyr ..	124
11.1.4 Andre mekanismer	126
11.2 Små pattedyr.....	126
11.2.1 Hare	126
11.3 Fugler	127
11.3.1 Ryper	127
11.3.2 Orrfugl	128
11.4 Virvelløse dyr	128
11.5 Oppsummering og konklusjon	128
DEL IV - VERN OG FORVALTNING	131
12 Grunnlaget for saueholdet i SVR	133
12.1 Beiteressursene	133
12.1.1 Noen viktige prinsipper	133
12.1.2 «Norske fjellbeite»	134
12.1.3 Andre beiteundersøkelser	134
12.1.4 Måter å øke beitemengde eller kvalitet	135
12.2 Verdien av utmarksbeite	138
12.3 Tapsforhold i sauenæringen	138
12.3.1 Tap i historisk tid	139
12.3.2 Tapsomfanget i dag.....	140
12.3.3 Tapsundersøkelse i Hornnes Vesthei og Åseral	141
12.3.4 Tapsundersøkelse i Suldal	141
13 Dagens forvaltningsordning for store beitedyr	143

13.1 Hjorteviltforvaltningen	143
13.1.1 Lovverk og forskrifter	143
13.1.2 Forvaltningsapparatet i viltforvaltningen	144
13.1.3 Viktige prinsipper i hjortevilt-forvaltningen.....	145
13.1.4 Mål for villreinforvaltningen i SVR.....	145
13.2 Forvaltningen av husdyr på utmarksbeite.....	147
13.2.1 Organisert beitebruk	147
13.2.2 Heiesjefer	148
14 Vern og forvaltning - planprosessen	153
14.1 Fra Njardarheim til Fjellplan	153
14.1.1 Den første vernetanken.....	153
14.1.2 Samlingen av Njardarheim	154
14.1.3 Videre forvaltning av Njardarheim.....	154
14.1.4 Fjellplan for Setesdal Vesthei (NOU 1974)	155
14.2 Kunnskapsoppbygging, diskusjon og flerbruksplanlegging.....	155
14.2.1 Ny landsplan for nasjonalparker (NOU 1986)	156
14.2.2 Heierapporten (1986)	156
14.2.3 Parallell høring	157
14.2.4 Verneplanutkast (1990).....	157
14.2.5 Flerbruksplanen (1991-94).....	158
14.2.6 Landsplan vedtas (St. meld. 1991-92)	159
14.3 Framtidig forvaltning av SVR	159
14.3.1 Verneplanforslag (1995)	159
14.3.2 Forvaltningsmodell.....	160
14.3.3 Krav om konsekvensutredning	161
14.3.4 Krav om stortingsbehandling	162
14.3.5 Fylkesdelplanforslag (1995).....	162
14.3.6 Lokal forvaltningsmodell (1998)	162
15 Konfliktområder rundt husdyrholdet i SVR	167
15.1 Driftesau og heimesau	167
15.2 Husdyrhold og jaktinteresser	168
15.2.1 Beiterett vs. jaktrett	168
15.2.2 Interaksjoner husdyr og vilt	169
15.2.3 Direkte forstyrrelse av jakt.....	169
15.3 Beitedyr og naturverninteresser	169
15.4 Andre konflikter rundt beitedyr	170
15.5 Avgrensning av konfliktareal	170
15.6 Ulike definisjoner av bærekraftig sauehold	170
15.6.1 Bærekraftig sauehold - fra saueholdets side.....	171
15.6.2 Bærekraftig sauehold - fra jaktinteressenes side	171
15.6.3 Bærekraftig sauehold - fra naturvernets side	171
15.6.4 Bærekraftig sauehold - Verneplanforslaget 1995	172
15.6.5 Bærekraftig sauehold - Fylkesdelplanforslaget 1995	173
16 Videre forskning og utvikling i SVR	175
16.1 Økologiske effekter av beiting	175
16.2 Fra liten til stor skala	175
16.2.1 Beitekartlegging	175
16.2.2 Beitemodeller og årlige variasjoner	176
16.3 Virkemidler	176

16.3.1 Manipulering av bestandstetthet.....	176
16.3.2 Slipp- og sanketidspunkt	177
16.3.3 Valg av ulike husdyrarter eller raser	177
16.4 Sentralt register for informasjon.....	177
Takksigelser	179
Litteratur	181

1 Innledning

Setesdal Vesthei og Ryfylkeheiene, heretter forkortet SVR, omfatter områdene mellom Hardangervidda i nord, de indre bygdene i Agder i sør, og mellom bygdelagene i Setesdalen i øst og Ryfylkejordene i vest (Fig. 1, Del I, kap. 2.1). SVR er del av det sørligste fjell-landskapet i Norge med en storslått natur- og landskapstype som i dagligtale kalles «heiene» (Hallandvik 1982a). Heiene kjennetegnes av en særpreget veksling mellom snaufjell og glissen skog. Berggrunnen er i hovedsak sammensatt av surt og næringsfattig grunnfjell som betinger næringsfattig jordsmonn (kap. 2.3). Det er mye nedbør og utpreget oseanisk klima i vest, og noe mer kontinentalt i øst (kap. 2.2). Samlet sett gir de naturgeografiske forholdene grunnlaget for en relativt fattig vegetasjon (kap. 2.4).

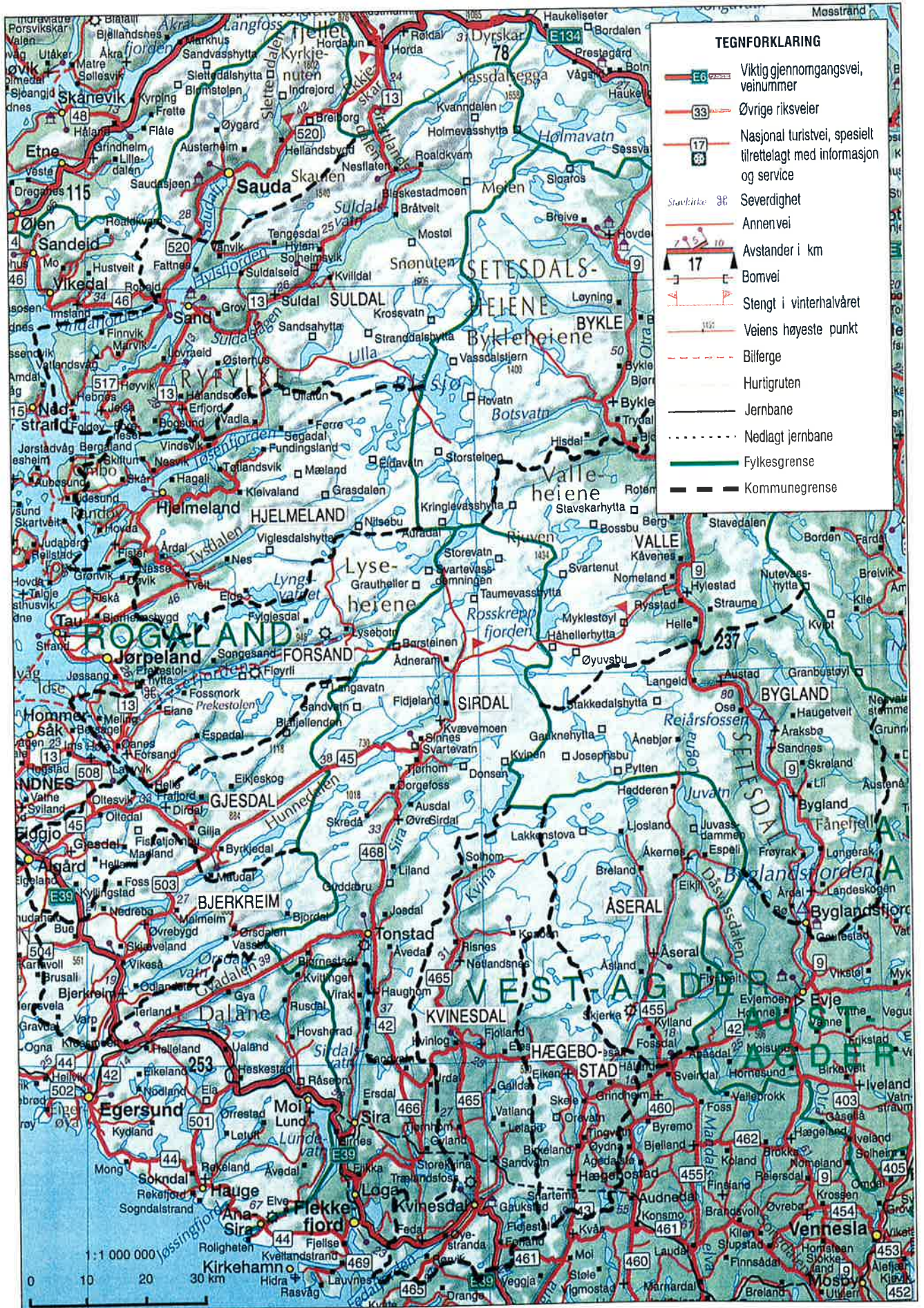
SVR er et av de mest utnyttede fjellområdene i Norge (Del II). Jakt og fiske (kap. 3) og husdyrhold i utmark (kap. 4) har lange tradisjoner. SVR huser Europas sørligste villreinstamme (kap. 3.3), og det slippes i dag omlag 184000 sau (*Ovis aries*) på utmarksbeite om sommeren (kap. 4.3). Mot slutten av forrige århundre og utover i dette har SVR utviklet seg fra et relativt isolert område, til et område med omfattende veinett og mye trafikk (kap. 5). I dag er turisme knyttet til fritid og rekreasjon for mange mennesker i områder som bor langt fra heiene, samtidig som den utgjør en viktig næringsvei i lokalsamfunnene (kap. 6). Turismens mange inngrep begynner å sette sitt preg på heiene. De mest kontroversielle inngrepene som noen gang er gjort har imidlertid vært den storstilte vassdragsutbyggingen og de store neddemmingene som har blitt foretatt i SVR (kap. 7).

Bruken av fjellområdene i SVR har altså vært omfattende og vekslende, og det er i dag mange interesser knyttet til forvaltningen av disse heiene. Konflikt-nivået rundt SVR har derfor vært høyt i mange år. I de siste årene har det blant annet vært reist spørsmål om det beiter for mange sau i utmarka i SVR, og hvilke effekter dette eventuelt har på vegetasjon og annet dyreliv. Dette har fremkalt behovet for en gjennomgang av hva som faktisk skjer i SVR,

og spesielt en vurdering av hvilke effekter husdyrbeiting har på øvrig dyreliv og vegetasjon. Dette er bakgrunnen for denne utredningen.

Generelt vet vi per i dag lite konkret om hvilke effekter ulike tettheter av sau har på det øvrige dyre- og plantelivet i høyfjellet i Norge. Det foreligger imidlertid svært mye generell kunnskap på dette feltet, der overføringsverdien i enkelte tilfeller må antas å være god. Studier av interaksjoner mellom beitedyr og effekter av beitedyr på vegetasjon og andre dyr stiller ofte store krav til vitenskapelig metodikk. Vi mener derfor det er viktig at forvaltningen ikke bare er kunnskapsbasert, men at den også kan vurdere hvor god den foreliggende kunnskapen er (Del III). Vi starter derfor med en kort innføring i vitenskapelig metodikk (kap. 8), slik at vi i gjennomgangen lettere kan begrunne våre vurderinger av de studier som er gjort. Vi har valgt å legge stor vekt på en grundig gjennomgang av direkte og indirekte interaksjon mellom store beitedyr (kap. 9), de effekter store beitedyr kan ha på vegetasjon (kap. 10), og de effekter store beitedyr kan ha på mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr (kap. 11).

Hittil har som nevnt en stadig hardere bruk satt sitt klare preg på heienes historie og utforming (Del II). Dette har presset fram krav om vern og en strengere forvaltning av heiområdene (Del IV). I denne sammenhengen gjennomgår vi derfor kort grunnlaget for sauehold i SVR (kap. 12) og dagens forvaltningsordning av store beitedyr (kap. 13). I starten var det vannkraftutbyggingene som i størst grad var drivende for vernetanken (kap. 14), men i nyere tid har manglende helhetstenking og en skremmende «bit for bit» utbygging vært drivkraften blant annet for å sikre villreinstammen. De foreslåtte verneplanene vil også berøre forvaltningen av husdyr i utmark. Det er også viktig både for næringen og forvaltningen å identifisere de ulike konfliktområdene det er rundt saueholdet i SVR (kap. 15). Dette omfatter konflikter innad i næringen mellom aktører knyttet til driftesau og heimesau (kap. 15.1). Det er imidlertid konflikter mellom husdyrinteresser og jaktinteresser (kap. 15.2) og



mellom husdyrinteresser og naturvern i forbindelse med debatten om biologisk mangfold og vilt (kap. 15.3) som i stor grad har satt disse problemstillinger på dagsorden. Vi definerer derfor ulike kriterier for et bærekraftig sauehold basert på ulike sektorinteresser (sauenærings-, jakt og naturvern-interesser) og fra et flerbrukssynspunkt (framtidig vern- og forvaltningsplan for SVR) (kap. 15.6).

Til slutt framhever vi at det langsiktige målet med forskning i SVR, bør være å finne fram til hvilken beitegrad som representerer et bærekraftig sauehold utfra forskjellige kriterier (kap. 16). På den måten kan politikere avgjøre hvor mange sau som

ønskes utfra en vurdering av samfunnets totale behov. Dette innebærer utviklingen av relativt enkle metoder for å avgjøre om det er et bærekraftig sauehold i et gitt område (kap. 16.1 & 16.2), forslag til virkemidler for eventuelt å forholde seg til dette, og kunnskaper om de samfunnsmessige konsekvensene av ulike virkemidler (kap. 16.3). Hovedproblemet synes å være at man i dag ikke kjenner tilstrekkelig de økologiske effektene av sauebeiting (kap. 16.1) eller den romlige og tidsmessige variasjonen i ressursgrunnlaget (kap. 16.2). Håpet er at denne utredningen kan danne et viktig fundament for å planlegge videre forskning på disse feltene i SVR.



Fig. 1. En oversikt over området som denne utredningen behandler. Setesdal Vesthei og Ryfylkeheiene (SVR) er i denne utredningen synonymt med kommunene Bykle, Valle og Bygland i Aust-Agder, Hægebostad, Kvinesdal, Sirdal og Åseral i Vest-Agder og Bjerkreim, Forsand, Gjesdal, Hjelmeland og Suldal i Rogaland. Det er lagt størst vekt på forholdene i selve heiene, men utviklingen og den generelle utnyttelsen av utmarksarealer i bygdesamfunnene rundt heiene er også viet en del oppmerksomhet siden dette gir en bedre forståelse også av bruken av heiene (gjengitt med tillatelse fra Cappelen Kart & Oppslagsverk).

DEL I - AVGRENING OG NATURGEOGRAFI

2 Områdebeskrivelse

VR dekker et stort areal (kap. 2.1), og det er følgelig store lokale forskjeller i de naturgitte betingelsene. Klimaet er oseanisk påvirket (mye nedbør), særlig i de vestlige delene (kap. 2.2). Berggrunnen i SVR er vesentlig fattig grunnfjell med tynt og surt jordsmonn, med unntak av de nordvestre-delene der det er fyllitt (kap. 2.3). Vegetasjonen gjenspeiler klimaet og jordbunnsforholdene, og er følgelig sparsom i mange områder, men det er stor lokal variasjon (kap. 2.4). Vi gir også en beskrivelse av faunaen i SVR (kap. 2.5), og noen av de problemer det er med langtransporterte forurensninger (kap. 2.6).

2.1 Topografi, avgrensning og navnsetting

SVR regnes for å være den søndre utløperen av Langfjella (NOU 1974). I nord henger området naturlig sammen med Hardangervidda som det har mange fellestrekk med. Nord for Hovden henger området sammen med Setesdals Austhei (se kap. 2.1.1 om bruken av navnet «hei»). Rjuven-fjellkjeden er den sørligste delen av det egentlige høyfjellsområdet. Nord for Rjuven finner en blant annet Bykleheiene med store områder som ligger i høydelaget 1200-1400 m o.h. (kap. 2.1.2). Sør for Rjuven blir høydeforskjellene mindre, og terrenget flater ut i et høyfjellsplatå i 800-1000 m høyde. I sør greiner dette platået seg ut i lavere heier som strekker seg sørover til Hekkfjellet i Vest-Agder. På vestsiden skjærer dype fjorder og daler seg inn i fjellområdene, ofte med bratte lisider og brå overganger fra lavland til høyfjell. Landskapet virker vilt og opprevet. Området innenfor den ytre rammen er ca. 7500 km². Trekker en fra en del bebygde arealer, er det egentlige fjellområdet ca. 7000 km². Dette fordeler seg med ca. en tredjedel i hvert av fylkene Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland (NOU 1974).

2.1.1 De ulike heiene

Betegnelsen «hei» blir brukt om flere ting (Hallandvik 1982a). Den kan betegne de nakne eller lyngkledde fjellrabbene helt ut mot kysten («kystlyngheiene»), eller de delvis skogdekte «lågheiene»

lenger inne i landet. Det brukes vanlig som betegnelse på vegetasjonssamfunn (kap. 2.4). I mange sammenhenger står imidlertid «heiene» som en landskapsmessig samlebetegnelse på de store fjellpartiene som ligger på begge sider av Setesdalen (Austheiene og SVR), eller bare om SVR. Ofte brukes bare betegnelsene Vestheia på SVR og Austheia på Setesdals Austhei (Hoven 1998). Tradisjonelt har de ulike partiene fått navn etter de nærmeste bygdesamfunnene, slik som Frafjordheiene, Lyseheiene, Hjelmelandsheiene, Suldalsheiene, Byglandsheiene, Bykleheiene og Valleheiene. Enkelte ganger har Ryfylkeheiene også blitt kalt Rogalandsheiene (Hohle 1972). Det snakkes også om «drifteheier» og «heimeheier» avhengig av om buskapen (sauene) i området kommer fra bygdene rundt, eller «driftes» inn (kap. 4.2) fra bygder lenger vekk (Hertel-Aas 1998). Drifteheier er altså høytliggende fjellbeiter (Hertel-Aas 1998).

2.1.2 Andre viktige navn

Det er også en del andre navn som er sentrale i beskrivelser fra SVR. Vi gjengir her fra Sunde *et al.* (1995).

Breidvatn. Området som heter Breidvatn ligger i Bykle og er en trekkvei for villrein (*Rangifer tarandus*) mellom SVR og Austheiene. Området grenser til Breidvatn i nord. I vest grenser området mot Dyreheia og er en videreføring av dette området. Området ligger ned mot Rv 39 (kap. 5.2).

Steinsbuskardet. Steinsbuskardet ligger i Bykle og er det eneste området der reinen trekker mellom nordre og søndre del av heiområdet i den isfrie delen av året.

Vatnedalsheii. Vatnedalsheii ligger også i Bykle, og er det største kalvingsområdet for villreinstammen i SVR. Området omfatter Enden, Bygdeheii og områdene fra Store Førsvatn via Ormsvatnet, Store Urar, Reinevatn og helt sør til Strondefjell.

Steinheii. Området som kalles Steinheii ligger i Bykle på grensen til Valle og utgjør den nordøstre delen av Steinheii kalveområde som fortsetter vestover i Rjuven.

Dyreheia (Dyraheio/Dyraheia/Dyreheii). Området som kalles Dyreheia ligger i Bykle og grenser opp mot Rogaland. Området går fra Breive-Storheller på grensa til Telemark og ned til Steinsbuskardet sør-øst for Blåsjø. Fra nord til sør ligger innsjøer som Skyvatn, øvre Førsvatn, Urdevatnet, Holmevatnet, Krokevatnet og Hovatn som alle ligger helt eller delvis innenfor området. Navnsettingen innenfor Dyreheia er samlet i Bakka (1997). Dyreheia kan også ses på som et annet navn på Suldalsheiene (Åsen 1999), det som omfatter det mest typiske høyfjellsområdet (Bakka 1997).

Auråhorten. Auråhorten ligger i Bykle. I tillegg til selve Auråhorten er Storsteinheii og områdene opp mot Beinleidokki med. Auråhorten er bindeleddet mellom Rjuven og Lusaheia landskapsvernområde i Rogaland. Området er avgrenset av Steinsbuskardet/Blåsjø i nord og Svartevatn i sør og øst.

Lyseheiene. Lyseheiene ligger i Sirdal i Vest-Agder og Forsand i Rogaland og binder Rjuven sammen med Frafjordheiene. Området strekker seg fra veien inn til Svartevatn i nord over veien mellom Sirekrok og Lysebotn og sør til Valevatn.

Rjuven. Området som heter Rjuven ligger i begge Agder-fylkene og utgjør de sentrale fjellområdene mellom Steinsbuskardet/Blåsjø i Aust-Agder og vegen mellom Brokke i Aust-Agder og Suleskard i Vest-Agder (kap. 5.2). I tillegg regnes områdene nordvest for Ljosådalen og områdene rundt Taumevassdraget også med i Rjuven.

Valle/Byglandsheiene og Knaberøysi. Området som er kalt Valle/Byglandsheiene og Knaberøysi er de sentrale delene av heiområdet i Aust- og Vest-Agder sør for veien mellom Brokke og Suleskard (kap. 5.2). Området utgjøres av de søndre delene av Valleheiene, Byglandsheiene og områdene fra grensen til Aust-Agder og sør til Homstøldalen i Hægebostad.

2.2 Klima

Karakteristisk for klimaet i området er overgangen fra kystklima i vest til innlandsklima i øst (NOU 1974). Fjellområdene er *nedbørrike*. Nedbørhyppigheten er størst høst og vinter, og avtar fra vest mot øst. I vest ved Suldalsvatnet ligger nedbøren på ca. 1650 mm årlig, mens Bjåen på den andre siden av fjellet har ca. 950 mm. Temperaturen varierer avhengig av høyden over havet. Den herskende vindretning er sør og vestlig, særlig om sommeren. Om vinteren dreier vinden mer østlig. Kulinghyppigheten er størst høst og vinter (NOU 1974).

2.3 Geologi og jordbunn

Berggrunnsgeologien i SVR er i store trekk enkel (Fig. 2, NOU 1974). I den nordvestre delen er det innslag av kambrosiluriske bergarter, med bl.a. fyllittskifer. Dette betinger mektigere og mer næringsrike løsmasser med rikere vegetasjon som bidrar til å gi landskapet et frodigere preg. Grunnfjellbergartene utgjør den øvrige delen av området. Dette er lite forvitrelige og *sure bergarter* som gir sparsomme og næringsfattige løsavleiringer. Generelt finnes det lite løsmasser. Dette skyldes at erosjonen under siste istid var mye kraftigere enn lenger øst i landet. Bratte erosjonsflater gjorde at mesteparten av løsmaterialet ble fraktet til havs (NOU 1974).

FARGEFORKLARING FOR SØR-NORGE.

















	KAMBRO-SILURISKE SEDIMENT-BERGARTER m.v. I SØ ikke eller lite omvandlet, I NV stort sett sterkt omvandlet.
	GRUNNFJELL (BERGARTER ELDRE ENN EOKAMBRIMUM) I SØ. Strukturen helt eller overveiende før-kaledonsk.
	Kvartsitt med konglomerat. s-skifer Telemark suprakrustal-kompleks.
	«Porfyroid» og «Leptitt».
	Kvartsitt
	Kalkstein
} i «Kongsberg-Bamble-formasjonen»	
	Gneis-bergarter i sin alminnelighet.
	Granitt, uten el. m. lite fremtr. par. struktur. B-Birkeland, G-Grimstad, T-Trysil, Ø-Østfold-granitt.
	Diorittiske bergarter i Kongsberg-området.
	Gabbro m.v. Amfibolitt.
	Birkremitt m.v.
	Noritt.
	Anortositt.
	Arendalitt.
} Charnokittiske bergarter i Egersund-området	
KALEDONSKKE INTRUSIV-BERGARTER.	
	Trondhemitt, opdalitt, m.v. «Kvartsøyegneis», bruddst.b., Karmøy.
SKYVE-DEKKENES B. i Jotunheimen m.v. Sanns. av så vel grunnfjells- som kaledonsk alder.	
BERGENS-BUENES ANORTOSITT m.v.	
	Overveiende sure dypbergarter, ofte gneis-aktige.



Fig. 2. En oversikt over berggrunnsgeologien i SVR. Det meste av heiarealene ligger på relativt næringsfattig grunnfjell med unntak av de nordvestre områdene som er preget av kambrosiluriske bergarter (etter Holtedahl 1960).

2.4 Vegetasjon

Vegetasjonen gjenspeiler naturligvis både klima (kap. 2.2) og jordbunnsforhold (kap. 2.3). Innenfor SVR er det geologien som gir de største forskjellene i vegetasjonsbildet (Ryvarden 1972). På grunn av det næringsfattige grunnfjellet som dominerer er vegetasjonen derfor generelt sparsom og artsfattig. Et unntak er kambro-siluroområdet hvor innslaget av kalkholdige bergarter gir mer artsrikt og variert planteliv (NOU 1974). Områdene med fyllitt i Hjelmeland, Suldal og Bykle har et betydelig større antall fjellplanter som er kalkkrevende i forhold til fjellheia forøvrig (Åsen 1999). Løsmassenes fordeling preger naturlig nok vegetasjonen som helhet, og de er vesentlig konsentrert til de lavere partier i terrenget (NOU 1974). I de øst-vestgående dalene finner en ofte stor frodighet i de sørvendte liene, mens snøleier og mangel på vegetasjon preger de som ligger nordvendt (NOU 1974). Et annet karakteristisk trekk ved plantelivet i de vestlige delene er at typiske kystplanter kan gå opp i stor høyde over havet, mens en finner høyfjellsplanter i strandsonen. Det har også blitt foreslått at tidligere slåttebruk kan ha ført til at artssammensetningen i subalpin sone blir mindre høydebestemt (Austrheim 1998, Bryn 1999). Den mest oppdaterte sammenstillingen om vegetasjonen i SVR er gjort av Åsen (1999).

2.4.1 Vegetasjonsregioner

Innenfor SVR finner man områder som naturgeografisk og vegetasjonsmessig klassifiseres i boreonemoral sone i sør og vest, nordlig boreal sone i øst, mens de høyereliggende heiene ligger i alpin sone (Abrahamsen *et al.* 1977). Vegetasjonsmessig kan fjellstrøkene våre inndeles i følgende regioner: *den subalpine bjørkeskogen* (*Betula* spp.; under skoggrensene), *den lavalpine region* med treaktige busker og kjerr (vier *Salix* spp., dvergbjørk *Betula nana*, einer *Juniperus communis* og lyng), *den mellomalpine region* med sammenhengende vegetasjon (gress, starr og rabbesiv *Juncus trifidus*), og *den høyalpine region* med usammenhengende vegetasjon (lav og mose) (Ryvarden 1972, Høiland *et al.* 1997). De høyeste toppene i SVR ligger i mellomalpin region (Åsen 1999), og høyalpin region blir derfor ikke nærmere omtalt her.

Fjellbjørkeskogen. I SVR finner vi to typer subalpin bjørkeskog. Den vanligste typen domineres av mye mose, lyng, spredte bregner og blomsterplanter og gir et noe magert inntrykk. I denne typen er det et tynt humusdekke og grov grus og stein og jorda hol-

der derfor lite på fuktigheten. Den andre typen er høystaudesamfunn med meterhøy, frodig bunnvegetasjon. Høye bregner, gress og store urter dominerer (Ryvarden 1972). Et eksempel er Støyldalen i Bykle (Åsen 1999). Myrer er også svært vanlige i fjellbjørkeskogen, og de er gjennomgående av den svært artsfattige jordvassmyr-typen (Åsen 1999). Det finnes imidlertid en del rikere myrlokaliteter i SVR, særlig Måmyra i Hjelmeland og Vidmyr i Bykle (vernet, kap. 14) og Øyastøl-Tøtlandselva og myr ved Instestøl i Sirdal (NOU 1974, Moen & Pedersen 1981).

Lavalpin region. Over bjørkeskogen kommer den lavalpine sonen med vierbeltet. Vegetasjonen er oppdelt i tre sjikt; bunnsjikt, feltsjikt og busksjikt. Her finner man den artsrikeste flora av fjellets regioner, og mange plantearter går ikke over lavalpin region (Høiland *et al.* 1997). Den lavalpine regionen er preget av sammenhengende vegetasjonsdekke over vidstrakte heiområder (Åsen 1999). Dette er ikke særlig utviklet i SVR i forhold til mange andre strøk av landet. Et særpreg er at dvergbjørk nesten mangler, mens den kan dominere over store områder f.eks. på Hardangervidda (Ryvarden 1972). I vest går bjørkeskogbeltet opp til 600-800 m o.h., og på østsiden til 900-1000 m o.h. (NOU 1974, Åsen 1999). Jorda er stabil, torvdannelse og podsolprofil forekommer (Høiland *et al.* 1997).

Mellomalpin region. Grensen mellom lav- og mellomalpin region kan settes nokså nøyaktig der den sammenhengende blåbær dekning av (*Vaccinium myrtillus*) opphører (Åsen 1999). Den mellomalpine region strekker seg oppover så langt det er sammenhengende vegetasjon, dvs. 1600-1800 m o.h. i Sør-Norge (Høiland *et al.* 1997). På rabbene overtar gressarter, halvgress og rabbesiv på bekostning av lyngvekstene. I lesider ses mest snøleier. Rabber og snøleier dekker mer og mer av marka med økende høyde. Vegetasjonen har opptil to sjikt; bunnsjikt og feltsjikt. Jorda er ustabil, jordflyting og polygonmark (strukturmark) forekommer (Høiland *et al.* 1997). I de geologisk fattige områdene østover og sørover vil gress og starr dominere, mens lenger nord, der det er mer skifer (kap. 2.3), vil urteinnslaget bli sterkere (Ryvarden 1972).

2.4.2 Vegetasjonssamfunn

Inndeling i vegetasjonssamfunn i Norge i dag følger systemet til Fremstad & Elven (1987). De skiller først i skogvegetasjon (A-E), kantvegetasjon og kul-

turbetinget vegetasjon (F-I), myr- og kjeldevegetasjon (J-N), ferskvass- og elveørvegetasjon (O-Q), fjellvegetasjon og havstrandvegetasjon (U-X). Fjellvegetasjonen deles videre i rabbe- (R), leside- (S) og snøleivevegetasjon (T), alle med en rekke undertyper. Viktig for SVR er også kantvegetasjon og kulturbetinget vegetasjon med undertypene kant-, knaus-, berg- og rasmarkvegetasjon (F), kulturbetinget engvegetasjon (G), kystlyngheivegetasjon (H) og ugressvegetasjon (I). Gruppen kulturbetinget engvegetasjon omfatter gress- og urtedominert vegetasjon som er oppstått ved langvarig utnyttning ved slått eller beite, eventuelt også pløying og gjødsling, dessuten gjeningsstadiet av slått- og beitemark og fulldyrket mark.

Kvantitative beskrivelser av utbredelsen av vegetasjonssamfunn er begrenset. I nordre del av heiområdet i SVR fant Gaare (1985) at det var 7% grepplynghei, 21% blåbærhei, 13% finnskjegghei, 5% musøresnøleier (=fjellmo), 4% myr, 7% bjørkeskog og 29% berg, blokk og rasmark. Like nord for Roskrepffjorden fant Bergmann (1997) 12.7% lavhei, 27.7% rishei, 34.3% gressnøleie, 1.9% mosesnøleie, 12.5% alpin fukthei og 10.9% gressmyr. I forbindelse med beitekartleggingene i regi av Norges Vel (Sløgedal 1948, 1971, Vik 1953), ble også mange heiarealer kartlagt (kap. 12.1.2). Forsker Per Arvid Åsen ved Agder Naturmuseum og Botaniske Hage driver systematisk kartlegging av floraen i SVR. Han gir en kvalitativ beskrivelse av utbredelsen av vegetasjonssamfunnene i SVR, og har også publisert artslisten (Åsen 1999). Vi gjengir her hovedtrekkene:

Ryfylkeheiene. Lavalpin lynghei dominerer stort sett i Ryfylkeheiene med blåbærhei som den vanligste, sammen med kreklinghei, finnskjegghei og røsslynghei (Åsen 1999). I Suldalsheiene blir snøleier vanlige. Blåbærheia kan være rik på smyle (*Deschampsia flexuosa*). Slettene på bunnen av heiedalene er ofte dominert av stivt og næringsfattig finnskjegg (*Nardus stricta*). Snøleiesamfunn er sjeldne i Bjerkreimsheiene. I Frafjordheiene og Lyseheiene finnes snøleier bare spredt, og det er musøresnøleier som er vanligst med dverggråurt (*Gnaphalium supinum*), fjellbunke (*Deschampsia alpina*) og stjernesildre (*Saxifraga stellaris*). Vi finner også gressnøleier. I Suldalsheiene er snøleiene svært vanlige, og antallet krevende snøleieplanter øker fra Hjelmelandsheiene og nordover. Klart alpine samfunn som musøresnøleie og blåbær-blålynghei mangler nesten fullstendig sør for Hunnedalen. Vierhei blir mer van-

lig nordover i heiene. Gressmark er fullstendig dominert av finnskjegg, smyle og gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) og med urter som skogstjerne (*Trientalis europaea*), fjellmarikåpe (*Alchemilla alpina*), tepperot (*Potentilla erecta*), skrubbær (*Cornus suecica*), trefingerurt (*Sibbaldia procumbens*) og fjellsyre (*Oxyria digyna*). Ved fuktigere forhold kommer andre arter inn. Fra Frafjordheiene og nordover blir også rabbesamfunn vanlige, kjennetegnet med lite snødekke og planter som tåler tørke som greplyng (*Loiseleuria procumbens*), fjellkrekling (*Empetrum hermaphroditum*), rypebær (*Arctostaphylos alpina*), rabbesiv og stivstarr (*Carex bigelowii*). Mange steder er surbunnsplanter som rome (*Narthesium ossifragum*) og klokkeling (*Erica tetralix*) vanlige i den lavere del av heivegetasjonen, hvilket vitner om kystklimapreg med fuktig værslag. Bjerkreimsheiene, Frafjordheiene og Lyseheiene er svært artsfattige som følge av den harde berggrunnen. De rikeste områdene er som nevnt der det kommer inn fyllitt, fra Øvre Tysdalsvatnet i Hjelmeland i sør og nordøstover mot Haukelisetet. Spesielt rasmarkene under fyllitten er rike, ovenfor går den ofte over i tørr reinrosehei. Skifersonene ligger altså i Hjelmeland og Suldal i Ryfylkeheiene og nordvest i Bykle i Setesdal. Her finnes en del sjeldne plantearter (Åsen 1999).

Sirdalsheiene. Den næringsfattige berggrunnen og det fuktige kystklimaet preger plantelivet i Sirdalsheiene (Åsen 1999). Her er lite jordsmonn og mye berg i dagen, og bare noen få plantearter dominerer. Båndgneisen rundt Rjuvenmassivet gir noe bedre næringstilførsel. Generelt dominerer derfor lyngheiene i forskjellige utforminger, med røsslyng (*Calluna vulgaris*), bærlyng (blåbær, blokkebær *Vaccinium uliginosum* og tyttebær *Vaccinium vitis-idaea*), fjellkrekling, krypende fjelleiner, skrubbær, skogsstjerne, tepperot, fjellgullris (*Solidago virgaurea* ssp. *minuta*) og stivstarr. Finnskjegg og småbjønnskjegg (*Scirpus caespitosus*) er omtrent allestedsnærværende, men andre gressarter som smyle, fjellgulaks (*Anthoxanthum alpinum*) og blåtopp (*Molinia coerulea*) er også vanlige. I overgangen mellom fjellbjørkeskogen og snaufjellet kan sølvvier (*Salix glauca*) og lappvier (*Salix lapponum*) danne tette kratt, ofte vekselvis sammen med bjørka på fuktigere lokaliteter. Der det er tørrere kan dvergbjørka komme inn. På tørre og vindblåste steder dominerer greplynghei. Høystaudeeng kommer inn på lokaliteter med nok fuktighet, god næringstilgang og snøbeskyttelse som under sørberg og brattheng, på fjell-

hyller og i overkant av rasmark. Stort innslag av urter er sjeldnere. De fleste myrer er jordvannmyrer og preget av fattigmyrvegetasjon, men det er noen områder med strengmyr, hvorav noen er vernet (Åsen 1999).

Kvinesdal, Hægebostad og Åseral. De sørligste heiene er preget av nedbørrikt klima (Åsen 1999). Høydene går så vidt over 1000 m o.h., og det er mye berg i dagen på de øverste ryggene. De mange fattigmyrene dominerer heiene, preget av ensformig vegetasjon. Romemyrer forekommer spredt over alt i området. Det er greplyng på de øverste delene, men sørover i lavere strøk dominerer røsslynghei. Nordover forekommer snøleier med finnskjegg i økende grad. Blåbærhei i forskjellige utforminger er svært vanlig. I Hægebostad er det blitt mindre dvergbjørk, rypebær (*Arctostaphylos alpina*) og multe (*Rubus chamaemorus*) i de lavere heiene etterhvert som skogen har vokst til (slutt med lyngbrenning, slått og beite) (Åsen 1999).

Setesdals Vesthei. Både Setesdals Vesthei og Austhei er fattige fjellheier, med tilsvarende plante-samfunn som lenger vest, selv om de er litt mer frodige og ikke så ødslige som Sirdalsheiene (Åsen 1999). I Byglandsheiene er det alpin røsslynghei og blåbærhei som preger vegetasjonen. Musøresnøleier og greplyngrabber er sjeldne, men hyppigheten av disse øker i høyden og etterhvert som vi går nordover i Valle- og Bykleheiene. Finnskjegg setter preg på vegetasjonen i leger (feleger, se kap. 4.2) og bakker og på stølsvoller. På tørre og grunnlendte rabber er det fjellkreklingen som dominerer, men vi finner også gode lier med vierkratt (mest lappvier). Nordover blir greplyngheiene mer vanlige. Krypene einer og dvergbjørk følger med, det samme gjør fjellkrekling, rypebær, rabbesiv, stivstarr, tyttebær og blokkebær. De grå vierartene kryper oppover til 1100-1200 m o.h., og musøresnøleiene blir vanlige, men det er fortsatt fattig lynghei i ulike utforminger som dominerer. Gode lier med turt (*Lactuca alpina*) og skogstorkenebb (*Geranium silvaticum*) finnes spredt. Nede i snøhullene er finnskjeggsnøleier vanlige. Det er også multemyrer med rome i den lavere del av heiene, dvergbjørkmyrer, fine gressbakker og forlatte støls- og legevoller fullstendig dominerte av finnskjegg. Fyllittskiferen strekker seg som nevnt inn i de nordvestre Bykleheiene fra Urdevatnet i sør, over Meien, Skyvassnuten til Storhedderfjell med Svartepodd og Fisketjørnnuten helt i nord. Skiferlaget ligger i høydenivået rundt 1200 m o.h. med påfølgende rik vegetasjon (Åsen 1999).

2.5 Fauna

Generelt er dyrelivet i høyfjellet mindre artsrikt enn i lavlandet. Dette er tilfelle også for SVR. Vi behandler bestandene av hjortevilt (kap. 3.3.1) og store rovdyr separat (kap. 12.3.2). Det samme gjelder variasjonene i husdyr som storfe (*Bos taurus*), sau, geit (*Capra hircus*) og hest (*Equus caballus*, kap. 4.3). Av mellom-store pattedyr er hare (*Lepus timidus*), mink (*Mustela vison*), rødrev (*Vulpes vulpes*) og røyskatt (*Mustela erminea*) vanlige i hele området. Fjellrev (*Alopex lagopus*) blir regelmessig registrert rundt Bossbu i Valle og ved Store Urar i Bykle (Pfaff & Bengtson 1995). Ekorn (*Sciurus vulgaris*) og mår (*Martes martes*) finnes i arealer med barskog. Bever (*Castor fiber*) er vanlig i Agder-fylkene og går tildels langt opp i fjellet (Tor Punsvik, pers. medd.). Smågnagere varierer generelt mye i bestandstetthet fra år til år, ofte med sykliske svingninger med 3-4 år mellom toppene. Dette vil igjen påvirke bestanden av arter som er avhengige av disse. Smågnager-svingningene har de siste 15-20 årene vært mindre regelmessige enn tidligere i SVR (Tor Punsvik, pers. medd.). Roar Solheim ved Agder Naturmuseum har de siste årene gjennomført kartlegging av smågnagere i Agder-delen av SVR ved hjelp av klappfellefangst. Det foregår også en landsomfattende kartlegging av faunaen i Norge, det såkalte «Atlas-prosjektet». En rekke arter smågnagere og insekter er registrert (Norsk Zoologisk Forenings prosjekt Pattedyratlas, ikke publiserte data). En artsliste over fugler er samlet i NOU (1974). De sørlige delene av SVR har kanskje landets tetteste hekkebestand av kongeørn (*Aquila chrysaetos*, Pfaff & Bengtson 1995), samt gode bestander av jaktfalk (*Falco rusticolus*). Vandrefalk (*Falco peregrinus*) og hubro (*Bubo bubo*) er blant rødlisteartene i SVR (Tor Punsvik, pers. medd.). Fiskebestandene var lenge nede pga. sur nedbør, men er nå i bedring i mange områder (se kap. 3.4). En oversikt over truede virveldyr er utarbeidet for både Vest-Agder (Skåtan 1994) og Aust-Agder (Pfaff & Bengtson 1995).

2.6 Forurensning

I tillegg til at SVR i utgangspunktet har et skrint jordsmonn, tilhører det også det område i Norge som har fått tilført de største mengdene med sur nedbør. De tungt forvitrelige bergartene og få løsmassene klarer i liten grad å nøytralisere den sure nedbøren. Mengdene av aluminium er likevel lav i SVR (Sunde et al. 1995). Omfattende kalkingsprogrammer av

vann og vassdrag er satt i verk innenfor SVR, i første rekke for å redde fiskebestandene som i betydelig grad har blitt rammet av de negative effektene av sur nedbør (kap. 3.4).

Høyfjellsøkosystemer er særlig utsatt for forurensning i form av avfallsstoffer fra industri og sivilisasjon, siden omsetning og nedbrytning skjer seint (Skåtan 1993a). For å måle innholdet av miljøgifter i villreinen i SVR, ble det i 1987 tatt prøver av 7 dyr. For de miljøgiftene som ble analysert, var nivået ikke høyt, og langt lavere enn tilsvarende målinger i andre villreinområder (Skåtan 1993a). Nivået av kadmium i villrein fra SVR var f.eks. bare

det halve av hva det er i rein på Hardangervidda. Dette kan skyldes at villreinen i SVR beiter mindre lav (kap. 9.4.3).

Etter ulykken i Tjernobyl i 1986, er det jevnlig tatt prøver for å måle radioaktivitet i reinsdyr i SVR (Skåtan 1993a). Målingene har ikke på noe tidspunkt vært over den maksimalverdi som ble satt av helsemyndighetene for bruk som menneskeføde (6000 Bq/kg). Innholdet av Cesium 137 og 134 per kg reinskjøtt var 485, 500, 728, 297 og 156 i august i hhv. 1986, 1987, 1988, 1989 og 1990. En måling i februar/mars 1987, når reinen beiter lav, viste en verdi på 2939 Bq/kg.

DEL II - BRUK

De første brukerne av SVR var med all sannsynlighet jegere, fiskere og fangstfolk (kap. 3). Allerede for ca. 5000 år skjedde det et viktig ervervsmessig omskifte: tamfehold og seinere også åkerbruk ble stedvis kjent og tatt i bruk av jeger/samler-gruppene i Sør-Norge. I historisk tid har det vært omfattende beiting av husdyr i utmark, både gjennom stølsdrift og drifting (kap. 4). Det siste drøye hundreåret har medført dramatiske bruksendringer i SVR. Heieføringen av sau er fortsatt viktig, mens det i dag er lite storfe på utmarksbeite (kap. 4). Områdene rundt SVR var lenge svært isolerte, særlig gjaldt dette de indre bygdene i Setesdal. I

dag er det et omfattende veinett i hele området, og annen transport øker også i omfang (kap. 5). I takt med bedre kommunikasjoner, har turismen økt kraftig i omfang (kap. 6). Skogbruk har også en viss betydning lokalt (kap. 6). Det var imidlertid først med de omfattende utbygginger av vannkraft fra starten av vårt århundre at SVR virkelig har endret karakter (kap. 7). I dag er 83% av all utnyttbar vannkraft utbygd, med det resultat at store områder er neddemt, og det er anlagt mange nye kraftgater og veier som et resultat av dette (kap. 7). SVR er i dag i kraftsammenheng et av de hardest utnyttede fjellområder i Norge.

3 Jakt, fangst og fiske

Jakt, fangst og fiske har vært viktige aktiviteter i SVR helt tilbake til steinalderen (kap. 3.1). Jakt i historisk tid har vært reinsjakt og annen storviltjakt, rypejakt og annen småviltjakt og rovviltjakt (kap. 3.2). Også i dag er både storviltjakt og småviltjakt av stor betydning økonomisk, men jakta er først og fremst rekreasjon for svært mange jegere (kap. 3.3). SVR hadde opprinnelig gode bestander av ørret (*Salmo trutta*), men fiskebestandene ble i mange områder redusert eller utryddet av sur nedbør. I dag er det «lys i horisonten», det er blant annet satt ut en del kanadisk bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) som greier seg bra (kap. 3.4).

3.1 Den tidligste fasen

Etter den siste istiden var sannsynligvis kystområdene nær SVR, som Jæren, av de første som ble befolket her i landet (Bang-Andersen 1982). Klimaet endret seg kraftig for ca. 10000 år siden. SVR ble isfritt omtrent samtidig med Hardangervidda og traktene lenger nord i de sørnorske langfjellene. Arkeologiske feltundersøkelser som er foretatt i forbindelse med vassdragsutbygginger i SVR antyder at menneskene første gang tok høyfjellet i bruk for omtrent 7300 år siden - mellom 1000 og 1500 år etter at innlandsisen var borte. Dette er ca. 1000 år seinere enn på Hardangervidda og i Nordfjella, noe som kan skyldes det langt skinnere høyfjellsterrenget i SVR. De eldste funnstedene dreier seg om et beskjedent antall boplasser og grupperer seg i tre områder som alle har god oversikt over reinens trekkveier (Fig. 3). Ved Storvatnet og Gyvatnet er det særlig mange fangst-strategiske «flaskehals», dvs. trange partier langs strandkantene på vann, trange pass o.l. Her går et viktig reinstrekk i retningen sør-nord. Funnmaterialet er imidlertid fortsatt beskjedent. Pilspisser og andre typiske jaktredskaper av hardmateriale mangler merkelig nok, men dette kan også skyldes at deler av pilene ble tilvirket av treverk. Det kan også være at andre jaktmetoder ble benyttet, kanskje ble dyrene jagd ut i vann og slått ihjel, noe plasseringen av funnsteder kan tyde på (Bang-Andersen 1982). I motset-

ning til Hardangervidda som var skogkledd, synes de skrinne høyfjellsområdene i Dyreheia ikke å ha vært skogkledd. Det kan derfor være at de beskjedne funnmengdene og fraværet av solide boligkonstruksjoner skyldes at oppholdet på funnstedene har vært svært kortvarig og bare i forbindelse med fangst (Bang-Andersen 1982).

For ca. 5000 år siden skjedde det et viktig ervervsmessig omskifte: tamfehold og seinere også åkerbruk ble stedvis kjent og tatt i bruk av jeger-/samlere-gruppene i Sør-Norge (Bang-Andersen 1982). I denne perioden (yngre steinalder) økte bruken av SVR, noe som er indikert i funn også av pilspisser, skraper og kniver m.m. Fortsatt var nok bruken av SVR i stor grad sesongbetont. Bosetninger har ofte blitt funnet ved vassdrag i eller like under bjørkeskogsgrensen, der det er typisk støls-terreng (kap. 4.1). Det er uvisst om skogsfugljakt, småviltjakt og ørretfiske har hatt betydning, men turene etter villrein synes mer sporadiske enn i eldre steinalder (Bang-Andersen 1982).

Ved slutten av steinalderen (1500 år f.Kr.) ble menneskenes tilknytning til lavlandet styrket pga. økt åkerbruk (Bang-Andersen 1982). I de neste 2000 årene mangler praktisk talt funn som viser bruk av høyfjellet i SVR. Dette skiller området fra Hardangervidda, som har flere funn fra bronsealderen. Dette kan imidlertid også skyldes at det er foretatt færre undersøkelser i SVR (Bang-Andersen 1982). Klare spor etter boplassoppbygg i selve høyheiene er det heller ikke mange av fra jernalderen (500 f.Kr.-1000 e.Kr.) (Fig. 3).

Sammenliknet med andre fjellstrøk i Sør- og Midt-Norge, er dyregravene fåtallige i SVR (Fig. 3). De er anlagt enkeltvis eller to sammen, aldri i større sammenhengende fangstsystemer slik tilfellet er flere steder på Hardangervidda (NOU 1974, Bang-Andersen 1982). Dette kan skyldes at det forekommer flere naturlige trange pass og liknende i SVR som gjør at reinen automatisk ledes riktig, men en del ledegjerder er også bygd. En del av dyregravene ligger nærme gårdsbebyggelsen. Fangstgravenes

plassering tyder på at de ble benyttet til «passiv» fangst, dvs. at dyrene ikke ble drevet fram mot gravene. Omfanget av aktiv jakt med pil og bue og drivjakt som ellers var vanlig, er ukjent i SVR. Bortskutte jempiler av vikingstidstype er funnet i de indre Suldalsheiene, og en del «bogastiller» ligger i forbindelse med fangstgravene (NOU 1974). En forordning av 1730 fastsatte årlig fredningstid for elg (*Alces alces*), hjort (*Cervus elaphus*) og villrein. Et kategorisk forbud av dyregravfangst kom i jaktloven av 1863, men det er usikkert om gravene var i bruk helt fram til den tid (Bang-Andersen 1982).

3.2 Jakt i historisk tid

Hva som har styrt utnyttelsen av de enkelte viltarter, har i hovedsak vært knyttet til tre forhold: (1) Hvor mye det var av den aktuelle og alternative viltarter, (2) hvilken nytte de hadde av arten (skinnpriser/skuddpremier/behov for kjøtt eller kontanter), og (3) i hvilken grad de hadde redskap til å fange arten. Villreinen var det viktigste viltet for folket rundt SVR (kap. 3.2.1), men i mange bygder, også der det ble drevet reinsjakt, var fangst av rype (lirype *Lagopus lagopus* og fjellrype *L. mutus*) og annen skogsfugl det som ga mest i klingende mynt (kap. 3.2.2). Salg av skinnvarer var også viktig, og det ble i perioder drevet intens rovvilt-bekjempelse (kap. 3.2.3).

3.2.1 Reinsjakt og annen storviltjakt

Reinsjakta var viktig for de som hadde rett til slik jakt. I noen fjellbygder hadde de knapt greidd seg uten det store tilskuddet av mat og penger som reinen representerte (Bø 1982). En og annen elg ble sett i østlandsdelen (Holen 1988), mens hjorten ikke hadde faste bestander i SVR.

Opprinnelig ble som nevnt pil og bue og fangstgraver mye benyttet til hjorteviltjakt, inkludert reinsdyr (kap. 3.1). Jakt med skytevåpen begynte først på 1600-tallet (Warren & Mysterud 1995a). Langbuer av alm eller barlind ble avløst av armbrøst som igjen ble avløst av de første munnladningsbørsene (Bang-Andersen 1982). Sistnevnte var tunge, det tok lang tid å lade, og de var lite treffsikre. Historier om legendariske jegere fra eldre tid, var ofte reinsjegere eller de jaktet store rovdyr med slike tidlige skytevåpen (kap. 3.2.3). Det var fra 1600-tallet historiene om Dyre Vå fra Telemark og Per Gynt fra Gudbrandsdalen oppsto, på samme måte som Setesdal har sin navngjetne veidemann Salmund fra Breive (Bø 1982). Mellom 1780 og 1860 levde Olav

Songesand kalt «Pilt-Ola», som regnes som den mest kjente jegeren i heienes historie. Også Knut Mokleiv (1802-1881) fra Suldal var en kjent veidemann (Moe 1968, Bø 1982). Den store overgangen kom imidlertid først på slutten av 1800-tallet med Remington-rifla. I nyere tid var innføringen av Krag-rifla et viktig framskritt for reinsjakta. Med disse skytevåpnene ble jakta så effektiv, at reinsstammen i perioder var hardt truet av overbeskatning (se kap. 3.3 for den siste utviklingen fram til dagens situasjon).

3.2.2 Rypejakt og annen småviltjakt

Rypejakt har sannsynligvis vært den viktigste småviltjakta i SVR i lang tid. I tidligere tider ble rypejakt drevet som snarefangst, først med snarer av hestetagl, siden av messingtråd (Frøstrup & Vigerstøl 1994). Noen hadde veiding som viktigste levevei, og kunne dra til byene med lass av ryper etter gode fangstår. Også kvinnene kunne drive med snarefangst. De enkelte fangstmenn hadde ofte faste snarelinjer. Antallet snarer per fangstmann varierte ofte mellom 100-500 (Frøstrup & Vigerstøl 1994). Fangstmannen Halvard O. Mosdøl hadde f. eks. 6-700 snarer og fanget en vinter ca. 500 ryper i Bykle (Holen 1988). Snarefangsten var viktig fram til 1950-tallet (Frøstrup & Vigerstøl 1994).

Det var få såkalte «sportsjegere» som kom utenbygds fra i eldre tider (Bay 1993). Dette forandret seg på 1880-tallet. Fra 1889 ble f.eks. Espedalsheiene leid bort til et «Intresentskap» fra Stavanger, men kontrakten «utelukket ikke grunneiernes rett til snarefangst om vinteren». I tiden 1880-1890 var ikke rypejakt mest ettertraktet blant sportsjegerne i SVR, men derimot jakt på hare, orrfugl (*Tetrao tetrix*), storfugl (*Tetrao urogallus*), rugde (*Scolopax rusticola*) og ender. Først i 1890-årene fant Stavanger-jegerne fram til Sirdalsheiene og de mange gode rypeterrengene. På denne tiden tok det fortsatt flere dager å komme dit, og transporten innebar både båt inn fjordene og hest oppover dalene.

Rype-bestanden har svingt kraftig (Søilen 1995). Folk på bygdene spiste normalt hverken fugl eller hare, disse artene ble solgt til oppkjøpere eller handelsmenn (Bø 1982). Det finnes derfor relativt god statistikk over antallet felte ryper i SVR i perioden 1835-1927, gjennom det som ble eksportert fra Kristiansand (Fig. 4). For seinere år er statistikken mer fragmentarisk. Det oppgis at 8000 ryper fra Sirdal ble kjøpt av en eksportør i 1903. Under første verdenskrig var det kronår for rype i Sirdal og

Espedalsheiene. I 1920-21 var det svartår for hele det sørlige Norge (Søilen 1995). I 1927-28 berettes det om en fangstmann som fikk 47 ryper på 58 snarer som hadde stått ute ett døgn. I 1928 ble det mottatt 5900 ryper fra Øvre Sirdal for eksport. I Espedalsheiene angis det for perioden 1932-1933 at det ble fanget ca. 4100 ryper. I Kvifjordområdet i øvre Sirdal ble det somrene 1948-1952 merket 611 lirypekyllinger. Av 56 gjenfangster dro 39 mer enn 6 km fra merkestedet (10 individer flyttet fra 6-20 km, 5 fra 21-50 km og 2 lenger enn dette). I forbindelse med disse undersøkelsene ble det angitt at i normalt bra viltår kunne det i gode områder av Kvifjord-terrengene være noe slikt som 60 lirypekull per kvadratmil (NOU 1974). I NOU (1974) står det at i 1970/71 fanget 8 fangstmenn i Bykle 525 liryper og 450 fjellryper, 2 fangstmenn i Valle fanget 211 liryper, 2 fangstmenn i Åseral fanget 105 liryper, 45 fangstmenn i Sirdal fanget 1650 liryper og 800 fjellryper og 20 fangstmenn i Suldal fanget 600 liryper og 700 fjellryper. På dette tidspunkt var snarefangst tillatt i alle kommuner. Det oppgis at rypebestanden var i nedgang de siste årene (NOU 1974). Tall fra Espedalsheiene i perioden 1977-1992 viser at antall felt rype lå på 125-200 fra 1977-1986, men at det så økte

til 600 i 1988/89, før det igjen sank ned til rundt 200 i 1991/92 (Bay 1993). Omfanget av annen småviltjakt er for en stor grad ukjent (se kap. 3.3.2 for dagens situasjon).

3.2.3 Rovviltjakt

Rovviltjakt ble til tider drevet i stort omfang (Søilen 1995). Dette ble gjort enten som regulær rovviltbekjempelse, og/eller for å skaffe pelsverk. De fleste rovdyra ble sett på som rene konkurrenter (Holen 1988), og det var derfor ofte skuddpremier på rovvilt (Søilen 1995). Dette var også et vanlig forebyggende tiltak mot rovviltskader på buskap. Salg av skinnvarer var i perioder viktig for å skaffe kontanter i den lokale husholdningen (Bø 1982, Holen 1988). I de historiske kildene er det beskrivelser av jakt på de store rovdyrene som dominerer, sannsynligvis pga. dramatikken rundt dette. Jakt på rev og mår var sannsynligvis mye mer vanlig, men omfanget er lite kjent.

Moe (1968) beskriver jervejakt i SVR i det siste århundret. Han forteller at både gift (stryknin) og feller ble brukt mot jerven (*Gulo gulo*). Det var til tider betydelige skuddpremier på jerv. I en periode tidlig i dette århundre økte faktisk skuddpremien fra kr. 150,- til hele 2000,-, hvilket dengang var en meget

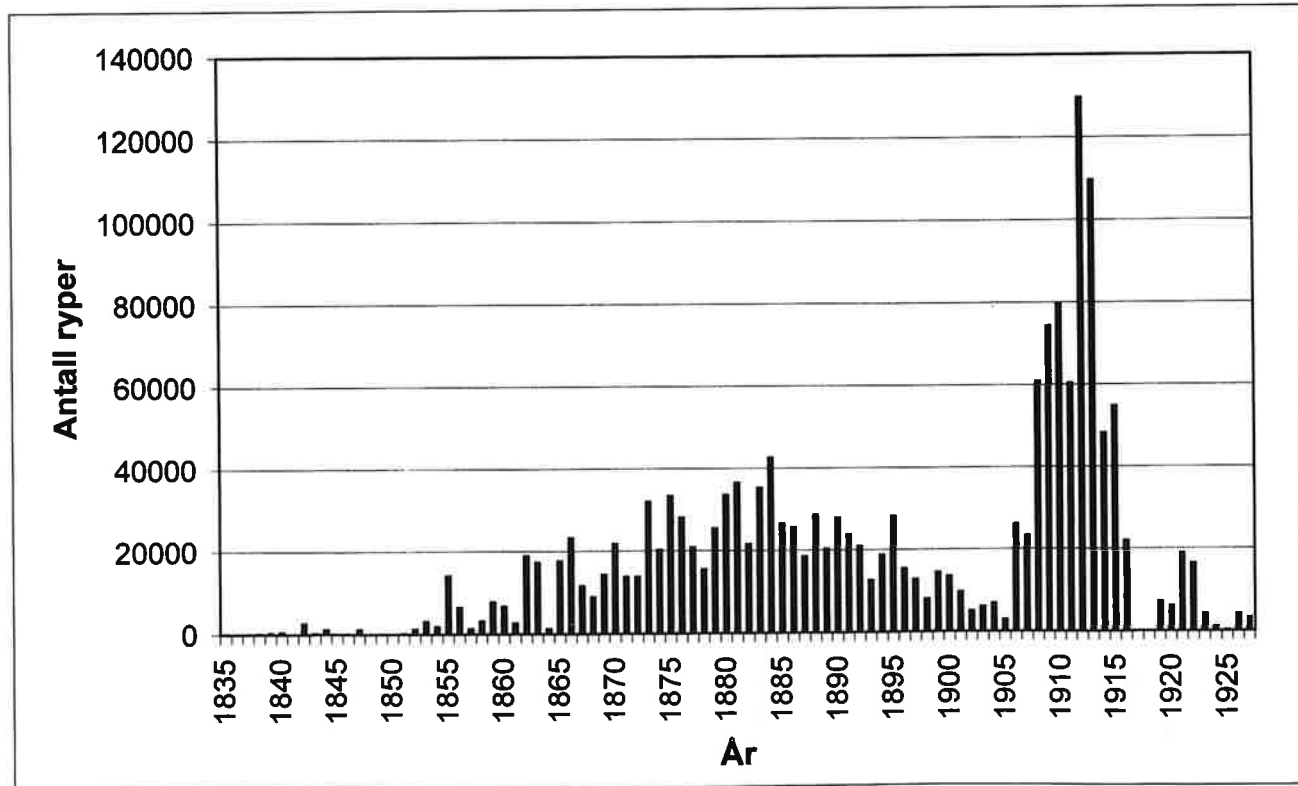


Fig. 4. Oversikt over antall ryper (sum av fjellryper og liryper) eksportert fra Kristiansand i Vest-Agder i perioden 1835-1927 (data fra Nordhagen 1928). Merk at årene 1871 og 1872 er slått sammen i Nordhagen (1928), her er gjennomsnittet presentert for de to årene.

betydelig sum. Skjevtrak (1953) beskriver den gamle jakten på ulv (*Canis lupus*) og bjørn (*Ursus arctos*, se også Frøstrup & Vigerstøl 1994). I den tidligste fasen ble det brukt spyd og hellebarde, en kombinert øks og spyd (Skjevtrak 1953, Frøstrup & Vigerstøl 1994). Det ble også brukt både gift og selvskudd. Det ble benyttet ulike fangstredskaper rigget av steiner eller stokker, som f.eks. bjørnestokker. I tidligere tider var bjørnen hardt forfulgt av mennesket, og med nye og bedre skytevåpen tidlig på 1800-tallet (kap. 3.2.1) ble kampen mer «vellykket». I 1850 ble det f.eks. skutt 20 bjørner, 18 ulver og 18 gauper (*Lynx lynx*) i Aust- og Vest-Agder (Skjevtrak 1953). Siste bjørnen felt i Bygland var i 1908-1909, mens det i Austheiene ble skutt en bjørn i 1917 (Skjevtrak 1953). Andre kilder angir at denne ble skutt i Valle i 1916 (Pfaff & Bengtson 1995). Bjørnen ble nesten utryddet i hele Norge fram mot 1920-30, mens fredning ble innført i Sverige allerede ved århundreskiftet. Den siste ulven i Bykleheiene og Agder dengang ble skutt 11. desember 1898, etter å ha herjet i tamreinflokkene i 6 år.

En av de mest omfattende perioder med rovviltbekjempelse i SVR, inntraff i perioden 1900-1915 da kapasiteter som Thorvald Meyer Heiberg og Carl Marius Pay dukket opp i fjellheimen (Frøstrup & Vigerstøl 1994). Heiberg oppga at den totale fangsten for 1909 var 10 ørner, 78 hubroer, 84 jaktfalker, 10 spurvehauker og «småfalker», 49 hønsehauker, 26 snøgler, 20 fjellvåker, 8 rev og en jerv. Alle ble tatt i saks (Frøstrup & Vigerstøl 1994). Perioden med intensiv rovviltbekjempelse ble etterfulgt av noen «eventyrlige» rypeår (Fig. 4). Plutselig kollapset imidlertid rype-bestanden, sannsynligvis pga. parasitter (Søilen 1995). Det er ikke sikkert kjent om det var rovviltbekjempelsen som ga så mye ryper, siden det også ble skutt mye ryper i områder uten rovviltbekjempelse i denne perioden (Frøstrup & Vigerstøl 1994). Derfor ble kampen mot rovviltet etterhvert mindre intensiv (Søilen 1995).

3.3 Jakt i dag

Villreinjakta er fortsatt det fremste symbolet på jakt i SVR, selv om både hjort, elg og rådyr (*Capreolus capreolus*) er viktige ressurser når de lavereliggende arealene regnes med (kap. 3.3.1). Tilsvarende står rypejakta i en særstilling blant småviltjakta, og relativt lite informasjon er systematisert om annen småviltjakt (kap. 3.3.2). Jakt drives i dag først og fremst som hobby og rekreasjon, men storviltjakt og utleie av rypeterreng kan fortsatt ha stor betydning for

mange grunneieres økonomi. I Hjelmeland, Forsand og Suldal er dagsverk i forbindelse med småviltjakt og fiske beregnet til å være hhv. 1000, 500 og 2000 (Skåtan 1993a). En oversikt over jaktterreng til leie i Rogaland fås gjennom nett-sidene til fylkesmannen i Rogaland (<http://stavanger-aftenblad.no/fylkesmannen-i-rogaland/miljo/jakttilb2.html>). Statsskog har også gjennomført kurser i reinsjakt for yngre jegere (Bakke *et al.* 1998, Skåtan 1998).

3.3.1 Storviltjakt

Fellingen av elg og hjort har økt kraftig de siste 10-årene, mens fellingen av villrein har vært noe mer stabil (Fig. 5). Det ble i 1997 felt 1228 villrein, 1128 elg og 261 hjort innenfor de 12 kommunene (Tabell 1, 2 & 3). Fellingen er skjevt fordelt mellom kommunene for alle hjorteviltartene. Det ble ikke felt villrein i Bjerkreim, og bare 4 i Gjesdal og 17 i Hægebostad, mens det ble felt over 650 i Valle og Bykle og 454 i Sirdal (Tabell 1). Det ble bare felt 57 elg i kommunene som ligger i Rogaland, hovedtyngden av avskytingen gjøres i Aust- og Vest-Agder (Tabell 2). For hjorten er det omvendt. Nesten alle hjortene ble skutt i Rogaland, nærmere bestemt ble 190 felt i Suldal og 42 i Hjelmeland (Tabell 3). Det foreligger ikke statistikk over antallet felte rådyr. Den store økningen i elgavskyting fra 1965 og fram til i dag, har først og fremst kommet av økt bestand innenfor de opprinnelige elgkommunene, mens hjorten har økt både innenfor Suldal og Hjelmeland, og har spredd seg. Det aller meste av elgen felles langt under tregrensen. Det skytes imidlertid fortsatt mest hjort i de to opprinnelige hjorte-kommunene.

3.3.2 Småviltjakt

Det foreligger ikke statistikk for småviltjakt annet enn på fylkesnivå, og også denne er usikker. Beregnet utbytte i jaktåret 1996/97 er 18600, 31700 og 30800 småvilt hhv. i Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland (SSB 1997). For Aust-Agder angis 1100 orrfugl, 3400 ryper, 2000 stökkender (*Anas platyrhynchos*) og 1300 gjess. For Vest-Agder angis 1400 orrfugl, 8300 ryper, 1600 stökkender, 1900 andre ender og 1400 gjess. For Rogaland angis 6300 ryper, 4900 stökkender og 2800 andre ender. Det må antas at hovedtyngden av rype, og kanskje orrfugl, for de fylkesvise statistikkene felles innenfor SVR. SVR har fortsatt enkelte av landets beste rypeterreng, f.eks. i Ljosådalen skytes det i snitt ofte 5 ryper per jeger og dag (Bay 1994). For hele SVR regner man at rypene

fordeler seg på ca. 40% lirype og 60% fjellrype, mens det i Njardarheim er ca. 10-20% lirype og 80-90% fjellrype (Lars Arne Bay, pers. medd.). Statskog har sluttet å tilby vinterjakt på rype i Njardarheim, men på en del private terreng praktiseres dette fortsatt (Tor Punsvik, pers. medd.). Generelt i Norge har lirypa i nyere tid gått noe tilbake, mens fjellrypa har gått noe fram (Johan B. Steen, pers. medd.). Dette synes å være tendensen også i SVR.

3.4 Fiske

SVR var tidligere kjent for godt ørretfiske (NOU 1974), og fiske har sannsynligvis vært en viktig del av naturalhusholdningen i eldre tid. Mindre er imidlertid kjent om fiske sammenliknet med jakt. Ørret ble sannsynligvis båret inn i heiene av de første brukerne av SVR (Bang-Andersen 1982). Det er kjent fra andre områder at det tidligste fisket med krok ble drevet allerede i steinalderen (Warren & Mysterud 1995a). En regner med at garnfiske kom i jernalderen, men dette er usikkert siden garnrester råtner

fort. Fiske kan kategoriseres i tre typer (Warren & Mysterud 1995a): næringsfiske (fiske for salg), matfiske (fiske til egen husholdning) og sportsfiske (fritidsfiske).

Næringsfiske og matfiske foregår stort sett med garn og utføres av innenbygdsboende. I Byglandsfjorden finnes en stasjonær ferskvannsstamme av laks (*Salmo salar*), såkalt «bleke», som det tidligere ble drevet kommersielt fiske på (Pfaff & Bengtson 1995). Sportsfiske utøves hovedsakelig med stang og har generelt økt kraftig i omfang de siste hundre år. Dette er også tilfelle i SVR der sportsfiske i dag dominerer (Bay 1994). Salg av jakt- og fiskekort er en viktig inntektskilde for enkelte grunneiere. En oversikt over fisketilbud i Rogaland fås gjennom nett-sidene til fylkesmannen i Rogaland (<http://stavanger-aftenblad.no/fylkesmannen-i-rogaland/miljo/fritid.html>).

I vann som ligger på fyllitt og løsmasser har det vært gode bestander hele tiden, men i store deler av heiene er den opprinnelige ørretstammen borte pga. sur nedbør. Vassdragsreguleringene har også endret

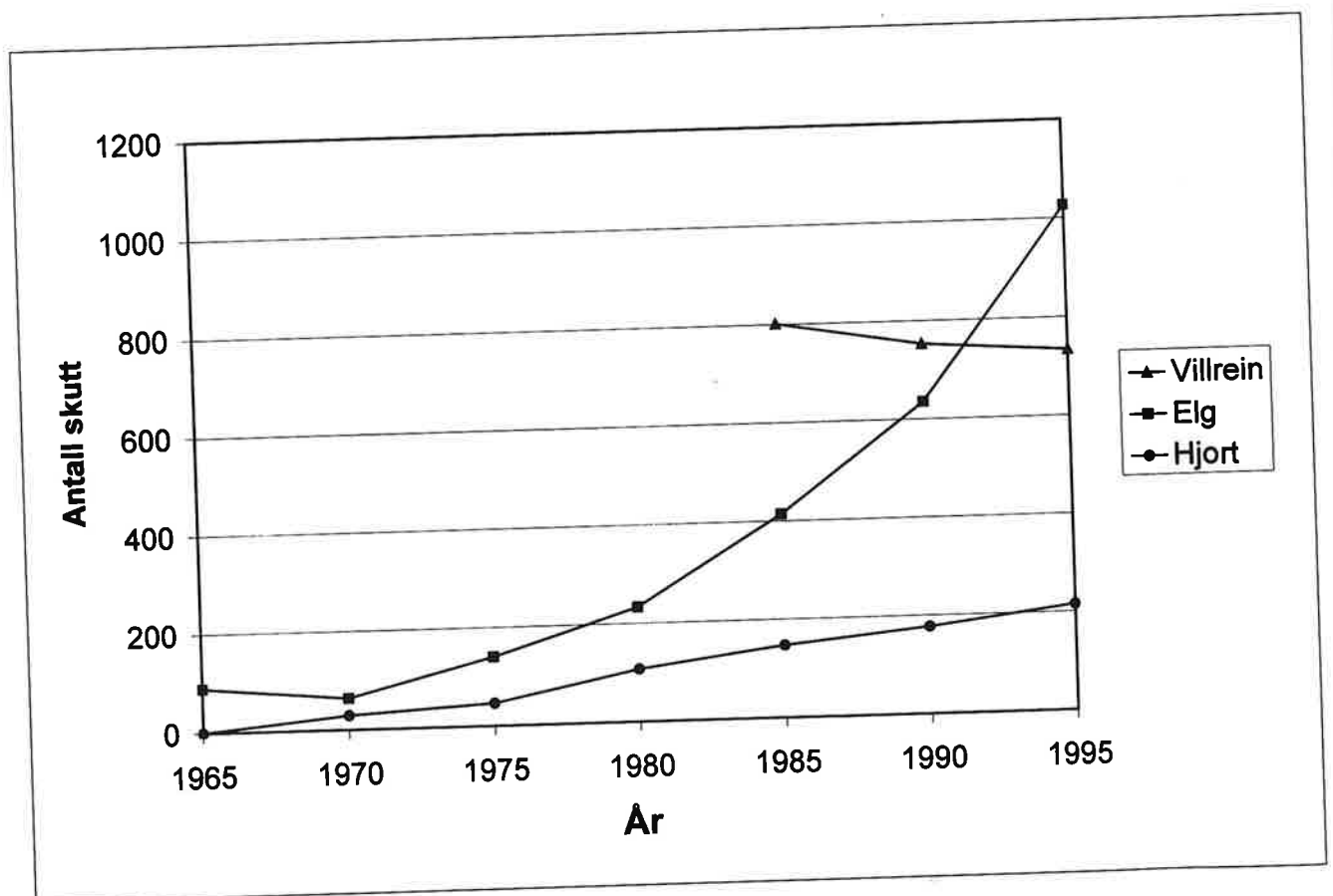


Fig. 5. En oversikt over antall villrein, elg og hjort felt hvert 5. år innenfor SVR i perioden 1965-1995. Fellingstallene for reinsdyr før 1985 er utelatt siden de ikke er ordnet etter villreinområde og derfor ikke gir direkte sammenliknbare tall (data fra SSB 1965-1995).

Tabell 1. Felling av villrein innenfor de enkelte 12 kommuner i SVR for 1997. Tallene for Vest-Agder er fra 1996 (etter SSB 1997). Oversikt over areal og antall vald er omarbeidet etter Meli (1997). Merk at summen innebærer mer enn de gjeldende 12 kommunene, siden også Vinje i Telemark og Odda i Hordaland er med i villreinområdet. Kvoteene som gjengis her omfatter i Bykle også deler av Setesdal Austhei (Tor Punsvik, pers. medd.).

Fylke	Kommune	Antall vald	Areal (da)	Kvote	Ant. kalv i kvote	Felte dyr		Kalv		Åringer (1.5 år)		Eldre dyr		Fellingsprosent
						Hunn	Hann	Hunn	Hann	Hunn	Hann	Hunn	Hann	
Aust-Agder	Bygland	22	597200	174	1	57		5	3	10	29	10	33	
	Bykle	19	987200	655	160	259		21	27	12	40	136	40	
	Valle	14	639800	652	158	550		54	63	32	129	195	84	
Vest-Agder	Hægebostad	3	86000	17										
	Kvinesdal	2	187700	44	36									
	Sirdal	21	951120	454	57	176		14	26	17	59	46	39	
	Åseral	3	398900	91		4					4		4	
Rogaland	Bjerkreim													
	Forsand	5	305000	195	7	6			1	1	3	1	3	
	Gjesdal		20000	4										
	Hjelmeland	17	464150	232	35	42		5	11	6	7	10	18	
	Suldal	23	707450	357	93	134		14	14	10	28	54	38	
Sum/gj.sn.		146	5800000	2875	547	1228		113	145	88	299	452	22/32	

Tabell 2. Felling av elg innenfor de enkelte kommuner i SVR for 1997 (etter SSB 1997).

Fylke	Kommune	Tellende areal km ²	Kvote	Ant. kalv i kvote	Felte dyr		Kalv		Åringer (1.5 år)		Eldre dyr		Fellingsprosent	Felte dyr pr. 10 km ²
					Felte	dyr	Hann	Hunn	Hann	Hunn	Hann	Hunn		
Aust-Agder	Bygland	672	264	170	255	23	22	50	62	64	34	97	3.8	
	Bykle	317	71	22	61	6	7	5	6	24	13	86	1.9	
	Valle	515	149	41	118	12	16	18	10	44	18	79	2.3	
Vest-Agder	Hægebostad	374	178	23	153	20	22	23	23	31	34	86	4.1	
	Kvinesdal	832	308	59	255	28	25	42	58	64	38	83	3.1	
	Sirdal	577	105	9	63	7	1	17	11	22	5	60	1.1	
	Åseral	569	184	6	166	18	22	33	44	30	19	90	2.9	
	Rogaland	Bjerkreim	106	12	4	7	0	3	1	1	2	0	58	0.7
	Forsand	181	8	3	0							0	0	
	Gjesdal	63	3	1	0							0	0	
	Hjelmeland	302	28	15	19	3	3	1	0	8	4	68	0.6	
	Suldal	346	42	9	31	5	2	4	0	17	3	74	0.9	
Sum/gj.sn.		4854	1352	362	1128	122	123	194	215	306	168	65	1.8	

Tabell 3. Felling av hjort innenfor de enkelte kommuner i SVR for 1997. Der gjennomsnittet er gitt som brøk, gjelder det første tallet hvis kommuner uten felling medregnes, det andre tallet hvis de ikke medregnes (etter SSB 1997).

Fylke	Kommune	Tellende areal km ²	Kvote	Ant. kalv i kvote	Felte dyr	Kalv		Åringer (1.5 år)		Eldre dyr		Fellingsprosent	Felte dyr pr. 10 km ²
						Hann	Hunn	Hann	Hunn	Hann	Hunn		
Aust-Agder	Bygland	312	11		0								0
	Bykle												0
	Valle												0
Vest-Agder	Hægebostad	92	9	1	2					1	1	22	0.2
	Kvinesdal	331	32	14	2	1		1				6	0.1
	Sirdal	332	22	8	0								0
	Åseral	256	12	1	0								0
Rogaland	Bjerkreim	63	16	5	10	1	2	5		2		63	1.6
	Forsand	36	20	7	4	1				2	1	20	1.1
	Gjesdal	113	24		11	1		2	1	4	3	46	1.0
	Hjelmealand	424	274	81	42	5	6	9	3	12	7	15	1.0
	Suldal	600	398	114	190	27	22	53	16	41	31	48	3.2
	Sum/gj.sn.	2559	818	231	261	36	30	70	20	62	43	18/31	0.7/1.2

forutsetningene for fiske i mange innsjøer og elver (NOU 1974). Forebyggende arbeid mot forsuring har vært drevet både i form av kalking og utlegging av skjellsand (Meli 1996). De siste årene har fisken

kommet tilbake til flere fiskevann (Bay 1994). I flere av vannene i Njardarheim er det satt ut kanadisk bekkerøye som på få år har gitt fine fangster av god kvalitet (Bay 1994).

4 Husdyrhold og utmarksbeite

SVR er et område som har lang historie med omfattende bruk av utmarka til beite. Det er i Rogaland gjort funn av knokler av storfe, sauer og geiter allerede fra steinalderen for 4-5000 år siden (Brandal & Tjeltveit 1996, kap. 3.1). I historisk tid kan vi grovt skille mellom to ulike intensive utnyttelsesmåter av utmarksbeitet i SVR. Det ene er *stølsbruket* (kap. 4.1), som ble drevet av folk bosatt i nærområdet til heiområdene i SVR. Det andre er *driftingen* (kap. 4.2), der husdyr ble drevet eller kjørt inn til høyere-liggende sommerbeiter i SVR fra områder lenger unna. I tillegg har det selvfølgelig vært utstrakt beiting i nærområdene til gårdsbrukene nærmere bygdene. Ulike driftsformer har også resultert i spesiell terminologi, og vi gjennomgår blant annet den relative betydningen av «heimesau» og «driftesau» (kap. 4.3.2).

Stølsdriften i SVR var i stor grad opphørt rundt andre verdenskrig, med enkelte unntak (Pedersen 1982). Driftingen er fortsatt viktig, men dominansen av beitedyr har skiftet fra storfe og en del sau til bare sau. Vi gir også en kort oversikt over viktige forhold rundt de viktigste husdyrartene (kap. 4.3). I eldre tid var storfe det viktigste beitedyret (kap. 4.3.1). Seinere overtok sauen som i dag dominerer totalt (kap. 4.3.2). Geiter ble typisk holdt i mindre antall på alle bruk i eldre tid (kap. 4.3.3), mens spesialisert hold av geit som dominerende husdyr fikk et oppsving i mellomkrigstiden. Hest var i eldre tid viktig arbeidskraft i stølsbruket og til kløving for turister som bigeskjeft, mens den i dag hovedsakelig brukes i rekreasjon («fritidshest»).

4.1 Stølsbruket

Gårdene i SVR ligger stort sett langs kantene av heiområdet, det har bare vært noen få husmannsplas-ser og frikjøpte gårdsbruk inne i selve heiområdet. Dette gjelder Ljosådalen i Rjuven (bosatt fram til 1869), Ånebjør i Valle-Byglandsheiene (bosatt fram til 1960-årene), Pytten (bosatt 1788-1954), Bustøl (bosatt ca. 1845-1864) og Håheller (bosatt ca. 1818-1844) i Byglandsheiene, og Salomonsheller (bosatt

1821-1850) i Lyseheiene (Sunde *et al.* 1995). I tillegg kommer noen som ligger utenfor det planlagte verneområdet, og noen som er satt under vann av utbygginger. For å utnytte heia, var det tidligere helt nødvendig med støler inne i heieområdet. Typisk støls-terreng var fjellbjørkeskogen (se Fig. 3). Stølsbruket var, sett i forhold til overlevelsesmulighetene i jordbruksbygdene rundt Setesdalsheiene, en nødvendighet i eldre tid (Pedersen 1982). I sin oppbygging og utforming var stølsdrift svært ofte hensiktsmessig og fleksibel. Bygdesamfunnene utviklet støls- og heiebruket for å løse de økonomiske og sosiale problemene som var et resultat av den sterke befolkningsveksten på 1800-tallet (Pedersen 1982).

4.1.1 Driftsformer og bakgrunn

Begrepet stølsbruk, eller seterbruk, blir ofte skilt i *melkeseterbruket*, *slåtteseterbruket* og *fullseterbruket* (Reinton 1955, Pedersen 1982, Brandal & Tjeltveit 1998). Fullseterbruket innebar at alle eller noen av folkene på gården flyttet med dyrene til stølen og ble værende der i hele stølingsperioden som normalt varte 3-4 måneder (Brandal & Tjeltveit 1998). Tiden for nedkomst fra stølen varierte fra gård til gård og fra bygd til bygd, men en vanlig nedkomstdato var «mikkelsesmesse» 29. september (Bø 1982, Brandal & Tjeltveit 1998). Fullseterbruket var den vanligste driftsformen i områdene som lå tette opp til Setesdalsheiene, blant annet i Suldal, Sirdal, Åseral, Bykle, Valle og Bygland (Pedersen 1982). Fôrhenting i nærområdene, som kjennetegner slåtteseterbruket, inngikk som en naturlig del av fullseterbruket. I områder lenger ute mot kysten i Agder og Rogaland dominerte slåtteseterbruket, der fôrhenting i lavheiene var den vanligste formen for heieutnytting.

Årsakene til at fullseterbruket ble valgt i de indre delene, var at innmarksarealet var lite og at mange gårder lå så høyt at vekstsesongen ble for kort for de fleste korntyper. Bygg var delvis et unntak, men forholdene gjorde også dyrking av bygg vanskelig. Normalt måtte overskuddet til innkjøp av korn hentes fra februket. Bygdene i SVR lå før siste halvdel av 1800-

tallet for avsides til at særskilt satsing på melkeproduksjon og foredlete melkeprodukter var aktuelt. Februket måtte innstilles på produksjon av slakt. Sommerbeitet var nærmest «ubegrenset», og det ble derfor satset på mange dyr av lav kvalitet framfor få dyr av høy kvalitet som var vanlig til melkeproduksjon. Dyrene ble derfor holdt i heia så lenge som mulig, hvilket gjorde fullseterbruket mest aktuelt. Den førmengden et høyt dyretall krevde om vinteren, selv om dyrene ble sultefôret, kunne ikke dekkes fra innmarka og den utmarka som lå nærmest gårdene (Bø 1982, Pedersen 1982). Dermed ble det nødvendig med en svært omfattende utnytting av utslåttene i heia og på høyfjellet i perioder med høyt folketall (kap. 4.1.2). Denne nødtvungne satsingen på det spesielle februket i områdene rundt Setesdalsheiene gjorde at stølsbruket totalt sett ble svært intensivt. Alle muligheter til å skaffe fôr ble tatt i bruk, slik som sanking av «barkskav», furubar («tolbar») og andre førsurrogater (Pedersen 1982).

4.1.2 Historisk omfang

Svingningene i bruken av heiene henger nøye sammen med svingninger i folketallet, i det man bare trengte intensiv bruk av heiene når det ble for lite slått i nærområdene. Arkeologiske undersøkelser, historiske kilder, stedsnavngranskinger og pollenanalyser tyder alle på at det allerede i høymiddelalderen ble drevet et ganske utstrakt stølsbruk (Pedersen 1982). Dette må sees i sammenheng med den kraftige økningen i folketallet fram mot 1350. En av virkningene av Svartedauen, som reduserte folketallet til under det halve, var at det i februket ikke lenger var behov for å utnytte stølsområdene i samme grad som tidligere. I Bykleheiene sier sagnet at det bare var 4 mennesker igjen (Skar 1961). Folketallet steg sakte etter 1350 og var fortsatt i 1520 under det halve av fôr pesten. Det er beregnet at folketallet ble like høyt igjen først mellom 1650 og 1700.

Fra andre halvdel av 1600-tallet begynte to ting å skje omtrent samtidig i bygdesamfunnene rundt Setesdalsheiene (Pedersen 1982). For det første førte den kontinuerlige økningen i folketallet til at nye arealer måtte inngå i gårdsdriften, en ekspansjon som måtte gå innover i heiene. For det andre utviklet det seg en tydeligere sosial lagdeling. Stadig flere ble presset ned i husmannsklassen eller ble tvunget til å livnære seg som «dagleiere» og «løsarbeidere». Utviklingen hadde ulikt tempo i de forskjellige bygdene. Mest påtakelig var den i områdene der stø-

lingen var mest omfattende, som i Suldal og i Setesdalsbygdene. Minst merkbar var den i de søndre bygdene som Åseral og Sirdal der utslåttene var viktigere. Fra 1800-tallet steg folketallet dramatisk, og det ble nesten fordoblet fram til 1855. I Suldal steg det fra ca. 1200 til 2200, i Sirdal fra snaue 900 til nesten 2000. De andre bygdene hadde liknende økninger. Andelen mennesker utenfor den eiendomsbesittende delen økte, og disse livnærte seg ved blant annet å ta seg arbeid i det stadig mer omfattende heiebruket.

I takt med befolkningsøkningen økte altså utnyttingen av heieområdene (Bø 1982, Pedersen 1982). Flesteparten av stølsbusene og utløene som en i dag ser i heia, stammer fra perioden mellom slutten av 1700-tallet og 1850. Dette tyder på at det i perioden før ikke var nødvendig med så lange opphold at det trengtes skikkelige hus. Et annet eksempel på at heiebruket tok seg veldig opp fra slutten av 1700-tallet, er at hestetallet økte sterkt. I Suldal var det en økning fra 12 i 1723 til 88 i 1801. Hesten var en forutsetning for et intensivt heiebruk, i langt større grad enn for åkerbruket (Pedersen 1982). Om vinteren ble det hogd ved som ble kjørt inn til stølene, og samtidig ble høyet fraktet ned til gårdene. Gårdene hadde fra 20-30 og helt opp i 100 vinterlass høy i heiene (Bø 1982). I Suldal, Sirdal og Åseral var det i 1907 over 200 støler i bruk i hver av bygdene, i Bygland og Valle nesten 400, selv om det hadde vært en nedgang de siste 50 årene. Rundt 1850 må størsteparten av befolkningen i disse februksbygdene ha deltatt i arbeidet i heia. Det faste mannskapet på en støl var minst ei stølsjente og to gjetere, vanligvis barn eller ungdom. Utslåttene krevde vanligvis to slåttekarer og ei rakstejente. Det er mye som tyder på at de positive sosiale sidene ved stølsbruket i form av økt sysselsetting, gjorde sitt til at denne driftsformen ble beholdt også i perioder da det rent økonomisk truet med å bli ugunstig (Pedersen 1982).

4.1.3 Perioden fra 1850-i dag

I tiårene etter 1850 skjedde det en rekke ting som i betydelig grad endret grunnlaget for jordbruksnæringen i bygdene rundt Setesdalsheiene (Pedersen 1982). Det kom også endringer i selve landbrukspolitikken. Blant annet gikk man bort fra prinsippet om at Norge skulle være selvforsynt med korn. Margarinen ble etterhvert en hard konkurrent til stølssmøret. I tillegg førte utvandringen til USA til at befolkningstallet ikke økte, men faktisk sank noe fra 1875. De eiendomsløse hadde nå et alternativ til slitet i heiene,

og deres unge, sterke og billige arbeidskraft var helt avgjørende for utnyttelsen av heia. Nye veier fra kystområdene inn til innlandsbygdene gjorde det lettere for bøndene å komme til markedene. Nå kunne de i større grad satse på melkeproduksjon enn slakt. Innmarka som før var forbeholdt korn, ble nå dyrket til eng og fjellslåtter, og utslåtter ble i økende grad liggende ubenyttet. Etterhvert som en sluttet med å slå utmarka, ble den lagt ut til beite. Gården ble derfor det sentrale fokus i bygde-samfunnene, stølen ble forlatt. Allerede i 1880 var (stor)februket blitt markant innmarkssentrert. Framover mot den første verdenskrigen fikk heiområdene stadig mindre betydning i økonomien på gårdene. Et lite oppsving i stølingen inntraff i mellomkrigstiden, en periode med dårlige tider i jordbruket. Denne gang var det geita som var hoveddyret på stølen (Pedersen 1982, Brandal & Tjeltveit 1998). I dag er imidlertid praktisk talt all stølsbruk i SVR historie.

4.2 Driftingen

Det er to forskjellige systemer som går under fellesnavnet «drifting». Den eldste drifteformen gjaldt i hovedsak storfe (kap. 4.2.1). Det var imidlertid ikke uvanlig med både storfe og småfe i driftene. Denne driftingen gikk ut på at driftekarer reiste rundt og kjøpte opp dyr på våren, som han gjette i fjellet gjennom sommeren. På høsten drev han dem til tettsetra og byer, der de ble budt ut til salg. Dette blir derfor også kalt *tradisjonell handelsdriftetraffikk*, og den ble drevet av *handelsdriftekarer* som hadde *handelsfe* (Hertel-Aas 1998). Den andre typen drifting, kalt *heieføring*, overtok i dominans da den første begynte å bli mindre viktig (kap. 4.2.2). Den er blitt drevet fram til nå. Det var og er bønder med store dyreflokker, men uten tilstrekkelig sommerbeite, som drev dyrene opp til leiebeiter i heia på forsommeren, for så å drive dem tilbake til gården når beiteperioden var over. Den nyere drifteformen gjaldt i hovedsak sau. Stort sett foregikk driftingen i høyheiene, i «ingenmannsland», og den kom derfor relativt sjelden i konflikt med stølsbruket (Fig. 3). Mye av driftingen i Sirdals- og Setesdalsheiene foregikk imidlertid i de samme områdene som det ble drevet stølsbruk i, men stølsbruket var samtidig i nedgang (kap. 4.1.3). Det er uvisst om også den tradisjonelle driftetraffikken delvis ble presset ut av heieføringen av sau (Hertel-Aas 1998). Det er imidlertid diskutert i hvor stor grad heieføringen førte til intensivert bruk av heiene eller ikke. Et nett av *drifteveier* vokste fram. På Vestlandet

og i fjellstrøkene hadde driftene rett til å beite i seterbeiter og krav på hvileplass og «hvilebeite» ved setre og gårder, men når de kom over på Østlandet måtte de betale, oftest med melk og gjødsel fra dyrene. Ansvarlig for *drifteheiene* var en *heiesjef*. Hver bonde betalte *gressleie*, og dyrene kaltes da *gressfe* (Hertel-Aas 1998). Siden ordningen med heiesjefer eksisterer som forvaltningsordning også i dag, er dette nærmere omtalt seinere (kap. 13.2.2). Det var også en kort periode med geitedrifting i mellomkrigstiden (kap. 4.2.3). En «blanding» mellom driftetraffikk og stølsbruk var tilfeller med «stellingsfe», både småfe og storfe, der det ble leid bort plass på stølene om sommeren (kap. 4.2.4).

4.2.1 Tradisjonell driftetraffikk

Den eldste typen drifting, *den tradisjonelle driftetraffikken* (handelsdriftetraffikken) eller *februket*, fikk sin start på 1600-tallet samtidig med framveksten av større byer, der de nærliggende områdene rundt byene ikke klarte å produsere nok kjøtt (Pedersen 1982, Brandal & Tjeltveit 1996). De viktigste stedene for områdene rundt Setesdalsheiene var Kristiansand, Arendal, Drammen og Vestfold-byene. I vest vokste Bergen, og etter en stagnasjonsperiode på slutten av 1600-tallet, gjorde driften i sølvgruvene Kongsberg til en stor by etter norske forhold.

Det skilte seg raskt ut en egen gruppe mennesker som satset på driftingen som levevei, såkalte *driftekarer* eller *slaktehandlere*. Hver enkelt bonde kunne vanskelig gjennomføre driftingen selv, siden det var vanskelig å være borte hele perioden driftingen varte, og også fordi hver enkelt flokk var for liten. Systemet virket slik at driftekarer kom rundt til selgerne like etter at dyrene var kommet på vårbeite. Når driftekarer var fornøyd med størrelsen på flokken, drev han den opp i heia til leiebeitene.

Flokken kunne bestå av flere hundre dyr, *mest storfe* og da helst gjeldfe og ungdyr. Det var ikke uvanlig også med småfe og hest, og også gris kunne omsettes på denne måten (Hertel-Aas 1998). En driftekar tok vanligvis 3-400 sau. Melkekyrne ville bøndene ha selv, og det ville vært umulig for driftekarer å følge disse. Driftsformen vokste, som stølsbruket (kap. 4.1.2), raskt i takt med befolkningsøkningen, da særlig utover på 1800-tallet. Driftsformen fikk også sin nedgangstid samtidig med stølsbruket og av mange av de samme grunnene (kap. 4.1.3). Nedgangen gikk imidlertid raskere, allerede mot slutten av 1800-tallet var det slutt med den gamle handelsdriftetraffikken.

4.2.2 Heieføring

Den andre typen drifting, *heieføringen*, tok altså til omtrent da den første begynte å bli mindre viktig, dvs. ca. år 1840, og den har pågått fram til nå (Eikeland 1966, Pedersen 1982, Brandal & Tjeltveit 1996, Grimstvedt *et al.* 1996, Drabløs 1997, Hertel-Aas 1998). Klimatiske forskjeller mellom leverings- (særlig Jæren og Dalane) og mottaksområdene (høyheiene) er grunnlaget for heieføringen. Det er bønder med store dyreflokker i vest, men uten tilstrekkelig sommerbeite, som driver dyrene opp til leiebeiter i heiene på forsommeren, for så å drive dem tilbake til gårdene når beiteperioden er over. Heieføringen utviklet seg for å gi mulighet til å holde flere dyr, som også vokste raskere. I tillegg var det ofte mindre sykdom på driftebeite enn heimebeite og dermed mindre tap. Heieføringen startet med kort og delvis uorganisert drifting til lågheiene i bl.a. Øvre Time, Gjesdal og Bjerkreim rundt 1820-1830 (ikke egentlig drifting), for så å spre seg innover og oppover til høyheiene i Sirdal rundt 1840, Setesdal rundt 1850 og til Åseralheiene et par tiår seinere. Her gjorde avstandene det nødvendig at den organiserte formen for drifting vokste fram (Hertel-Aas 1998). Behovet for heieføring ble noe mindre i 1920-årene når medisiner mot sykdommer og kulturbeite ble vanlig, det var en periode med store rovdyrskader, og mange drifteveier var i dårlig stand.

Helt i begynnelsen besto driftene av både storfe og småfe, men de nye storferasene klarte seg dårlig i heia etter hvert som de ble større og tyngre. Derfor gikk en snart over til *rene sauedrifter*, og vi snakker om totalt titusenvis av sau (Hertel-Aas 1998). Svære saueflokker kom fra bygdene på Jæren og fra de beitefattige delene av Ryfylke opp i heiene, seinere kom Nord-Rogaland til. Sirdal var et sentrum for denne aktiviteten, men beiter ble leid også på begge sidene opp fra Setesdalen og i Ryfylkeheiene. Denne driftetraffikken har i prinsippet fungert på samme måte fram til i dag, selv om sauene nå blir kjørt opp i heiene med lastebil. Om høsten blir de fraktet eller drevet tilbake til gården de kom fra (Pedersen 1982, Brandal & Tjeltveit 1996).

Det er mest bønder fra Jæren og Ryfylke i Rogaland som har drevet denne trafikken, og de har til sine tider leid store områder i SVR. I dag kommer sauene særlig fra kommunene Sandnes, Gjesdal, Klepp, Time og Hå på Jæren og fra Bjerkreim, Lund, Sokndal og Eigersund i Dalane, tidligere også fra Hetland og Sola (Hertel-Aas 1998). Forsand kom-

mune sender ofte sau til de samme drifteheiene. Sommerbeitingen foregår i hovedsak i Bjerkreimsheiene og Frafjordheiene i Rogaland, Sirdalsheiene, Åseralheiene og heiene ved Knaben i Vest-Agder, og Setesdalsheiene på vestsida av Otra i Aust-Agder. Kommunene i mottaksområdet er Bjerkreim, Gjesdal, Forsand, Sirdal, Kvinesdal, Åseral, Bygland, Valle og Bykle (Hertel-Aas 1998).

Bakgrunnen for drifteordningen er derfor en tilpasning til lokale klimatiske forutsetninger for sauehold (Hertel-Aas 1998). Sauen på Jæren har tradisjonelt i stor grad kunnet utnytte lyng- og annet utmarksbeite i de milde vintrene i kystregionen. Også i dag går ofte sauene ute på dagtid fram til klippinga i månedsskiftet februar/mars. På Jæren er det også friskt gress på bøene etter lamming, og på håa («tøa») om høsten etter beitesesongen i heia. Dette er perioder som er vanskelige med hensyn til føring i innlandsstrøk. Her måtte sauene i gamle dager føres i 6-7 måneder. «Mottaks»-kommunene for driftesau har altså lite vinterbeite, men godt sommerbeite i høyheiene. «Leverings»-kommunene har altså lite sommerbeite, men kort vintersesong og en del utebeite også om vinteren. Denne måten å utnytte sesongmessige beiter på er kjent fra hele verden (Hertel-Aas 1998). Tilgang på gode fjellbeiter, med alt det medfører av heiebeiting og driftetraffikk, er med andre ord også i dag en meget viktig del av saueholdet i store områder rundt SVR (Brandal & Tjeltveit 1996).

Det har vært visse endringer når det gjelder oppholdet i heiene. I begynnelsen ble flokkene gjetet, mest på grunn av rovdyrplagen. Dette var såkalt *legegjeting* der dyrene ble holdt innenfor et avgrenset område til dette var «passe» beitet, for så å bli flyttet til et nytt. Gjeteren samlet da flokken til natten, og overnattet ute sammen med denne. Gjeteren hadde gjerne et bål for å holde rovdyr borte (Frøstrup & Vigerstøl 1994). Fra rundt århundreskiftet gikk en mer over til *styregjeting*, dvs. at sauene selv fikk velge hvor de ville beite, men hvor gjeterne så etter dyrene ved å patruljere i kanten av flokkene (Mysterud *et al.* 1996). Dermed ble det ikke nødvendig med så mange gjeterer. I dag går sauene fritt under mer eller mindre regelmessig tilsyn, såkalt løsfbeite. Det har medført at det må legges mye større vekt på sankingen om høsten enn tidligere (Pedersen 1982, Brandal & Tjeltveit 1996).

Det er en ganske klar sammenheng mellom antall sau totalt, og antall heieførte sau (Fig. 6), men det er

ikke alltid disse endres i takt (Fig. 7, Brandal & Tjeltveit 1996, Hertel-Aas 1998). Det vanlige i dag er at en del av sauen er heimesau (beiter i nærområdet) og en del er driftesau (sendes på heiene). Få brukere sender all sauen til heis. Hertel-Aas (1998) har gjennomgått statistikken for heieført sau fra Jæren og Dalane. I 1896 ble det heieført ca. 65000 dyr, og i 1907 ca. 40000 (Hertel-Aas 1998). Nedgangen skyldtes generelt mindre sau, men også økt rovdyrplage (jerv) rundt århundreskiftet og en omlegging av driftsformen i sauebruket. Fra 1930 gjennomførte Axel Sømme heievise tellinger. Det ble heieført ca. 49000 dyr i 1930. Tallet steg fram mot krigen til ca. 59000 i 1939. I 1944-45 kom det opp i ca. 69000, mens det i 1949 var nede i ca. 40000 dyr. Det ble heieført ca. 65000-70000 dyr årlig fra 1951-1966. I 1967 gikk tallet ned til 50000 og til ca. 40000 i begynnelsen av 1970-årene. Rundt 1980 var det igjen en topp med rundt 70000 heieførte dyr.

4.2.3 Geitedrifting

Det var en fase fra 1920-1960 hvor drifting av geit var vanlig, samtidig med oppsvinget i geitehold generelt (kap. 4.3.3). Særlig var driftetraffikken av geit til Røldal stor (Brandal & Tjeltveit 1998). I geitedriftinga ble geitene leid på stedet de kom til. Disse sto for melkinga, og utbyttet ble ofte delt likt mellom eier og bruker av geitene. Det ble betalt leie per geit, ordningen var m.a.o. lik den for drifting av sau (kap. 4.2.2).

4.2.4 Stellingsfe

En del «avarter» mellom driftetraffikk og stølsbruk er også kjent. En utbredt praksis var å ta imot *stellingsfe*, også kalt «leiefe» eller «hegningsfe», på stølene om sommeren fra folk uten støl (Hertel-Aas 1998). En vanlig ordning var at leieren fikk ca. 1/3 av produktene fra leiekyr og eieren resten. En kunne også gjøre det slik at leieren fikk hele avdråttene mot å betale leien i penger, eller at eieren fikk hele avdråttene mot å betale for beitet og stellet. På denne måten fikk både enkeltbruk og strøk som hadde liten eller dårlig tilgang på sommerbeite, muligheter til å holde flere dyr. Mange steder leide budeier eller andre folk uten gård støl av eierne, og holdt bare stellingsfe. Andre steder tok setereierne inn stellingsfe i tillegg til sine egne dyr. Også i Sirdal og Setesdal var denne praksisen utbredt. I Setesdal kalte en slikt fe, både storfe og småfe, for «hegningskreaturer» eller «gressfe». Tusenvis av storfe ble holdt som stel-

lingsfe. Geitene kom også inn under dette systemet, og fra både Setesdal og Åseral er det eksempler på at også sau ble holdt på denne måten (Hertel-Aas 1998).

4.3 Viktige husdyr - før og nå

Landbruket har gjennomgått en rivende utvikling de siste hundre årene. Først og fremst har landbruket blitt mer spesialisert. Før var det vanlig å ha både storfe og småfe på alle gårder, i dag satser man heller stort på et dyreslag. Produksjonen har økt kraftig, både pga. bedre kunnskaper og muligheter til fôring (kraftfôr, oppgjødsling av kulturbeite), men også fordi det har vært drevet et omfattende avlsarbeid. Det har m.a.o. vært store endringer i hvilke husdyrarter som har vært mest vanlige i SVR. Det statistiske materialet er imidlertid ufullstendig og ikke direkte sammenliknbart fra periode til periode, blant annet som en følge av endringer i hvilke dyr som ble talt (voksne/alle dyr), skiftende kommune-grenser osv. De indikerer likevel sannsynligvis tendenser. Vi gir i det følgende en kortfattet oversikt over ulike produkter fra de ulike husdyrartene, og de viktigste trekkene for utviklingen av husdyrholdet med storfe (kap. 4.3.1), sau (kap. 4.3.2) og geit (kap. 4.3.3). Vi har ikke tatt med arbeidsdyr som hest, eller gris som ofte også ble holdt på stølene.

4.3.1 Storfe

Tidligere var som nevnt storfe det viktigste husdyret på stølene (kap. 4.1). Allerede rundt 1880 var storfeholdet blitt endret ved at det i stor grad ble innmarksbasert. Det nevnes også at de nye storferasene klarte seg dårlig i heia etter hvert som de ble større og tyngre (Hertel-Aas 1998). I første halvdel av 1900-tallet ble det anlagt mange nye meierier, og utviklingen resulterte i overgang fra kombinert drift med kjøtt og melk til mer ensidig melkeproduksjon. Kumelk inngår i dag i de fleste meieriprodukter. En viss satsing på store raser av kjøttfe (vesentlig på innmarksbeite) har de siste årene økt i omfang. I dag er det først og fremst ungdyr (kviger) som i et visst omfang slippes på utmarksbeite.

4.3.2 Sau

Sauen er i dag det dominerende husdyret i SVR. Det ble i 1997 sluppet 75775 søyer og 108489 lam på utmarksbeite (Tabell 4). De siste årene har sauetallet i enkelte heier gått ned pga. skrapesyke, men vi har ikke oversikt over hvor mye dette dreier seg om. Vi

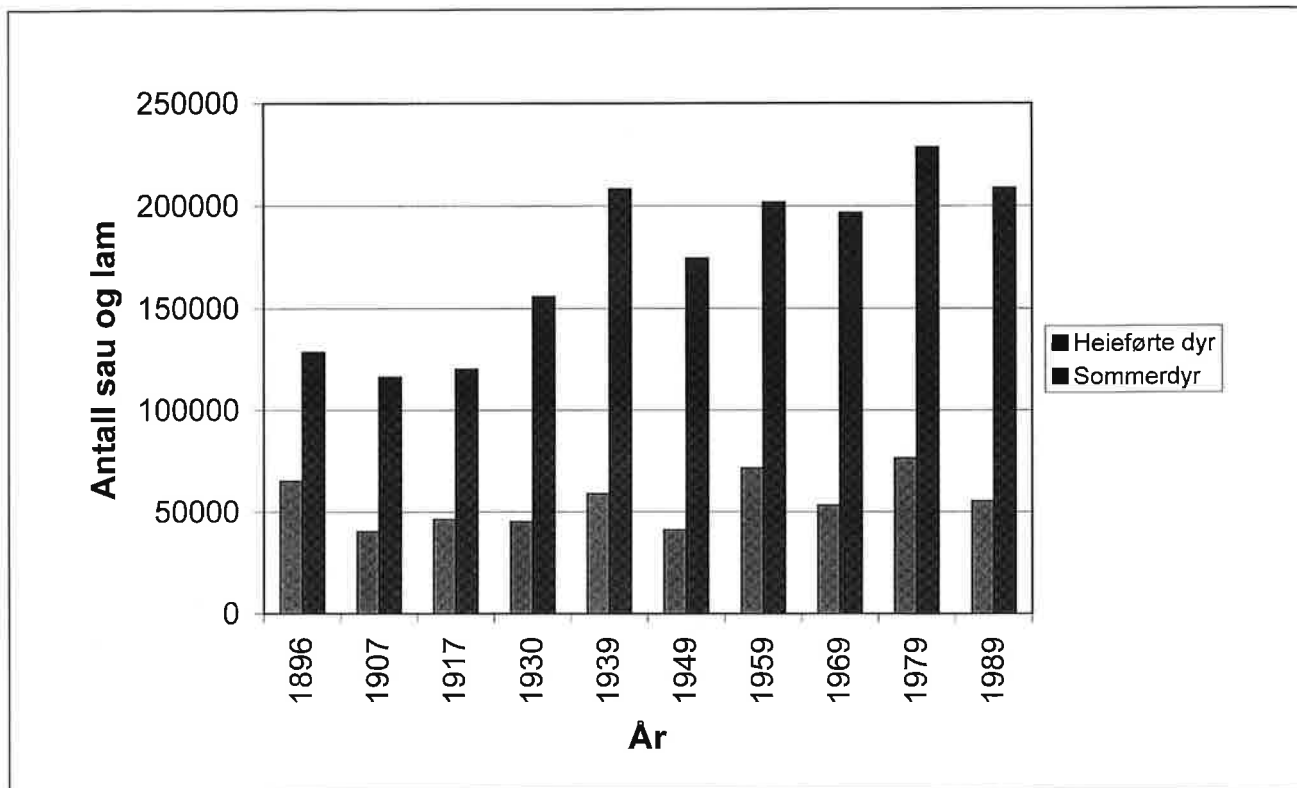


Fig. 6. Antall sau på beite om sommeren og antall heieførte dyr fra kommunene på Jæren og Dalane i Rogaland. Tall fra nord i Rogaland er ikke inkludert (etter Hertel-Aas 1998).

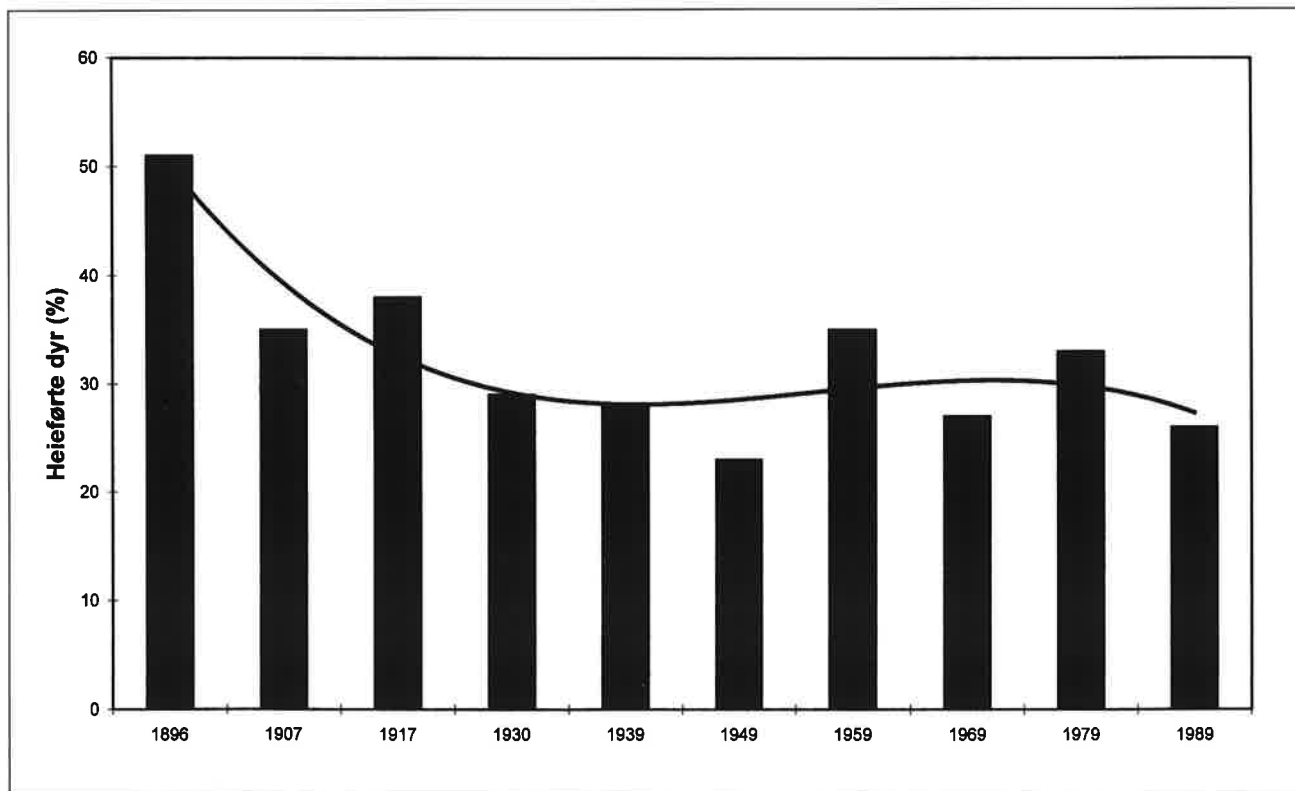


Fig. 7. Andel heieførte sau av totalt antall sommersau (og lam) fra kommunene på Jæren og Dalane i Rogaland (etter Hertel-Aas 1998). Tall fra nord i Rogaland er ikke inkludert. Den heltrukne linjen angir trenden over tid (en tredje-ordens polynom-funksjon).

har fått raser som er større enn tidligere (se nedenfor), og både antallet besetninger og antallet sau per besetning har økt kraftig i dette århundret (Fig. 8). Rundt 1800-tallet var flokkene bare unntaksvis over 50 sau i Rogaland, da den gamle norske sauerasen dominerte (Brandal & Tjeltveit 1996).

Årssyklus i dag. Om våren og forsommeren går sauene gjerne en kortere periode på innmarksbeite, før beitet i heiene er tilstrekkelig utviklet, der de går gjennom hele sommeren. Etter sanking, hovedsakelig i første halvdel av september, går sau og lam som skal sendes til slakteriet om nødvendig på innmarksbeite for å legge på seg. Om vinteren fôres sauene med en blanding av høy og kraftfôr (også korn og mel). Tidligere var løv fra bjørk, ask (*Fraxinus excelsior*) og osp (*Populus tremula*) tilleggsfôr. Se Mysterud og Mysterud (1995) for en mer detaljert beskrivelse av viktige forhold rundt sauedriften i dag.

Endringer i driftsform. I eldre tid ble buskapen på hver gård, både sau, geit og storfe, gjetet på utmarksbeite. Særlig var dette et arbeid som ble utført av barn og ungdom (Mysterud *et al.* 1996). Gjetersystemene endret seg imidlertid rundt århundreskiftet etterhvert som de store rovdyrene ble fåtallige eller for en stor del forsvant. Det var tidligere også vanlig å ha med seg en hund (*Canis familiaris*) på gjeting. I

dag brukes hunder (etter 1950 vesentlig av rasen «border collie») vesentlig til sanking. Tidligere gikk sauene også ute store deler av vinteren, særlig i områder med mildt kystklima. Denne praksisen forsvant delvis med innføringen av nye saueraser som ikke var like hardføre og som krever bedre fôring. I noen områder, særlig på enkelte øyer i Hordaland, finnes det fortsatt såkalte «utegangar», da særlig den hardføre rasen kalt «villsau» (Brandal & Tjeltveit 1996, Grimstvedt *et al.* 1996). At sauene gikk ute om vinteren førte i første halvdel av 1800-tallet til problemer med sykdom, særlig «skabbesyke» og «vannsyke». I 1854 herjet blant annet skabbesyken i Suldal, men gjennom nedslakting ble sykdommen utryddet rundt 1860 (Brandal & Tjeltveit 1996).

Produkter. I dag er kjøtt (særlig lammekjøtt) det viktigste produktet fra sau, mens ulla er et sekundært produkt. Tidligere var sannsynligvis ulla ofte det viktigste, siden det var det eneste produktet som ga grunnlag for klær (Brandal & Tjeltveit 1996). Salg av vadmél var viktig gjennom hele 1800-tallet. Fra gammelt av ble sauene enkelte steder melket (noe som går utover produksjonen av kjøtt). Melka ble gjerne brukt til ost, helst blandet med ku- eller geitemelk, eller alene til skjør. Sauemelk er langt fettere enn kumelk, den gir ca. 65% mer smør (fettinnhold) og 50% mer

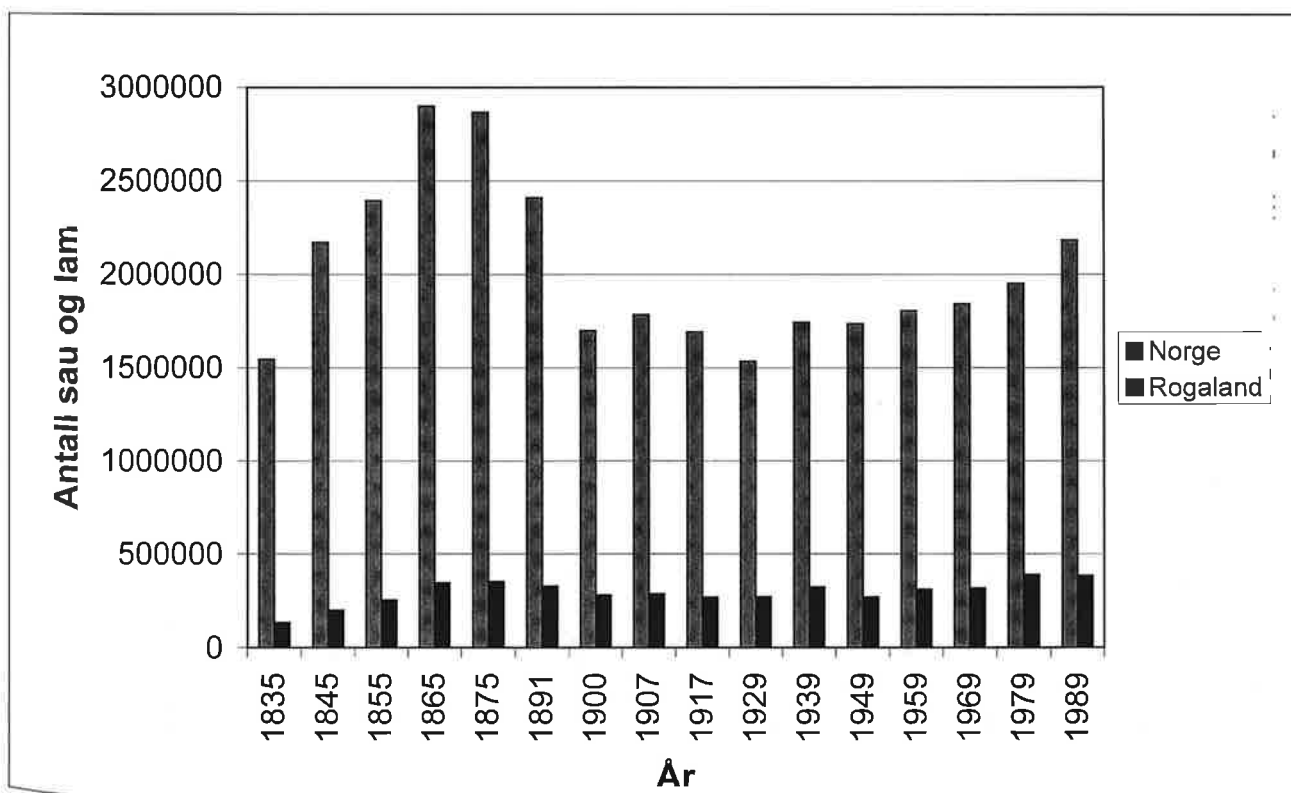


Fig. 8. Antall sau og lam (sommertall) for Norge og Rogaland i perioden 1835-1989 (etter Grimstvedt *et al.* 1996).

Tabell 4. Oversikt over antall søyer og lam sluppet på utmarksbeite i SVR (etter Statens Kornforretning 1998). Dette gjelder alle brukere som har søkt om produksjonstilskudd, og omfatter både organisert og uorganisert beitebruk. Tallene er gitt som sum for den enkelte beitekommune (pr. 31.12.1997).

Tallene for Aust-Agder omfatter et mindre antall sau som går i Setesdal Austhei.

Fylke	Kommune	Sau	Lam	Sau og lam	Lam	Søye tapt		Lam tapt		Sau og lam tapt	
		sluppet	sluppet	sluppet	pr. søye	ant.	%	ant.	%	ant.	%
		ant.	ant.	ant.		ant.	%	ant.	%	ant.	%
Aust-Agder	Bygland	5284	7669	12953	1.45	204	3.86	632	8.24	836	6.45
	Bykle	2246	3101	5347	1.38	54	2.40	150	4.84	204	3.82
	Valle	6626	9786	16412	1.48	199	3.00	563	5.75	762	4.64
Vest-Agder	Hægebostad	3537	5042	8579	1.43	165	4.66	644	12.77	809	9.43
	Kvinesdal	5723	8302	14025	1.45	258	4.51	891	10.73	1149	8.19
	Sirdal	15118	22225	37343	1.47	448	2.96	1248	5.62	1696	4.54
	Åseral	5772	8915	14687	1.54	178	3.08	567	6.36	745	5.07
Rogaland	Bjerkreim	5279	7792	13071	1.48	170	3.22	460	5.90	630	4.82
	Forsand	3206	3768	6974	1.18	127	3.96	284	7.54	411	5.89
	Gjesdal	7888	12096	19984	1.53	328	4.16	698	5.77	1026	5.13
	Hjelmeland	7741	10386	18127	1.34	286	3.69	801	7.71	1087	6.00
	Suldal	7355	9439	16794	1.28	253	3.44	566	6.00	819	4.88
Sum/Gj.sn.		75775	108521	184296	1.42	2670	3.58	7504	7.27	10174	5.52

osteutbytte (tørrstoffinnhold). Melking av sau var omtrent helt opphørt ved århundreskiftet. Talget ble brukt til støping av lys.

Raser. I dag skilles det mellom såkalte blandingsraser (ca. 70% av all norsk sau), spælrasene (ca. 25%) og andre raser. Under *spælrasene* (de korthalete rasene) regnes gammelnorsk sau, den norske spælsauen og norsk pelssau. Under *blandingsrasene* (de såkalte langhalete rasene) finner vi dala, rygja, sjeviot, tekse og steigar (Nord-Norge). Disse er resultat av utvalg og avl med en rekke utenlandske raser (Drabløs 1997). Foredlingen av sauen ble i starten drevet mye med tanke på å få fram bedre ull, men de nye rasene er også større enn den opprinnelige norske sauerasen (Bell 1968, Brandal & Tjeltveit 1996). Økende lammeantall har også vært en viktig faktor for framgangen i saueholdet. Innkryssingen og raseskiftene skjedde særlig i perioden 1860-1910. I dag er den norske spælsauen den tredje største sauerasen i Rogaland, etter dala og rygja. Rasen tekse er også utbredt.

Spælrasene. Den norske varianten av den nord-europeiske korthalesauen har blitt kalt *gammelnorsk sau* eller korthalet sau (spælsau). I dag blir den gjerne kalt utegangar eller villsau, selv om dette ikke er rasebetegnelser. Den gammelnorske sauen var nokså enerådende fra vikingtiden fram til 1600-1700-tallet.

På 1700- og 1800-tallet ble det foretatt en rekke importer av forskjellige utenlandske raser, og den norske sauen ble gradvis fortrent. Den gammelnorske utegangarsauen (norsk villsau) er fremdeles meget liten (søyer ca. 25-40 kg). *Den norske spælsauen* (korthalet sau) er en direkte etterkommer etter den gammelnorske sauen, men er mye større (søyer 65-70 kg). Den viktigste innvendingen mot spælsauen er at den har for svak kjøttsetning. Driftsmessig har spælsauen gode moregenskaper. Den melker godt, er lett å stelle og holder godt sammen på beite. Ulla er mindre verd, men spælsauen greier seg i større grad uten hjelp i lamminga. *Norsk pelssau* er en ny variant (1960-tallet) framkommet blant annet gjennom krysning mellom gråblå norsk spælsau og den nærbeslektede gotlandssauen fra Sverige. Den ligner på spælsauen (Drabløs 1997).

Blandingsrasene. *Rygjasau* er relativt stor (søyer 75-80 kg) og resultat av kryssning med en rekke raser (Drabløs 1997). Det er den skotske innblandingen som i nyere tid har medført at denne rasen ser ut til å være spesielt utsatt for skrapsyke (kap. 9.13.4). Den har fin pels. *Dalasaunen* kom opprinnelig fra indre Hardanger, Vossebygdene og Sogn (Maurtvedt 1989, Brandal & Tjeltveit 1996). Dette er den klart vanligste sauerasen i Norge i dag. Den er stor (søyer 85-90 kg) og relativt grovbygd. *Teksel* er en hollandsk rase

som er foredlet fram av den gamle typen melkesau en hadde i disse områdene (Maurtvedt 1989). Rasen er hvit med svart nese og svarte klauver.

4.3.3 Geit

Før 1850 var geiteholdet relativt lite, men dette tok seg opp fram mot 1875 (Pedersen 1982). Økningen hadde nok til en viss grad sammenheng med at rovdynene var i tilbakegang. I dag er ikke geita spesielt viktig, men det finnes fortsatt geitebruk f.eks. i Suldal (Brandal & Tjeltveit 1998). Antall geiter i flokkene var på 1800-tallet sjelden over 30-50 dyr, men det har vært store variasjoner. I mellomkrigstiden var det vanlig å ha bare 10-15 geiter som en del av et større husdyrhold, mens enkelte bare holdt 50-80 geiter. Geita var viktigst i perioden fra århundreskiftet og fram til 1950-60 tallet, og tallet på geiter fikk et oppsving i mellomkrigstiden (Fig. 9). I Suldal økte tallet geiter fra 1150 i 1907 til 2612 i 1929. I Rogaland var toppåret i 1929, i 1959 var bare 1/6 av bestanden igjen. Oppsvinget var delvis basert på å ligge med geiter på egne støler, men også på å ta inn leiegeiter. Fra Hjelmeland ble f.eks. geitene sendt til Røldal om sommeren. Krav til økt produkt-kvalitet førte til at stølsprodukter ble mindre verdsatt enn produkter fra meieriene, som utover på 1900-tallet ble stadig vanligere (Brandal & Tjeltveit 1998).

Driftsforhold. Geitehold er i dag mye mer driftintensivt enn sauehold siden de må melkes hver dag fra vår til høst, en periode der sauen kan løsfæbeite. Geitene får i dag kraftfôr hele året. Når de går på sommerbeite, spiser de ca. 2 hekto kraftfôr hver dag, om vinteren får de 0.5-1 kg. Generelt var geita mer knyttet til indre strøk enn sauen. Geitene beitet i småskogbeltet i øvre del av skoggrensen, der sauen ikke kom til. Også de måtte gjetes, men behovet avtok når rovdynene ble mer sjeldne. Det var heller ikke uvanlig at geita var ute på dagtid om vinteren når det var fint vær.

Produkter. Kjøttet ble i tidligere tider hovedsakelig brukt i egen husholdning. Talg og skinn var de fremste salgsvarene. I Ryfylke var osteprodukter (og smør) av geitemelk mindre vanlig, geitemelk ble hovedsakelig brukt sammen med kumelk i grøt og suppe. I Røldal var ysting av geitemelk derimot vanlig, og etterhvert ble dette vanligere også i Suldal og Hjelmeland. Geitene ble tidligere kalt «fattig-mannskjøtt», siden de var billigere i drift og lettere å holde. Prisen på geitekjøtt er i dag lav (Brandal & Tjeltveit 1998). Det er først og fremst melka brukt til osteproduksjon som er viktig i dag. Ei geit produserer vanligvis ca. 550 kilo melk per år. En del geiter får tvillinger, men ikke alle.

Raser. Før skilte man mellom lokale typer av geiter etter hornlag og farge, som telemarksgeit, vestlandsgeit, dølageit og nordlandsgeit. I motsetning til for sau, var ikke forsøkene med ulike geiteraser like vellykket. På 1800-tallet ble angorageiter, som gir fin ull, importert til Rogaland, men dette ble ikke vellykket. Det er i praksis bare snakk om *en rase av geit i Norge i dag*.

4.4 Tamreinhold

Tamreindrift fikk aldri noen stor utbredelse i SVR, den var derimot mer utbredt på Hardangervidda (Warren & Mysterud 1995a). Det er i dag ikke tamreinhold i SVR. Det tidligere tamreinholdet i SVR var i stor grad konsentrert til Bykle.

Det første tamreinholdet kom til Øst- og Vestlandet i 1783 da bonden Kristoffer Sjursen Hjeltnes i Ulvik kjøpte dyr fra «Finmarken» (Rørstraktene). I den aller tidligste fasen (ca. 1790) ble det nevnt at det var tamrein i Lysefjord, i Strand i Ryfylke og i Sirdal. Her var et av målene bevisst å blande tamrein med villrein, slik at det skulle bli lettere å skyte villreinen (Fjell-nytt 1974). Rundt 1830 hadde de en tamreinflokk i Joglefjell på Fidjeland i Sirdal, og det var tamrein på Breive i Bykle på samme tid (Lund 1962). I 1886 kom flyttsamen John Anderson Stangfjell med følge fra Bindalen i Helgeland til Breive i Bykle med ca. 1000 dyr. Han leide beite av Bjåen, Breive og Hovden og solgte også noen dyr til fastboende, blant annet til lensmann Juel Lund. Tamreinholdet ble regnet som svært lønnsomt. I 1890 kom en annen same, Jonas Jonasson, til Bykle med 2000 dyr. I 1892 kom «den rikeste samen» i landet, John Thomasson (Tomasen), til Bykle. Lund (1962) angir at han kom med 400 dyr, mens Fosstveit & Gjerden (1989) angir at de kom til Vatnedalen i Bykle i 1890 og i Botneheiene i 1892 med ca. 4000 dyr. Sannsynligvis er ca. 400 dyr det riktige, siden Lund (1962) er en førstehånds kilde. Lund (1962) oppgir at Jonasson etterhvert dro lenger ned i dalen, og leide Rysstad og Hegglandsheiene til beite.

Lensmann Lund prøvde å danne tamreinlag i Valle, men det gikk ikke. Han lyktes imidlertid i Hylestad og Austad sokn i Bygland, der «Setesdalens Reinsamlag» ble stiftet i april 1895 med Lund som formann. De kjøpte rein i Bykle (rundt 350 dyr, Engen 1991), og tok dyrene til Rysstad-heiene. Dette

likte sammen Jonasson dårlig. Han dreiv hele flokken sin over dit, og dro videre med «rubbel og bit» (Lund 1962). Laget ble derfor delt opp, med de problemene mange driftemerker førte med seg. Lund tok derfor initiativ til dannelse av Breive Reinsdyrsamlag som ble stiftet 20. april 1903, igjen med Lund som formann. De leide beiter av Breive, Hovden, Bjåen, Berdalen, Vatnedalen og noen i Vinje og Mo. De startet med ca. 650 dyr og hadde på det meste i underkant av 3000 dyr. Fra 1955 ble dyrene satt på vinterbeite i Setesdal Austhei, hovedsakelig i høyfjellsområdet øst for Valle, pga. nedslitte beiter (Engen 1991). Reinsdyrsamlaget gikk noen år riktig bra, så bra at det ble oppkjøpt av nye kapitalsterke eiere fra Oslo. Etter overtagelsen ble det problemer med driften, og dermed gikk samlaget konkurs. Når kontraktene om beiterettene gikk ut, ble et nytt lag dannet: Byklehei Reinselskap med Knut O. Breive eller Flåten som formann (Lund 1962). Dette laget ble først oppløst i 1978, og all rein ble heretter kalt «villrein» (Engen

1991). Tamreinholdet holdt altså lengst stand i Austheiene (Meli 1996).

Tamreinholdet var konfliktfylt (Fosstveit & Gjerden 1989). Enkelte av samene måtte forlate området pga. problemer med beiterettigheter. Dette var et stadig tilbakevendende problem, og samene måtte ut med store vederlag når reinen gjorde skade (Fosstveit & Gjerden 1989). Hertel-Aas (1998) anfører derfor at tamreinholdet kanskje falt bort pga. problemer med gjeting. Tamreinen kom inn på slåtter og setrer, rev ned høystakker o.l. Han anfører også at andre husdyr ikke ville beite der reinen hadde beita og røyta, og dette gjaldt ikke bare sauene, men også bøndernes eget storf. Det ble også skutt en del tamrein av jegere, og det var tydelig at villrein og tamrein blandet seg (Bay 1993). Skjevtrak (1953) framhever at i perioder med ulveangrep, dro en del tamrein vestover og blandet seg med villreinen i SVR. Det nevnes også at SVR ofte ble brukt til sommerbeite, mens Setesdal Austhei ble brukt til vinterbeite.

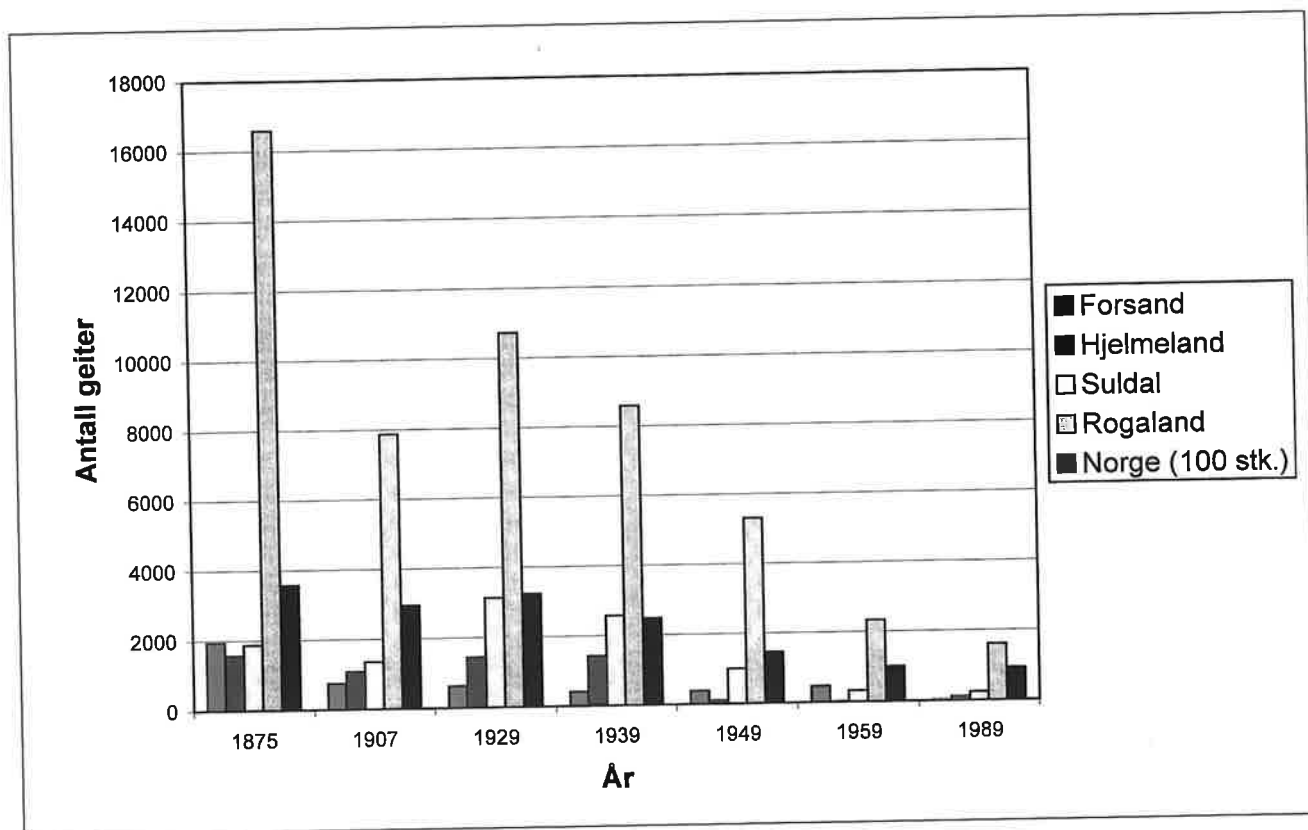


Fig. 9. Oversikt over den historiske utviklingen i geiteholdet i Norge (etter Brandal & Tjeltveit 1998). I oversikten er kommuner med mindre enn 100 geiter ikke tatt med. Merk at kommune-inndeling delvis følger en eldre inndeling. Dette gjør at tallene for Hjelmeland ikke fanger opp hele dagens Hjelmeland. For Suldal er gamle Sand kommune inkludert. Tallene for 1875 gjelder alle geiter, for 1907-1989 alle geiter fra 1 år og eldre. Merk at tallene for hele Norge (alle oppgitt i 100 stk.) oppgitt for 1875 egentlig er fra 1855 og hentet fra Drabløs.(1997).

5 Transportsystemer og ferdsel

Heirområdene i SVR har historisk vært tildels vanskelig tilgjengelige, og særlig bygdelagene i Setesdalen har vært isolerte. Stiene fra øst til vest var viktige ferdselsårer i tidligere tid (kap. 5.1). Ferdsel på mindre stier var i utgangspunktet knyttet hovedsakelig til jakt. Seinere økte bruken etterhvert som stølsbruk og drifting fikk større omfang. I dag skrumper stadig mengden av arealer i SVR som har mer enn 5 km til vei inn, det som her i landet ofte betegnes som «inn-grepsfrie områder» eller «villmark» (kap. 14). Vi gir en kort oversikt over de viktigste veiene i heiområdet (kap. 5.2), bruken av båt på vann og vannmagasiner (kap. 5.3), snøscooter-kjøring (kap. 5.4) og trafikk med fly og helikopter (kap. 5.5). Det er ingen jernbane innenfor SVR.

5.1 Stisystemer, hellere og drifteveier

Utenom fangstminnene (kap. 3.1) er det først og fremst de mange fjellveiene og hellere som gir høyheiene synlig preg av å være et årtusener-gammelt brukslandskap (Bang-Andersen 1982). De første stiene oppsto sannsynligvis allerede med de første steinalderjegerne (Warren & Mysterud 1995a), og stinettet har økt i omfang i takt med økningen i støling og drifting.

De første faste ferdselsveier mellom Øst- og Vestlandet, også kalt «sleper», oppsto trolig rundt folkevandrings-tiden (Warren & Mysterud 1995a). Helt fram til 1844, da postveien kom oppover Setesdal, var fjellveiene vestover de eneste naturlige bindeledene med utenverdenen. Enkelte av disse er i dag brutt av neddemninger i forbindelse med vannkraftutbygging (kap. 7).

Den kjente *Skinneveien* mellom øvre Setesdal og indre Ryfylke ble sannsynligvis benyttet allerede i Middelalderen (1200-tallet), da skatten ble betalt i skinn og huder til Domkapitlet i Stavanger (fram til 1500-tallet) (Skar 1961, Bang-Andersen 1982). *Skinneveien* var ikke nødvendigvis en bestemt rute hele veien. Tre av de gamle «gangeveiene» blir ennå kalt *Skinneveien* (Sunde *et al.* 1995). En av rutene, fra Åmli, gikk over fjellmassivet Rjuven til Breiådalen.

Derfra rundt Store Auråvatnet, langs Lonevatnet til Lysebu, ned Fidjadalen og Kamsdalen til Lysebotn. Navn som Slededalen og Kjelkeskaret antyder hvor veien gikk om vinteren. Langs *Skinneveien* ligger de fleste hellere omkring Store Auråvatnet og Lonevatn, omtrent 35-40 km fra Valle og 25-30 km fra Lysebotn.

Bispeveien fra Tveitebø i Valle til Kleivegrend i Fyresdal var ingen egentlig handelsvei, men sannsynligvis en «frier- og bryllupsvei» og en trygg rute for Stavangerbispen når han var på besøk og skulle østover eller vestover (Åkre 1972, Bang-Andersen 1982). I de seinere hundreårene har *Bispeveien* også tjent som stølsvei for Valle-gårdene inn til Rauvatnet og Fisstøylvatnet innerst i Finndalen.

Stiene var og er ofte merket opp med små varder. Disse vardene ble kalt «knylling», men den store variasjonen i lokale dialekter gjør at de i Setesdal ble kalt «nydding», i Åseral-Eiken-Fjotland «knydding», i Sirdal «nydling», og i Rogaland «nødling» (Sunde *et al.* 1995). I dag lyser de moderne røde T-merkene til Den Norske Turistforening langs mange av de samme stiene, og vi gir seinere en oversikt over dagens stisystem i forbindelse med den moderne turismen (kap. 6).

Bare unntaksvis dro folk over fjellet på en dag, overnattinger ble som regel foretatt under hellere som *Storhedder* og *Tretthidler* som har vært i bruk fra gammel tid (Skar 1961, Bang-Andersen 1982). *Storhedder* ligger under en bratt steinur i skråningen ned mot *Storheddervatnet* midt i høyheia mellom Roaldkvam og Breive. *Tretthidler* ligger i nærheten av en fjelltopp og et stort vann med samme navn.

Et nettverk av nye veier og stier ble utviklet etterhvert som folketallet økte, og dermed omfanget av stølsbruk (kap. 4.1) og drifting (kap. 4.2). *Drifteveiene* var helt sentrale for driftingen, og det har blitt anført at også dårlige og nedslitte *drifteveier* var en del av årsaken til nedgangen i denne trafikken rundt århundreskiftet, selv om nok rovviltet spilte en viktigere rolle (kap. 4.2). I dag kjøres som nevnt sauene til heis på et nettverk av veier (kap. 5.2).

5.2 Veier

Det har i etterkrigstiden vært en formidabel økning både i antall og standarden på veier i SVR. Vi kommer ikke til å gi en full oversikt over veier innenfor de 12 kommunene. Det som har størst interesse, er veiene i utmark og særlig de inn i selve heiområdene. Det er 61 veier, med en lengde fra 1.5 til 42 km som berører heiområdet (Skåtan 1993b), og samlet dreier det seg om ca. 456 km vei. Ni av veiene går inn i verneplanområdet (Sunde *et al.* 1995). Beskrivelsen av veinettet er i store trekk hentet fra Fleirbruksplanen - Prosjekt Ferdslø (Skåtan 1993b), og vi henviser til denne rapporten for en mer detaljert beskrivelse.

Private veier. De veiene som er bygd i forbindelse med primærnærings utnyttelse av heiområdet, styres av de som eier disse (Skåtan 1993b). Som oftest har grunneieren en privatrettslig avtale. Et veilag styrer ofte bruken med hensyn til trafikk og vedlikehold m.m. Svært mange av veiene er mindre skogsbilveier nede i skogbeltet. De aller fleste av veiene er stengt og brukes av eierne til næringskjøring og privat ferie/turkjøring til hytter/støler (Skåtan 1993b).

Anleggsveier. Anleggsveier bygd i forbindelse med kraftutbygging er også private (Skåtan 1993b). Grunneiere er som regel kjøpt ut, slik at veien eies av et kraftselskap. Selskapet sitter da med styring av veien, men grunneierne har som regel bruksrett. Disse veiene går nesten uten unntak dypt inn i heiområdet, for å ende i kanten av et stort vannmagasin. Det er variasjon fra kommune til kommune om hvorvidt disse veiene er åpne eller ikke. Åpne veier av denne typen blir mye brukt som innfartsårer til heiområdet (Skåtan 1993b).

Noen viktige veier (etter Skåtan 1993b). Veien Hovden-Langeidvatn er en bit av Riksvei 12 fra Hovden til Haukeli. Denne brøytes om vinteren. Veien Brokke-Suleskar ble åpnet i 1990. Den ble bygd i regi av Vegselskapet Brokke-Suleskar A/S, men er nå tatt over av fylket. Veien er en populær turistvei, men brukes også av næringslivet og pendlere. Trafikken i 1992 var på ca. 400-600 biler/døgn i uka, og 1000-1100 biler/døgn i helgene. Dette utgjør ca. halvparten av all trafikk som kommer opp Setesdalen på denne tiden. Veien brøytes på Setesdalsida inn til Furustøyl, mens resten av veien er vinterstengt. Veien deler heiområdet i to, og krysser vår- og høsttrekk for villrein til og fra beiteområdene i sør. Biltrafikken på denne veien, kombinert med autovern, fører til at villreinens trekk både hindres og forsinkes (Skåtan

1993a). Veien Sirekrok-Lysebotn ble ferdig i 1984. Den ble bygd av selskapet Lyse Kraft, men er nå tatt over av fylket. Veien opprettet forbindelse med Lysebotn, og er i dag en turistattraksjon med sine mange hårnålssvinger. Veiene Lislefjøddstølen-Mjåvatn og Vatnedalevatn-Ormsvatn er bygd og eid av I/S Øvre Otra. De er stengt med bom og blir ikke brøytet om vinteren. Veien Botsvatn-Store Urarvatn er en anleggsvei som er bygd av selskapet I/S Øvre-Otra i forbindelse med utbyggingen av Store-Urar. Veien er ikke åpen for allmenn ferdsel, men den er ikke stengt med bom. Det foregår derfor en begrenset bruk av denne veien (Skåtan 1993a). Bykle kommune ønsker å holde veien åpen for allmenn ferdsel, siden den er en adkomstvei til Bykle statsallmenning. Uten denne veien er det ca. 5 timers gange inn til allmenningen. Veien blir brøytet inn til Skarjesvatn omkring 25. mai. Resten av veien blir ikke brøytet, og den er derfor stengt helt fram mot august. Veien går gjennom det viktigste kalvingsområdet for rein (Skåtan 1993a). Veien til Evardalen er nå en sidevei på veien Brokke-Suleskar. Den fører inn til et større hyttefelt, men er ikke brøytet om vinteren. Den er imidlertid mye brukt til snøscooter-kjøring. Veien opp til Rosskreppfjorden fra veien Brokke-Suleskar er eid av Sira-Kvina kraftselskap. Denne veien er åpen og mye brukt til å sette ut båter på fjorden. Veien Suleskar-Svartevatn-Dyngjavatn er bygd og eid av Sira-Kvina kraftselskap. Grunneierne har retter og holder veien stengt med bom. Den er heller ikke brøytet om vinteren. Veien Lyse-Nilsebu er eid og bygd av Lyse Kraft og stengt med bom. Veien Mosvatn-Sandsa er første del av veien inn til Storevassdammen og Førrevassdammen. Kommunen eier veien og holder den åpen for allmenn ferdsel. Veien Sansa-Storevassdammen-Førrevassdammen er bygd og eid av Statkraft. Kommunen har avtale med kraftselskapet, blant annet om at veien skal være åpen for allmenn ferdsel. Veien blir ryddet for snø ca. 15. juli. Den er i dag en hovedvei som utgangspunkt for fjellvandrere og for de som skal inn i Bykle statsallmenning og Njardarheim fra vest. Veien er også mye brukt som turvei med bil. Storevassdammen og Førrevassdammen er populære turistmål. Veien går nær vannmagasinene flere steder og er derfor mye brukt fram til båt plasser. Dette er blant annet veien inn til Blåsjø, der Steinsbuskaret er et særskilt kritisk punkt for villrein på trekk i nord-sør akse (Skåtan 1993a). Veien Jordebrekke-Holmavatnet er bygd og eid av Hydro-kraft. Den er stengt med bom ved Sandvatnet.

5.3 Båt-trafikk

Båter har vært benyttet til transport i SVR i svært lang tid (Skåtan 1993a). Et nytt kommunikasjonsnett er alle de store vannmagasinene som også har veier helt fram til demningene. Der disse veiene er åpne for allmenn ferdsel, vil dette i kombinasjon med båt på en enkel og rask måte føre mennesker inn til områder som ellers ville være vanskelige å nå. Det er særlig de tre store vannmagasinene Rosskreppfjorden, Blåsjø og Svartevassmagasinet som fører folk inn til sentrale deler av villreinens område (Skåtan 1993b). Bruken av Svartevassmagasinet er begrenset siden veien dit er stengt, mens det i Rosskreppfjorden og Blåsjø er mye trafikk. Generelt er det ingen restriksjoner på bruk av båt på sjøer over 2 km². På Otra gikk i tidligere tid rutebåtene Bjoren og Dølen ved hjelp av et slusesystem (Hagestad 1988). Bjoren har de siste 4 årene igjen gått i rute-trafikk og charter i sommersesongen på Byglandsfjorden.

5.4 Snøscooter-trafikk

I deler av heiområdet er trafikken med snøscooter til tider svært stor, og den foregår over store arealer (Tabell 5, Skåtan 1993b). Det blir fra enkelte kommuner rapportert om kjøring som er i strid med loven om motorisert ferdsel i utmark. Det er påvist at dette kan forstyrre reinen (Skåtan 1993b), og det har vært et tilfelle av kryptskyting av rein fra snøscooter i Sirdal tidlig på 1990-tallet (Tarald Myrum, pers. medd.). Det ble i 1992 gitt ca. 795 tillatelser til å bruke snøscooter i SVR (Skåtan 1993b), men tallene er i dag høyere (Tor Punsvik, pers. medd.). De fleste kjøringene i Suldal er knyttet til driften av kraftselskapene. I tillegg har de fleste gårdene i området Kvildal-Bråtveit egen scooter. Suldal fører en relativt lite restriktiv forvaltning av snøscooter-trafikken. Forsand fører derimot en svært restriktiv tildelingspolitikk når det gjelder kjøretillatelser. I Bykle blir

Tabell 5. Oversikt over antallet tillatelser til kjøring med snøscooter i SVR 1992 (etter Skåtan 1993b). Merk at tallene i dag er høyere (Tor Punsvik, pers. medd.).

Kommune	Antall tillatelser
Suldal	ca. 50
Hjelmeland	35
Forsand	ca. 10
Gjesdal	ca. 10
Bjerkreim	5
Sirdal	90
Kvinesdal	ca. 35
Hægebostad	ca. 100
Åseral	181
Bygland	35
Valle	224
Bykle	20

det gitt relativt få tillatelser til scooter-kjøring, tillatelsene er spesifisert på område, og mange av dem er knyttet til driften av kraftselskapene (Skåtan 1993b).

5.5 Fly og helikopter

I Kinsarvik/Nesflaten er det selskap som i all hovedsak driver med helikopterflyging, og dette firmaet har det meste av helikopterflygingene i området (Skåtan 1993b). Et flyselskap på Hovden er så godt som alene om å trafikere området. Firmaet oppgir at ferdselen i all hovedsak er knyttet til jaktseasonen og at aktivitetsnivået ellers er lavt. Da loven om motorisert ferdsel i utmark kom på 1970-tallet, sank flyaktiviteten i heiområdet med ca. 2/3. En må ha tillatelse fra hver enkelt kommune og grunneier for å få lande. Praksisen varierer mellom kommunene. Selskapet oppgir at det går greit å få tillatelse fra Åseral og Bykle, mens Sirdal er en restriktiv kommune (Skåtan 1993b).

6 Turisme, skogbruk og annen virksomhet i utmark

Turisme er i dag en svært viktig næringsvirksomhet i SVR (kap. 6.1). Av annen næringsvirksomhet er det viktig å nevne skogbruk, som har tildels stor lokal betydning (kap. 6.2). Det foregår og har foregått en god del vitenskapelige undersøkelser i SVR, men ofte hentes det her inn ekspertise fra eksterne institusjoner til å gjøre arbeidet (kap. 6.3). Militæret bruker også SVR i øvingsøyemed (kap. 6.4).

6.1 Turisme

På slutten av forrige århundre begynte den moderne turismen (kap. 6.1.1). Denne har vokst frem etterhvert som folk har fått bedre råd og tid, men også etterhvert som inngrep i heiområdene ga nye veier (kap. 5). Vi kan i dag skille mellom lett turisme i forbindelse med f.eks. fotturister som vandrer mellom hytter (kap. 6.1.2), tungturisme i forbindelse med høyfjellshoteller og større hyttekonsentrasjoner (kap. 6.1.3), og andre mer spesialiserte former for turisme (kap. 6.1.4).

6.1.1 De første turistene

De første turistene i SVR var byfolk som tok fjellveien fatt omkring 1850. «*Det var raklereisande byfolk, vandrane diktarar og studentar, og det var målarar og teiknarar som leite etter ubrukt natur og levande motiv*» (Egelandstal 1982). Den første fjellturismen var et klart overklassefenomen. I 1887-90 kom de første organiserte turistforeningene i Arendal, Kristiansand og Stavanger. Disse prøvde også å øke turist-tilstrømmingen fra utlandet, men lyktes bare i beskjeden grad. Først i 1885 kom det første amtskartet over området, og dette var også unøyaktig. Allerede på 1800-tallet var det støler der vandrere kunne kjøpe seg kost og losji (Garborg 1982), men ingen støler eller hytter lå inne i høyfjellet, så datidens tunge telt og soveposer av reinskinn gjorde bruken av kløvhester nesten påkrevd. Ryggsekker med meis kom først omkring 1930. Merking av ruter og bygging av hytter langs de viktigste fjellovergangene fikk derfor høy prioritet. Det ble også bygd broer og plassert ut båter slik at man lettere kunne komme

seg over vassdragene. Hyttene varierte fra små og enkle selvbetjeningshytter, til store hytter med betjening. I 1920-30 åra ble det vanlig å leie ut stølshus til påsketurister (Brandal & Tjeltveit 1998). Dette førte igjen til at stølene ble modernisert.

6.1.2 Hytter og lett turisme

Den generelle økningen i levestandarden utover i dette århundret, medførte en betydelig økning i turisttrafikken både i SVR (Egelandstal 1982) og andre fjellstrøk (Warren & Mysterud 1995a). Krigsårene 1940-45 ble et gjennombrudd for fjellvandringen. Delvis skyldtes dette at folk hadde liten mulighet til å reise utenlands, men utvilsomt også et behov for å oppleve den følelse av fred og frihet som fjellet gir. I dag er turene kortere og hyppigere enn før (Egelandstal 1982, se også Monsen 1992).

Hytter. Innenfor heiområdet er det i dag mange stølsanlegg og hytter i tilknytning til primærnæringene, foruten vanlige fritidshytter og turisthytter. I tillegg er det hytter knyttet til kraftanleggene, statsalmenningene og Njardarheim. Antall private hytter i SVR er beregnet til ca. 6000, et tall som gjelder for 11 av de 13 kommunene i villreinområdet, foruten Bjerkreim (Skåtan 1993b). Den samlede ferdselen i forbindelse med disse hyttene er svært vanskelig å fastslå. De sentrale delene av heiområdet har omtrent 60000 persondøgn knyttet til fot- og skiturister i forbindelse med turistforeninger, primærnæring og jakt og fiske. I tillegg kommer ferdsel i forbindelse med fritidsbosetting på 180000 persondøgn (Skåtan 1993b). DNT har 43 hytter i området (Skåtan 1993b) og Statskog har 28 hytter hvorav en del leies til overnatting av turister og jegere (Bay 1996).

DNTs hytter. DNTs hytter er eid og drevet av Kristiansand og Oppland Turistforening og Stavanger Turistforening. Hyttene og det merkede løypenettet mellom dem er i dag fordelt utover hele heiområdet (Fig. 10). I sommersesongen går det en sentral akse fra Haukeli i sør til Storsteinvatn og videre til Blåfjellenden. En annen akse går fra Stavskar til Lakkenstova. Vinterstid er den mest benyttede løypa fra

Haukeliseter til Hovdehytta. Men også de nevnte aksene for sommeren blir benyttet. I deler av Bykleheiene, området mellom Botsvann og Meien, er det ikke hytter eller løypenett. I området sør for Botsvann, Rjuven, er det ikke hytter, men det går en løype gjennom området. I 1997 var det totalt 44385 overnattingsdøgn på turistforeningens hytter (Tabell 6, Stavanger Turistforening 1997, Kristiansand og Opplands Turistforening 1998). Dette er sannsynligvis en svak nedgang sammenliknet med perioden 1975-81 hvor antallet var mellom 50-60000, men tallene ligger innenfor variasjonen i perioden fra 1982-1991 (Skåtan 1993a). Merk imidlertid at statistikken i Skåtan (1993a) ikke er direkte sammenlikningbar med den i Tabell 6, siden det er noen endringer i hvilke hytter som er inkludert (bl.a. siden Hovdehytta med over 4000 overnattinger er inkludert for 1975-1991, men ikke for 1997).

Statskogs hytter. Statskog Sør- og Vestlandet har 28 hytter, hvorav 21 ligger i Njardarheim (Bay 1996). De øvrige 7 ligger i skogsområder fra Drangedal i Telemark i øst til Bjerkreim i Rogaland i vest. Bare 15 av hyttene har god standard og sengeplass til 5-8 personer. De øvrige utleiehyttene er av enkel standard og i første rekke tiltenkt oppsynstjenesten. All drift på eiendommer som forvaltes av Statskog skal følge de lover og retningslinjer som Stortinget og styret for Statskog til enhver tid har vedtatt. Målet er at Statsskog skal drive hyttene sine etter markedsøkonomiske prinsipper, men driften av hyttene har lenge gått med et lite årlig tap. Hovedårsaken til dette er faste og variable kostnader knyttet til driften av høyfjellshyttene i Njardarheim (Bay 1996). Av 1629 utleiedøgn i 1998 (1344 i 1997) sto «påsketraffikk» for 3%, friluftsliv for 46%, reinsjakt for 32% og rypejakt for 18% (statistikk fra Statskog, Lars Arne Bay, pers. medd.). De regner med at det går ca. 1 årsverk fordelt på 2 personer til drift og vedlikehold av hyttene i Njardarheim. Statskog generelt mottar ca. 70-80000 kr. fra Direktoratet for naturforvaltning og ca. 1 million fra kraftselskapene (som kompensasjon) som går til drift av Njardarheim. Enkelte av hyttene leies ut gjennom DNT.

Fotturisme. Antall overnattinger på de ulike hytter om sommeren er vist i Tabell 6. Dette gir et bilde på antall mennesker som benytter de merkede løypene i de sentrale strøk av heiområdet. Det er vist at turgåerne i stor grad bruker merkede stier (Haughom 1994). Hytter som ligger nær vei vil i tillegg ha et betydelig antall dagsbesøk. For enkelte av hyttene

nær vei vil en stor del av belegget være bilturister som ikke benytter løypenettet. Dette gjelder særlig for Haukeliseter, Hovden og Ådneram. Hovedtyngden av fotturismen om sommeren foregår i juli og august. Det er over 150 overnattinger på de fleste av turistforeningens hytter. Det vil si at det daglig går gjennomsnittlig mer enn 2 personer mellom hyttene (Skåtan 1993a).

Skiturisme. Antall overnattinger på de ulike hyttene om vinteren er vist i Tabell 6. For enkelte hytter gjelder det samme som er nevnt for fotturismen i sommersesongen. Vintersesongen er stort sett begrenset til påsken, med noe trafikk også i vinterferien. Det vil si at tidspunktet for når hovedtrafikken av personer finner sted langs løypenettet bestemmes av når påsken inntreffer. Langs de nevnte hovedaksene blir det vinterkvistet. Et flertall av hyttene har mellom 50 og 150 overnattinger i vintersesongen. Dette vil si at det i de to ukene det her er snakk om er gjennomsnittlig over 10 personer som ferdes mellom hyttene daglig. I tillegg til dette kommer bruken av løypenettet i nærheten av turistsentra, hvor det finnes både kvistete og oppkjørte løyper. Denne aktiviteten er svært stor i den samme perioden. Særlig gjelder dette øverst i Sirdal (Ådneram) og øverst i Setesdal (Hovden) (kap. 6.1.3). Av større skirenn kan en nevne «Sesilåmi» fra Brokke til Sinnes siste helgen før palmesøndag med omtrent 1000 deltakere, og et renn ved Rosskrepp som ble dannet av Sirdal IL i forbindelse med åpningen av veien Brokke-Suleskar (Skåtan 1993b).

6.1.3 Høyfjellshoteller og tung turisme

Tung turisme defineres som flere turisthoteller gjerne med hyttekonsentrasjoner samlet på et sted (NOU 1974). I SVR finner vi tungturisme i Bykle (Hovden) og i Sirdal (Ådneram). Hovden er det største turist-senteret med flere store hoteller og hundrevis av privathytter (Bay 1994). Store hoteller er blant annet Quality Hovden Høyfjellshotell med 170 senger (<http://www.tellus.no/telemark/kurs/qhh.html>), Best Western Hovden med 80 senger (<http://www.tellus.no/telemark/kurs/bwhhh.html>) og Hovden Alpin Appartements med plass til 80-100 mennesker (<http://www.hovden.no/>). På internett presenteres også oppdaterte oversikter over vær og føreforhold på Hovden (<http://www.skiinfo.no/hovden/vaer.html>).

I sørvest er Sirdal og Frafjordheiene det store turist-senteret med flere hoteller og hundrevis av privathytter, mens Suldal og Hjelmeland er de største

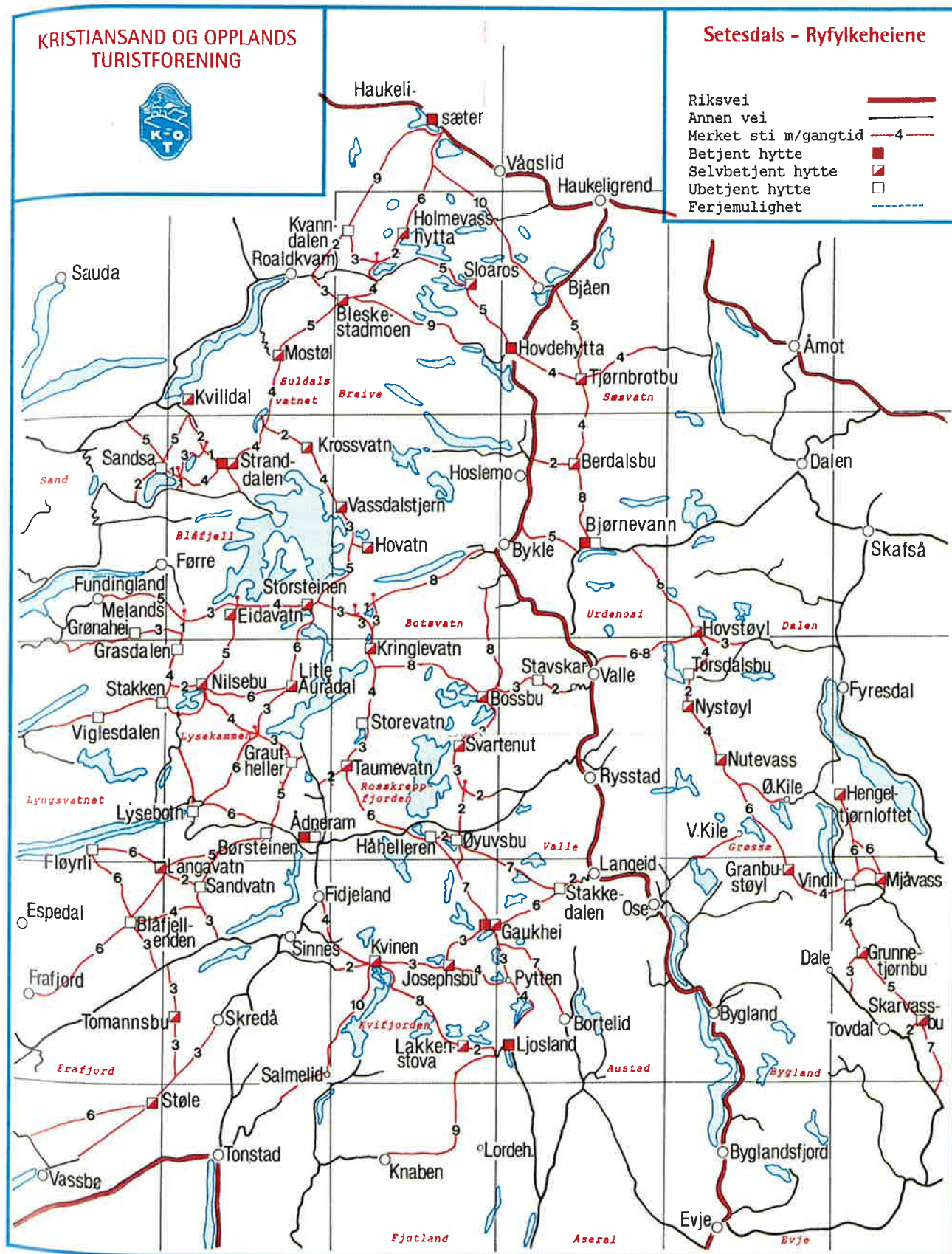


Fig. 10. Kartskisse med merkede turløyper og turisthytter i SVR (utarbeidet av Kristiansand og Oppland Turistforening). Områdene øst for veien mellom Evje og Haukeligrend tilhører Setesdal Austhei.

Tabell 6. En oversikt over turistforeningenes hytter i SVR og antall overnattingsdøgn i 1997 (data fra Stavanger Turistforening 1997, Kristiansand og Oppland Turistforening 1998). Noen av hyttene eies av Stat-skog, men leies ut gjennom turistforeningene (STF=Stavanger Turistforening; KOT=Kristiansand og Oppland Turistforening). Hovdehytta og de private hyttene Kvinen, Ljosland fjellstove eller Lysebotn er ikke tatt med.

Hytte	Overnattingsdøgn			Forening
	Vinter	Sommer	Totalt	
Bleskestadmoen	146	296	442	STF
Blåfjellenden	71	1169	1240	STF
Bossbu	248	701	949	KOT
Børsteinen	106	284	390	STF
Eidavatn	11	215	226	STF
Fløyrlø	40	166	206	STF
Gaukhei	375	1013	1388	KOT
Grasdalen	14	264	278	STF
Grautheller	157	160	317	STF
Haukeliseter	4220	6190	10410	STF
Holmevasshytta	312	386	698	STF
Hovatn	67	181	248	STF
Håheller	80	213	293	KOT
Josephsbu	275	347	622	KOT
Kringlevatn	111	334	445	STF
Krossvatn	163	380	543	STF
Kvanndal	6	124	130	STF
Kvilldal	5	135	140	STF
Lakkenstova	536	572	1108	KOT
Langavatn	175	784	959	STF
Litle Aurådal	126	316	442	STF
Melands Grønahei	27	437	464	STF
Mostøl	64	350	414	STF
Nilsebu	63	799	862	STF
Sandsa	148	1033	1181	STF
Sandvatn	309	1150	1459	STF
Sloaros	422	513	935	KOT
Stakken	26	929	955	STF
Stakkedalen	76	225	301	KOT
Stavskar	98	251	349	KOT
Storsteinen	162	355	517	STF
Storevatn	177	425	602	STF
Stranddalen	246	1309	1555	STF
Støle	103	542	645	STF
Svartenut	88	770	858	KOT
Taumevatn	533	499	1032	STF
Tomannsbu	182	1166	1348	STF
Vassdalstjørn	171	108	279	STF
Viglesdalshytta	194	1634	1828	STF
Øyuvsbu	215	1237	1452	KOT
Ådneram	3010	2865	5875	STF
Totalt	13558	30827	44385	

hyttekommunene i Ryfylke (Bay 1994). Av større hoteller kan nevnes Sirdal Høyfjellshotell 1.5 timers kjøring fra Stavanger med 65 rom og 20 leiligheter (http://stavanger-aftenblad.no/annonser/hotell_og_overnatting/sirdal_hoyfjellshotell.html).

6.1.4 Andre turistaktiviteter

Det har også vært forsøk på å skape kultur-turisme i Setesdal (Rognli 1998), og en rekke forsøk med ulike former for gårdsturisme (oppsummert i Mauland 1993). Firmaet Troll Mountain A/S driver Setesdal Rafting & Aktivitetssenter plassert ved Otras bredd i

Evje (<http://hotell.nextel.no/troll-mountain/>). De driver med guiding på aktiviteter fra rafting (flere typer), kajakk- og kanoturer, fjell-sykling, fjell-klating, skiturer, volleyball, tennis, fotball, bueskyting, ridning, vannski, vindsurfing, fiskeing m.m. De guider også turister for å se elg og bever i Evje og Hornnes kommune. En del av aktiviteten om vinteren foregår innenfor SVR. De arrangerer telemark-kurs og vandre-turer på ski fra hytte til hytte i Åseral, Sirdal og Bygland for det meste med engelske turister. I perioden januar til april 1998 benyttet 6 grupper med totalt 68 personer fra England med 4 overnattinger hver

Tabell 7. Areal av dyrket mark, produktiv skogsmark, annet landareal og ferskvann i SVR (etter Mauland 1993).

Kommune	Dyrket mark		Produktiv skogsmark		Annet landareal		Totalt land areal	Areal ferskvann
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	km ²
Bykle	3.0	0.2	58	3.7	1490	96.1	1551	106
Valle	9.6	0.7	82	6.4	1197	92.9	1289	119
Bygland	8.1	0.6	220	16.5	1103	82.9	1331	124
Åseral	6.3	0.7	137	15.4	745	83.9	888	55
Hægebostad	11.0	2.4	162	35.1	288	62.5	461	36
Kvinesdal	22.0	2.3	350	36.7	598	61.6	970	54
Sirdal	10.1	0.7	82	5.5	1388	93.8	1480	100
Gjesdal	32.0	5.3	20	3.3	557	91.5	609	48
Forsand	8.0	1.0	35	4.5	730	94.4	773	61
Hjelmeland	24.0	2.2	160	14.7	908	83.2	1092	84
Suldal	22.0	1.3	295	17.2	1396	81.5	1713	55
Sum	156.1	1.3	1601	13.2	10400	85.5	12157	844
Agder/Rogaland	1029	4	6099	23.8	18505	81.5	25633	

Tabell 8. Produktivt skogareal, balansekvantum og uttak av tømmer i SVR 1992 (etter Mauland 1993).

Kommune	Produktivt skogareal (1000 m ³)	Balansekvantum (1000 m ³)	Avvirket kvantum (1000 m ³)	% avvirket av balansekvantum
Bykle	58	7	5.0	71
Valle	82	17	12.4	73
Bygland	220	52	30.0	58
Åseral	137	19	8.6	45
Hægebostad	162	22	6.8	31
Kvinesdal	350	45	5.8	13
Sirdal	82	11	4.2	38
Gjesdal	20	2	1.0	50
Bjerkreim	40	5	1.0	20
Forsand	35	6	1.0	17
Hjelmeland	160	30	10.0	33
Suldal	295	50	15.0	30
Sum	1641	266	100.8	38

dette tilbudet (Gjertrud Forgard, pers. medd.). Valle er forøvrig et yndet klatremål for klatrere fra hele Østlandsområdet. I Sirdal har Sirdals Ferie og Odd Kvinen bygd et betydelig tilbud til turister både om vinteren (hundekjøring/snøscooter) og sommeren (rideleir m.m.) (Tor Punsvik, pers. medd.). Dette er en næring i vekst, og vår oversikt er ikke fullstendig.

6.2 Skogbruk

Enkelte kommuner i SVR har et relativt betydelig areal med produktiv skog (Tabell 7), og skogbruk har lokalt lenge vært en tildels viktig utmarksnæring. Gamle rester av demninger merket med årstall, kan tyde på at det så tidlig som på 1600-tallet foregikk skogsdrift og tømmerfløtning helt opp i Bykle (Hagestad 1988). Store elver som Otra og Tovdalselva ble brukt til fløting (Hagestad 1988). Fra 1829 kom fløtningen inn i organiserte former. Over Byglandsfjorden og Kilefjorden brukte fellesfløtningen store slepebåter til å trekke ringbommer med tømmer nedover i vassdraget, blant annet til Byglandsfjord Dampsag & Høvleri. Vanndrevne sager ble alminnelig i Norden allerede fra ca. 1500. Fra ca. 1750 ble det tatt i bruk flerbladete oppgangssager med tynne, valsede blad. Ett hundre år seinere kom sirkelsagene (Hagestad 1988). Fløtningen tok slutt av flere grunner. Avvirkningen og tømmervolumet gikk i en periode ned, og det ble vanskelig å oppnå lønnsomhet. Tidsaspektet og usikkerheten med vannstanden under fløtingen gjorde frakt med lastebil mer lønnsomt. I tillegg ble vannet lagt i rør i forbindelse med utbyggingen i Øvre Otra (Hagestad 1988).

I 1993 ble det avvirket 266000 m³ virke i SVR (Tabell 8). Det kan også nevnes at i Bygland ligger Statens Skogsskole Bygland (SSB) med plass til 24 elever (Halvorsen & Åsland 1988). SSB er den eneste skolen som gir videregående skogbrukerutdanning i Agder-Telemark-regionen, og den ble i 1988 antatt å gi sysselsetting til 15 personer. SSB blir sett på som en viktig inspirasjons og motivasjonskilde for skogbruksnæringa i området med blant annet kurs og skogdager. SSB disponerer 25000 da utmarksareal (<http://skole.destination.no/byglandvgs/>).

6.3 Forskning og vitenskapelig aktivitet

Det har vært gjort mye både naturvitenskapelig og samfunnsvitenskapelig forskning i SVR. Mye av registreringen av kulturminner, forskning på fiskebestander og kartlegging av botanikk, har vært utført i forbindelse med kraftutbygginger, særlig neddemninger. Det vil føre for langt å summere opp alle disse forskningsprosjektene her, men enkelte nylig gjennomførte undersøkelser er av særlig relevans for de emnene denne utredningen tar opp, og skal nevnes spesielt. Når det gjelder studier av sauens beiteøkologi, har det blitt gjennomført to prosjekter i det såkalte utmarksprogrammet under Norges Forskningsråd (NFR 1995, 1998). Det ene er et samarbeidsprosjekt mellom førsteamanuensis Øystein Holand, Institutt for husdyrfag og forsker Stein Moe, Institutt for biologi og naturforvaltning, Landbruks-høgskolen på Ås, og forsker Eigil Reimers og stipendiat Jonathan E. Colman ved Biologisk institutt ved Universitetet i Oslo (Holand 1998, Reimers & Colman 1998a,b). Studiene har i stor grad fokusert på atferden til sau og villrein, men også en del vegetasjonsstudier er utført. Det andre prosjektet har foregått ved Universitetet i Bergen under ledelse av professor Göran Högstedt og forsker Tarald Seldal. Dette prosjektet har lagt betydelig vekt på studier av vegetasjon (Högstedt & Seldal 1998). Elementer fra disse studiene vil bli presentert og diskutert seinere i utredningen (kap. 9, 10 & 11).

6.4 Militære aktiviteter

Forsvaret benytter SVR i forbindelse med øvelser, uten at virksomheten er nøyere kartlagt. Forsvaret har siden begynnelsen av 1970-årene ønsket seg et skytefelt i denne landsdelen. Flere områder har vært diskutert. Det har bl.a. vært foreslått et 135 km² stort område rundt Gyvatn, på vestsiden av Byglandsfjord (Hallandvik 1982b), men dette ble aldri realisert. I Verneplanforslaget av 1995 står det spesifisert at vernereglene ikke er til hinder for motorferdsel og annen ferdsel i gjennomføringen av militær operativ virksomhet (kap. 14.3.1).

7 Kraftutbygging og industri

Det finnes knapt et fjellområde i Norge som har forsynt landet med så mye elektrisitet som SVR (Hallandvik 1982b). SVR har både mye nedbør og store fallhøyder over korte avstander, særlig på vestsiden. Også i eldre tid har det vært en viss industriaktivitet i SVR med jernproduksjon og mineralutvinning (kap. 7.1), men det var først med den tidlige fossekraften at vi virkelig kan snakke om industri i SVR (kap. 7.2). I dag er 81% av vannkraftpotensialet utnyttet, og bare ca. 8% er varig vernet mot kraftutbygging. Det mest iøynefallende resultat av utbyggingene er vannmagasiner som Blåsjø, Svartevassmagasinet, Botsvatn, Vatnedalsvatnet, Rosskreppfjorden og Holmevatn (kap. 7.3). Utbyggingen har ført med seg anlegg av store kraftgater (kap. 7.4) og veier inn i området (kap. 5.2). Inngrepene er oppsummert i Figur 11.

7.1 Jernvinne og mineralutvinning

Utvinning av myrmalm for jernproduksjon, såkalt «jernvinne», har vært viktig over store deler av landet. Denne formen for utvinning krevde store mengder med bjørkeved. Jernalderen tok til ca. 500 f. Kr. I den første tiden ble jernet enten innført fra utlandet eller utvunnet langs kysten. Fra ca. 800-1400 var Hovdenområdet en viktig leverandør av jern til hele Sør-Norge (Sunde *et al.* 1995). Det har vært grundige studier av kullgroper i forbindelse med jernvinne øverst i Setesdalen, i området mellom Bykle og Hovden (Bloch-Nakkerud 1987). Det er registrert vel 500 kullgroper oppunder skoggrensene. De forekommer sammen med fornminner av typen jernvinneplasser og blestertufter og ligger både i Bykle, men også over på Vinje-siden i Telemark. Hovden Jernvinne-museum har konsentrert seg om denne historikken. En del av Hovden-området er fredet som henholdsvis Vidmyr myrreservat og Hovden landskapsvernområde (kap. 14, Sunde *et al.* 1995). Det er også funnet kullmiler og andre spor etter jernvinne i Stråpa-Sandsa, Vassølsvatnet og ved Sandvatnet i Suldal.

Nær Breive-Storheller i Dyreheia, nordvest for Hovden, finnes det rester etter en molybden-gruve som ble drevet periodevis mellom 1910-1919. Alle de

andre molybden-gruvene lå i Knabeheiene (Sunde *et al.* 1995). Skjerpene er fra 1700-tallet og gruvene ble drevet periodevis i årene 1885-1973. Gruvene i Knabeheiene ble bombet i april og november 1943. På denne tid arbeidet ca. 1000 personer i gruvene (Frøstrup & Vigerstøl 1994). Det har også vært noen få andre gruver og skjerp etter molybdenglans og etter kobber i SVR (Fig. 3).

7.2 Den første fossekraften

For drøyt hundre år siden startet utviklingen som har ført til dagens bruk av vannkraft. I den første perioden var det snakk om fossekraft, blant annet siden teknologien ikke var kommet særlig langt (Hallandvik 1982b). Alt ved århundredskiftet hadde omkring 1/10 av norske hjem fått elektrisk belysning. Rundt omkring i landet begynte spekulanter, ofte med utenlandsk kapital, å kjøpe opp fallrettigheter før lokale grunneiere var klar over verdiene de satt på. I 1906-07 fikk vi lovverk som bl.a. regulerte oppkjøp ved konsesjon, men dette gjaldt ikke for stat og kommune. Dette senket utbyggingstakten, og gjorde at man ikke rakk å regulere heiene i noe stort omfang i den første store utbyggingsperioden fram til 1920-årene. Etterhvert som behovet økte, ble det nødvendig med magasiner slik at vannmengden kunne reguleres. Det er magasinene som arealmessig utgjør de største inngrepene i SVR (Fig. 11). Under den annen verdenskrig økte forbruket av energi i Norge uten at det ble bygd nye kraftverk. Stikkordene i etterkrigstiden ble gjenreisning og forsyning. Det politiske klimaskiftet gjorde det mulig for det offentlige å sette igang en storstilt utbygging uten hensyn til verneinteresser. For hver fireårsperiode fram til 1965 skulle produksjonen av elektrisk energi økes med 30-40%. Planene ble mer enn oppfylt (Hallandvik 1982b), og dagens SVR er sterkt preget av utbyggingene (kap. 7.3).

7.3 Dagens vassdragsreguleringer og vannmagasiner

I dag er 81% av vannkraftpotensialet utnyttet, og bare

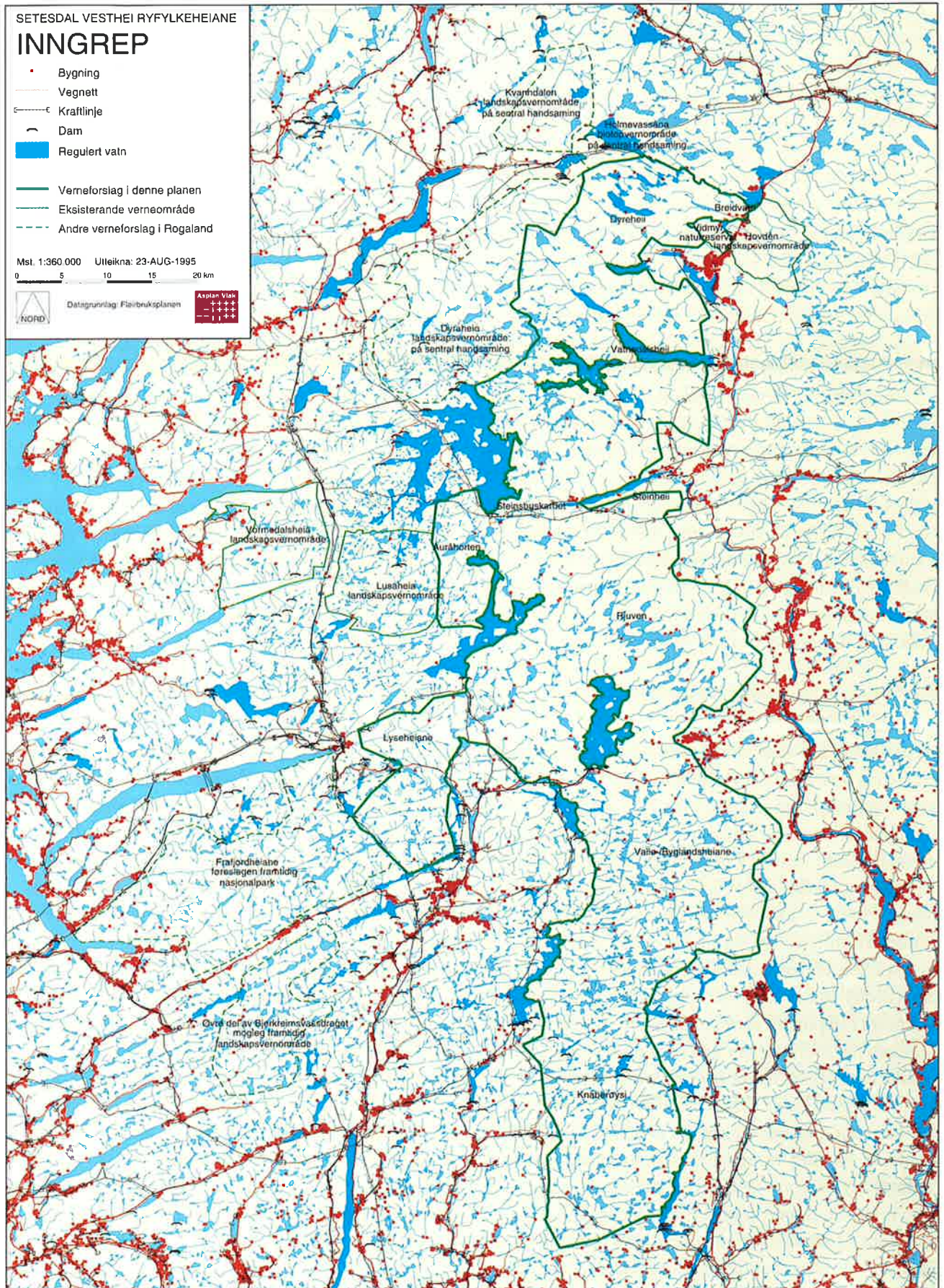


Fig. 11. En oversikt over inngrep i sentrale heiområder i SVR (etter Sunde *et al.* 1995). Verneforslaget refererer til Verneplanforslaget av 1995 (Sunde *et al.* 1995, kap. 14.3.1).

ca. 8% er varig vernet mot kraftutbygging. Detaljer om hva denne delen av heienes historie betyr i kraftsammenheng er samlet i Flerbruksplanen, Prosjekt Energi (Hettervik 1993). Mil etter mil med bilveier ble anlagt i det som tidligere var relativt uberørte områder (kap. 5.2). Der det før var en masse småvann, er det nå kommet store innsjøer. Hytter er lagt under vann, og det eldgamle stisystemet ble oppstykket og avskåret. I sammenheng med beiting og viltinteresser har utbyggingene vært konfliktfylte, særlig av hensyn til villreinen, idet gamle trekkveier er kuttet og store beiteområder neddemmet. Også store arealer med beiteområder for sau har blitt borte for alltid, selv om veibyggingen har ført til større utnyttelse av tidligere mer utilgjengelige områder. *Områdene som er demt ned var i utgangspunktet områder med godt beite, særlig tidlig sommerbeite* (Holand *et al.* 1999). Enkelte viktige hekkeområder for ryper ble også lagt under vann (Frøstrup & Vigerstøl 1994). I gjennomgangen av de ulike vassdragsreguleringene i Sira-Kvina (kap. 7.3.1), Ulla-Førre (kap. 7.3.2), Otra (kap. 7.3.3), Mandalsvassdraget (kap. 7.3.4) og en del andre utbygginger (kap. 7.3.5), har vi derfor lagt størst vekt på en oversikt av omfanget på vannmagasinene (se Fig. 11).

7.3.1 Sira-Kvina

Sira og Kvina ble den største utbyggingen i hele Norge (5.9 TWh i midlere årsproduksjon). I Siravassdraget er det Svartevannsmagasinet (31.5 km²) som er det største vannmagasinet (Sunde *et al.* 1995). Dette magasinet skjærer seg inn i området mellom Rjuven og Auråhorten. Det lange vannmagasinet Valevatn/Gravann (14.6 km²) danner grensen mot Lyseheiene.

I Kvinavassdraget er Rosskreppfjorden (29.7 km²) det største vannmagasinet, og det går nesten helt inn til kjernen av Rjuven. To andre dominerende magasiner i dette vassdraget er Øyarvatnet (8.8 km²) og Kvifjorden (15.6 km²). Vestgrensen for det foreslåtte verneområdet i Valle-Byglandsheiene og Knaberøysi går langs disse magasinene. Eivindvatn er et mindre vannmagasin som ligger inne i Knaberøysi (Sunde *et al.* 1995).

7.3.2 Ulla-Førre

Hovedmagasinet i Ulla-Førre utbyggingen, Blåsjø, er med en overflate på 82 km² Norges 7. største innsjø. Denne kunstige innsjøen er arealmessig det største enkeltinngrepet i SVR, og danner i dag avgrens-

ningen for Dyreheia i sørvest. Det meste av sjøbunnen har ikke ligget under vann tidligere. Blåsjø har lagringskapasitetet til 2-3 års nedbør (Hallandvik 1982b). Den smale passasjen for dyr og folk ved Steinsbuskardet oppsto som en følge av oppdemningen av Blåsjø. Steinsbuskardet ligger sørøst for magasinet ved Storevassdammen (Sunde *et al.* 1995).

7.3.3 Otra

Otra er det største vassdraget i det sørlige Norge og deler SVR fra Austheiene. Vannene som utgjør Otras kilder var de første som ble regulert. Fra århundreskiftet til i dag har det vært mer eller mindre sammenhengende anleggsvirksomhet i Otra. I år 1900 gikk tre industriselskaper sammen og dannet Otteraens Brugseierforening. Det begynte med reguleringstiltak i selve Otras hovedløp i 1911, bl.a. i Byglandsfjord. Mellom 1912-1921 ble en rekke vann oppdemt, bl.a. Vatnedalsvatn og Botsvatn (Hallandvik 1982b). I begynnelsen av 60-årene tok man på nytt fatt på reguleringen av øvre del. Planen om en 70 m høy dam ved Bykil ville ha resultert i at 24 bruk ble neddemt, og en protest-storm stoppet planene. I stedet ble det foretatt en rekke reguleringer inne på heiene i Otras øvre nedslagsfelt. Vatnedalen har etter en tredje utbygging fått en reguleringshøyde på 130 m. Ved byggingen av den nye dammen ved Botsvatn ble en rekke gårder neddemt (Hallandvik 1982b).

I Bykle kommune er de fleste vassdrag som renner ut i Otra i dag påvirket av utbygging (Sunde *et al.* 1995). Størrelsen på de mange vannmagasinene varierer fra 3-7 km². De største som ligger innenfor det planlagte verneområdet (Sunde *et al.* 1995), er Store Urar, Vatnedalsvatnet, Ormsavatnet og Store Førsvatn. Alle disse ligger i eller opptil Vatnedalsheii. Det har lenge ligget inne en konsesjon om å heve Store-Urar med 13 m. Utbyggingen av dette foreløpig siste trinnet ble avsluttet i 1998, men det gjenstår å fylle magasinet. Vannmagasinene Lislevatn og Breidvatn danner avgrensning sør og nord for Breidvatn. Helt nord i Dyreheia ligger det flere mindre vannmagasiner mellom Sloaros, Langevatn og Skyvatn. I dette området ligger også vannmagasinet Skyvatn på 5.8 km² (Sunde *et al.* 1995).

7.3.4 Mandalsvassdraget

Vest for Otra ligger Mandalselva. Den deler seg i to idet den strekker seg nordover mot Setesdalsheiene. Vest-Agder fylke opprettet 1919 et eget selskap for å

bygge ut Skjerka, noe som ble en realitet i 1932. Vest-Agder Energiverk (VAE) eies i dag i fellesskap av alle kommunene i Vest-Agder. Dermed var det første store skritt tatt oppover i Vest-Agder-delen av SVR (Hallandvik 1982b). Sammenliknet med vannmagasinene ellers i området er magasinene til dette kraftverket relativt små, med unntak av Nåvatn. Nåvatn er smalt og langt (16 km) og derfor et dominerende magasin i landskapet i sørøst. Vannmagasinene Kvernevatt, Stikil og Nåvatn ligger på grensen av Knaberøysi i øst. Storevatn er et vannmagasin i dette vassdraget som ligger inne i Knaberøysi. Det foreligger planer om ytterligere utnyttning av vannkraften i Skjerka. Disse planene går i hovedsak ut på å heve de eksisterende magasinene (Sunde *et al.* 1995).

7.3.5 Andre utbygginger

Utbyggingene av Lyse, der konsesjon ble gitt i 1948 og utbyggingen foregikk i tre trinn fram til 1975, samt Tjoddan-fallene på Lysebotns sørside, har ikke påført like store tap av beitearealer. En del utbygginger gikk ikke igjennom, som for eksempel planen om å føre alle vassdragene østfra helt til Otra, ned til Lyse. *Røldal-Suldal-utbyggingen* i den nordvestre delen av SVR førte til en del reguleringer i 60 årene. Helt i nord renner vannet mot *Tokke-vassdraget*, og også her ble det gjort inngrep.

7.4 Kraftlinjer

Ved siden av de store vannmagasinene, er det kraftledningene som er de mest iøynefallende vitnesbyrd om vassdragsutbyggingene. En kraftlinje går helt øst i Vatnedalsheii. To kraftlinjer går gjennom Steinbuskardet, danner nordgrense for Rjuven, og videre gjennom Steinheii. På grensen mellom Lyseheiene og Rjuven går det en kraftlinje, det går også en linje helt sør i Lyseheiene. Det går to linjer i Knaberøysi, den sørligste på 22 kV fra Knaben til Skjerka ble lagt ned i 1995-96.

Direktør Erling Diesen i NVE meldte 16. januar 1999 at det er vedtatt å bygge en 102 km kraftgate gjennom Setesdal (Altmann 1999). Traseen vil stedvis bli mer enn 40 m bred og med opptil 44 m høye master. Dette vil berøre kommunene Bygland, Valle og Bykle i SVR. Utbyggingen er et ledd i å forsterke høyspentnettet i Sør-Norge, men den er også en del av den fremtidige kraftutvekslingen med Kontinentet. Utbyggerne (Statnett) er pålagt avbøtende tiltak på mellom 50-70 millioner kroner for å ta hensyn til villrein og andre naturvern-interesser. Vedtaket har likevel vakt stor motstand på lokalt hold (Altmann 1999). Det er også vedtatt å bygge en parallell linje på vestsida av heiene fra Lista (Farsund) gjennom Feda og Tonstad til Kvilldal i Suldal. Det er ikke avklart om traseen skal gå ut Feda-fjorden eller over land (Arne Rian, pers. medd.).

DEL III - ØKOLOGI I BEITEOMRÅDER

Vi har i del II dokumentert den omfattende utnyttelsen det har vært av SVR i historisk tid og fram til nå, der beiting av husdyr i utmark kommer inn som en viktig del (kap. 4). Tross dette faktum, eksisterer det ingen gjennomgang av hva man vet om økologiske effekter av å slippe husdyr i utmark på andre beitedyr, vegetasjon og annen fauna hverken i SVR eller nasjonalt. I denne delen skal vi derfor oppsummere noe av den enorme mengden kunnskap som finnes om interaksjoner mellom store beitedyr, i hovedsak drøvtyggere (kap. 9), og de effekter disse har på vegetasjon (kap. 10), på mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr (kap. 11) i både den nasjonale og internasjonale faglitteraturen. Store beitedyr vil være synonymt med både partåede (Artiodactyla, også kalt klauvdyr, deriblant drøvtyggerne) og upartåede hovdyr (Perissodactyla).

I kapitlet om interaksjoner mellom store beitedyr (kap. 9) har vi fokusert på *kortsiktige* effekter, i hovedsak innenfor en beitesesong. I kapitlet om effekter av beiting på vegetasjon (kap. 10), fokuserer vi på mer *langsiktige* effekter av beiting, i hovedsak effekter som er resultater av års beiting. Det er helt klart at eventuelle langsiktige effekter på vegetasjon, som effekter på plantenes morfologi (kap. 10.1), vegetasjons-sammensetning (kap. 10.2), mangfold (kap. 10.3) og omsetning av næringsstoffer i jorda (kap. 10.5), i neste omgang vil påvirke beitedyra. Det er også innforstått at mange av de kortsiktige interaksjonene mellom beitedyr, som en eventuell utnyttel-

ses-konkurranse om beite (kap. 9.6), skjer gjennom kortsiktige effekter på vegetasjon gjennom fjerning av biomasse. Vi har lagt stor vekt på å utvikle en generell modell for effekter av beiting. Vi vil likevel vie problematikken rundt effekter av sauebeiting størst plass, siden dette er den mest aktuelle problemstillingen i SVR.

Vår grunnfilosofi er at forvaltningen av utmarksressurser er for viktig til at beslutningene kan tas basert på spekulasjoner (Warren & Mysterud 1995a). I situasjoner der det er fare for akutt «skade» vil det være aktuelt å være «føre var». Før vi har kunnskap må politikere bestemme hvem tvilen skal komme til gode; sauen eller hensynet til andre interesser. Vi mener imidlertid at forvaltningen bør streve mot det mål at alle viktige prinsipper for forvaltningen er vitenskapelig fundamentert. Hvis forvaltningen skal være basert på kunnskap, innebærer dette også at en må kunne vurdere hvor godt det nåværende kunnskapsgrunnlaget er. At en ting er «vist vitenskapelig» kan innebære så mangt! Problemstillinger om eventuell konkurranse eller annen interaksjon mellom beitedyr og effekter på vegetasjon er svært vanskelige områder å studere. Vi har derfor sett behovet for å starte med en *kort* gjennomgang av *noen viktige prinsipper* for den vitenskapelige metoden (kap. 8). På den måten kan vi bedre begrunne vår evaluering av de studier som er gjort, vurdere de som for tiden er igang eller planlagt, og peke på hva slags forsøk som bør gjøres videre.

8 Den vitenskapelige metoden

Utgangspunktet for økologisk forskning vil alltid være mer eller mindre realistiske hypoteser (kap. 8.1), dvs. spørsmål som vi søker klarlagt. Fra hypotesene kan det utledes *forutsigelser* (prediksjoner) som kan testes gjennom undersøkelser. Hypotesene bygger imidlertid nesten alltid på at visse *antagelser* eller forutsetninger må være oppfylt. Den *logiske strukturen* som beskriver sammenhengen mellom antagelsene og hovedhypotesen blir ofte kalt en *modell*. Testing av en gitt hypotese kan derfor enten skje ved at vi tester forutsigelser fra hypotesen, antagelsene eller den logiske strukturen (kap. 8.1). I enkelte tilfeller har man i utgangspunktet ikke noen kjent hypotese man vil teste, men man vil gjennom studiet forsøke å komme fram til nye hypoteser.

Hvilke konklusjoner vi kan trekke fra et gitt studium, vil også avhenge av hva slags type test eller studium som er utført. Grovt sett kan man skille mellom to framgangsmåter, *korrelasjonsstudier* (kap. 8.2) og *eksperimenter* (kap. 8.3). Et korrelasjonsstudium ser på hvordan to faktorer samvarierer. Fordelene med korrelasjonsstudier er at de ofte er relativt lette å gjennomføre på en realistisk skala i tid og rom og under realistiske betingelser (felt). Ulempen er at det ikke er mulig å trekke sikre konklusjoner om årsakssammenheng, dvs. at to faktorer som samvarierer ikke trenger å ha noe med hverandre å gjøre. Et eksperiment kjennetegnes ved at det har en behandling og en kontroll, at behandlingen gis tilfeldig og at det skjer gjentak (replikasjon) av forsøket (kap. 8.3). Fordelene med eksperimenter er at de kan si noe om årsakssammenhenger. For å klare og gjennomføre et eksperiment, må man likevel gjøre en del forenklinger, ofte ved at man skalerer ting ned i tid og rom. Dette medfører den ulempen at vi ikke vet hvor langt resultatene kan ekstrapoleres (overføres til andre situasjoner), siden eksperimentene ofte foregår på en liten romlig skala over kort tid eller under «kunstige» betingelser. Vi framhever at ekstrapolasjon om mekanismer er viktig i økologi, men at graden av ekstrapolasjon er en subjektiv vurdering (kap. 8.3.1).

Det er viktig å understreke at forskning er en *pro-*

sess. Både detaljerte korrelasjonsstudier og småskala eksperimenter kan gi forvaltningen verdifull informasjon, bl.a. for å *sannsynliggjøre* hvilke mekanismer som kan være involvert. Vi vil derfor understreke at vårt mål ikke er å kritisere de studier som er gjort, men derimot å forsøke og forklare hva de enkelte studier faktisk har vist. Informasjonen fra et gitt studium er langt mer verdifull i det øyeblikk vi ikke bare kan vurdere hvilke konklusjoner vi kan trekke fra et gitt studium, men når vi vet *hvilke konklusjoner vi ikke kan trekke*. Videre kan både korrelasjonsstudier og eksperimenter stille strenge krav til måten undersøkelsene gjennomføres på (hvordan vi samler data), det som ofte kalles *studie-design* (se kap. 10.11). Det innsamlede materialet skal videre analyseres, i dag skjer dette i stor grad ved *statistisk modellering*. Basert på analysene trekker vi så våre konklusjoner. Vår gjennomgang representerer kun en liten «smaksprøve» av et stort og omfattende felt. For en grundigere innføring i økologisk metodikk, anbefales kurskompendiet utarbeidet av Ims og Yoccoz (1997), der mye av det nedenstående er hentet fra.

8.1 Hypotese-testing: forutsigelser, antagelser og logisk struktur

Utgangspunktet for nesten all økologisk forskning er hypoteser. Vi har et problem vi vil ha svar på, og gjerne en formening om hvordan ting henger sammen. Et viktig vitenskapelig kriterium er at en hypotese må framsettes på en slik måte at det er mulig å forkaste den, det vil si at den må være «testbar». Hypoteser kan være av typen «Sauen påvirker reinsdyr-bestanden i negativ retning». Fra denne hypotesen kan en utlede forutsigelser (prediksjoner) som kan testes, f.eks. «vi forventer å finne færre reinsdyr der det er mye sau». Selv om en hypotese på denne formen kan være det vi faktisk vil ha svar på, vil en forsker alltid prøve å stille en hypotese om hvilke mulige *mekanismer* som kan *forklare hvorfor* det eventuelt er en negativ påvirkning av sau på reinsbestanden. Hvordan henger ting sammen? En hypotese om mekanismer vil normalt komme fra den teori som

er tilgjengelig innenfor det aktuelle (eller nært relaterte) fagfeltet, eller forskeren kan i blant velge å stille en helt ny hypotese. Hypoteser der mekanismer er involvert bygger nesten alltid på antagelser eller forutsetninger som i seg selv ofte er hypoteser, eller det vi kan kalle *underhypoteser*. Vi får derfor flere nivåer av hypoteser. Den *logiske strukturen* som beskriver sammenhengen mellom antagelsene (underhypotesene) og hovedhypotesen blir ofte kalt en *modell*. Modellen kan enten være verbal, grafisk eller matematisk. En matematisk modell er mest presis, idet alle antagelser må beskrives eksplisitt (Ims & Yoccoz 1997).

Når vi har et sett med hypoteser og forutsigelser fra disse, er tiden inne for å gjøre forsøk for å teste om hypotesen kan være riktig. En gitt hypotese kan forkastes (1) ved at forutsigelsene (prediksjonene) ikke stemmer under et forsøk, (2) det blir påvist feil i den logiske strukturen eller (3) at det blir vist at antagelsene ikke stemmer (Ims & Yoccoz 1997). Kan man påvise at en forutsetning eller den logiske strukturen ikke er riktig, vil m.a.o. hele fundamentet for hovedhypotesen også falle. I enkelte tilfeller vil det være enklere å teste forutsetningene enn selve hovedhypotesen, spesielt i tilfeller hvor flere hypoteser kan gi like forutsigelser.

Selv om alle antagelsene for en hovedhypotese blir støttet, kan man likevel ikke si at hovedhypotesen er riktig, men den er da en mer sannsynlig hypotese enn om heller ikke antagelsene var underbygget. En hovedhypotese der hverken forutsigelser eller forutsetninger er testet (eller særlig sannsynlige), kan vi karakterisere som *spekulasjon*. En hovedhypotese der forutsetningene og den logiske strukturen er testet, kan vi karakterisere som en *plausibel hypotese*. Etter hvert som en hypotese blir støttet ved observasjoner eller eksperimenter, kan vi kalle det en mer eller mindre sannsynlig forklaring, selv om den fortsatt er, og alltid vil være, en hypotese. Vi kan aldri bli helt sikre. For forvaltningen blir det en avveining mellom hvor lenge man skal finansiere forskning, mot hvor sikker man bør være før man tar hensyn til en sammenheng.

8.2 Korrelasjonsstudier

En korrelasjon er som nevnt det samme som samvariasjon mellom to faktorer. Vi kan f.eks. finne at reinsdyr oftere står på snøbreer når temperaturen er høy. Den store fordelingen med korrelasjonsstudier er at de vanligvis er gjennomførbare på realistiske skalaer i tid og rom i en feltsituasjon. Det lar seg lett gjøre å

følge en reinsflokk som flytter seg mellom ulike habitater, måle temperaturen, og så se om det er en sammenheng mellom disse to faktorene. Den store ulempen er at vi ikke kan slutte noe om årsakssammenhenger. Det trenger ikke være temperaturen som avgjør om reinen står på snøbreer eller ikke, det kan f.eks. skyldes at det er flere plagsomme insekter ute når det er høy temperatur. I dette tilfellet er problemet en korrelasjon mellom to forklaringsvariable *i tid* (temperatur og insektaktivitet), det kan tilsvarende være et problem hvis det er en sammenheng mellom to forklaringsvariable *i rom*.

Vi skal belyse noen av problemene med rene korrelasjonsstudier (også kalt observasjonsstudier) med en konkret undersøkelse, også for å peke på hvordan korrelasjonsstudier kan forbedres ved en god studie-design eller ved gode statistiske analyser. Vi tar utgangspunkt i studiet av forholdet mellom rådyrets arealbruk og sau som er gjort i Lier i Buskerud (Larsen 1997, Mysterud *et al.* 1998, 1999). I den bratte Lierdalen undersøkte man rådyrets arealbruk i områder med og uten sau for å avklare om den ble påvirket av sauene. Dette var en plausibel hypotese siden det f.eks. er vist at mulhjort (*Odocoileus hemionus*) bruker større leveområder i områder med mye kveg (Loft *et al.* 1993). Det var støtte for hypotesen om at «rådyret har større leveområder der det er sau på utmarksbeite», rådyrene i Lier brukte større leveområder i områder med enn uten sau. «Problemet» var at sauene ble sluppet i høyereliggende skogsområder der det i utgangspunktet fantes store arealer med lav bonitet. Det er velkjent at rådyr bruker større leveområder der det er lite beite-ressurser (Wahlström & Kjellander 1995, Tufto *et al.* 1996). Fra undersøkelsen var det altså ikke mulig å avgjøre om rådyrets store leveområder i områder med sau skyldtes: (1) at sauene i utgangspunktet brukte områder som hadde lite beite-ressurser for rådyr, eller (2) om det var sauene (direkte eller indirekte) som gjorde at rådyrene brukte store leveområder i de høyereliggende skogsområdene. Vi kan med andre ord *ikke* utfra korrelasjonen mellom tilstedeværelsen av sau og rådyrenes store leveområder trekke konklusjoner om årsakssammenheng, dvs. at det var sauene som forårsaket at rådyret brukte store leveområder, siden sauene alltid var tilstede i høyereliggende skogsterreng. Arealbruken kan eventuelt ha vært påvirket av begge faktorer.

En god studie-design kan forbedre korrelasjonsstudier, f.eks. med å ha et *kontroll-område*. Det vil være like viktig å ha gjentak (dvs. flere områder med

«behandling» og «kontroll») i korrelasjonsstudier som i eksperimenter (kap. 8.3). I det nevnte eksemplet kunne et kontroll-område være studiet av rådyrets arealbruk i en bonitets- og høydegradient der det ikke fantes sau i det hele tatt. Dette vil imidlertid gjøre en undersøkelse mye dyrere og mer tidkrevende. Å velge en god kontroll kan også være forbundet med vanskeligheter. Normalt vil man legge kontrollen så nær området med «behandling» som mulig, men de må likevel være så langt unna hverandre at de ikke gjensidig påvirkes. Problemet blir da at en ikke vet om også andre faktorer (enn sau/ikke sau i eksemplet over) er forskjellige mellom de to områdene. Dette problemet kan man ikke «komme rundt» i korrelasjonsstudier. I eksperimenter fjernes derimot slike avhengigheter ved at behandlingen gis til et område tilfeldig (randomisert) (kap. 8.3). Et alternativ er å finne områder med sau både høyt og lavt i gradienten (såkalt «ortogonal design»). Både bruk av kontroll-områder og «ortogonal design» vil i stor grad forbedre et korrelasjonsstudium.

En god statistisk analyse kan også forbedre korrelasjonsstudier. Man kan forbedre selve analysen av det innsamlede materialet i ettertid, f.eks. ved å kontrollere statistisk for f.eks. bonitet i tillegg til faktoren med og uten sau i eksemplet over. Dette ble ikke gjort i Lier-prosjektet pga. begrensninger satt av data-mengden. Selv om man kontrollerer for dette, vet man imidlertid ikke om det kan være andre ukjente faktorer som påvirker arealbruken til rådyr i områder med mye sau, selv om sannsynligheten minsker for at dette er tilfelle. I Lierdalen var det en kjent avhengighet mellom to faktorer (lav bonitet og saueantall), men man vet aldri sikkert om man har oversikt over alle relevante faktorer i et gitt studium. Dette er en «fare» som det ikke er mulig å komme rundt med korrelasjonsstudier. For å bli «kvitt» slike avhengigheter, og dermed komme fram til årsakssammenhenger, må det gjennomføres eksperimenter (kap. 8.3).

8.3 Eksperimentelle studier

I eksperimenter brytes eventuelle korrelasjoner (sammenhenger) mellom den faktoren vi er interessert i å studere effekten av, og andre (kjente og ukjente) faktorer som også kan påvirke prosessen man studerer. For at et studium skal kunne klassifiseres som eksperimentelt (og dermed si noe om årsakssammenheng), må tre betingelser være oppfylt. (1) Studiet må ha en *behandling* og en *kontroll*, (2) hvilke enheter som blir

behandling og kontroll må *velges tilfeldig* (randomisert) og (3) en må ha *gjentak* (replikater) av både behandling og kontroll (Ims & Yoccoz 1997). Det er helt nødvendig å ha kontroller, slik at ikke andre endringer som skjer parallellt (f.eks. sesongmessige endringer) er årsaken til mønstret vi ser. Gjennom randomiseringen fjerner vi avhengighet mellom vår behandling og eventuelle andre faktorer vi ikke kjenner. På den måten sikres det at det ikke bevisst eller ubevisst gis behandling til felter som i utgangspunktet var forskjellige fra kontrollene. Det er også helt nødvendig å ha gjentak, ellers kan man ikke vite om tilfeldigheter har gjort at behandlingen eller kontrollen havnet i to i utgangspunktet forskjellige områder. Design av eksperimenter er en vitenskaplig disiplin som er nært knyttet til statistisk analyse. Studiedesignen vil avgjøre blant annet hvor realistisk eksperimentet er (kap. 8.3.1).

La oss relatere dette til problemet med studium av arealbruk av rådyr, tilstedeværelsen av sau og andre ikke-kontrollerte habitatforhold (kap. 8.2). Hvis vi i utgangspunktet har 10 (inngjerdede) områder, kunne vi da trekke tilfeldig 5 områder som får «behandlingen sau», mens 5 andre områder forblir uten behandling som kontroll. I og med at behandlingen gis tilfeldig, ville vi sluppmessig fått sauen på hhv. høy og lav bonitet tilsvarende den andel disse bonitetene hadde i de 10 områdene. Vi kan så studere rådyrets arealbruk i alle de 10 områdene. Hvis vi nå finner at rådyrene bruker større leveområder i områder med sau enn i områder uten sau, kan vi konkludere med at tilstedeværelsen av (en gitt tetthet) sau fører til at rådyrene bruker større leveområder (gitt at eksperimentet og analysen er riktig utført). Det er i prinsippet enkelt å planlegge et slikt forsøk på en realistisk landskapsskala, men å få gjennomført et slikt eksperiment i praksis er svært vanskelig og kostnads-krevende. I de fleste tilfeller vil det være umulig utfra økonomiske rammebetingelser. Dette gjør at man ofte må gjøre eksperimenter på mindre skala, der man taper noe av realismen (kap. 8.3.1).

8.3.1 Skalering i tid og rom og overføringsverdi

Representerer eksperimenter, siden de sier noe om årsakssammenhenger, derfor den eneste veien å gå for å få sikre resultater? Både ja og nei. Problemet er at for å gjøre et eksperiment, *skaleres* man ofte ting *ned i tid og rom*, for å gjøre det økonomisk og praktisk gjennomførbart. Det kan også være at selve eksperiment-betingelsene representerer en *kunstig*

situasjon. En sitter dermed igjen med resultater der en kan stole på årsakssammenhengen, men ikke være sikker på *overføringsverdien* (om de er *ekstrapolerbare*) til den skala og den situasjon man tross alt vil si noe om. I tilfeller hvor det opplagt er gjort forenklinger i selve systemet, kan man snakke om et *empirisk modell-system* (Ims & Stenseth 1989), i motsetning til for eksempel et felt-eksperiment. Ved å bruke betegnelsen empirisk modell-system, får man klarere fram at det er foretatt forenklinger i systemet. Vi vil da igjen understreke dette med å se på forskning som en *prosess*. Man bør ha inngående kunnskaper fra korrelasjonsstudier og småskala eksperimenter før man kan utvikle god design og gjennomføre et dyrt og krevende storskala felteksperiment. De innledende småskala eksperimentene kan sannsynliggjøre om en mekanisme har betydning eller ikke.

Et viktig fundament for økologisk teori, er at resultater fra et gitt studium, kan sannsynliggjøre hva

vi forventer å finne i andre, men liknende situasjoner. Det går imidlertid et viktig skille mellom *interpolasjon*, som er en *objektiv slutning*, og såkalt *ekstrapolasjon*, som er en *subjektiv vurdering* (Fig. 12).

Basert på studier av 10 villrein i SVR, vil man si noe generelt om villreinen i SVR. Dette er såkalt *interpolasjon*, dvs. en *gyldig og objektiv slutning*, siden forsøksdyrene er innenfor den populasjon vi har valgt å studere (såkalt statistisk populasjon, Ims & Yoccoz 1997). Dette forutsetter «bare» at man har gjort innsamlingen av data (studie design) og den statistiske analysen korrekt. Hvis man derimot vil si noe om tamrein på Finnmarksvidda utfra studiene av villrein i SVR, må man ekstrapolere. *Ekstrapolasjon* er en *subjektiv vurdering* av hvor sannsynlig overføringsverdien er. Ekstrapolasjon kan også gjøres til andre arter. Normalt vil man søke forklaringer som er påvist for andre nærtstående arter (eller bestander), det vil for villrein si blant drøvtyggerne. Det vanlig-

ste er å «overføre» mekanismer fra en organisme-gruppe til en annen, dvs. man «tar med seg» det mer generelle, men antar at detaljene er forskjellige. Ved ekstrapolering vil det alltid kunne reises tvil om dette er plausibelt.

Ved ekstrapolasjon vil altså forskerens erfaringsgrunnlag og innsikt spille inn. Man vet heller ikke om andre faktorer, som ønsker om midler til videre forskning, behov for å forsvare/fremheve egen forskning (prestisje) også kan spille inn. Det er imidlertid ikke galt å gjøre ekstrapoleringer. En kan nesten gå så langt som til å si at uten *ekstrapolasjon om mekanismer*, hadde hele fundamentet for økologien vært nytteløst. Vi vil aldri kunne under-

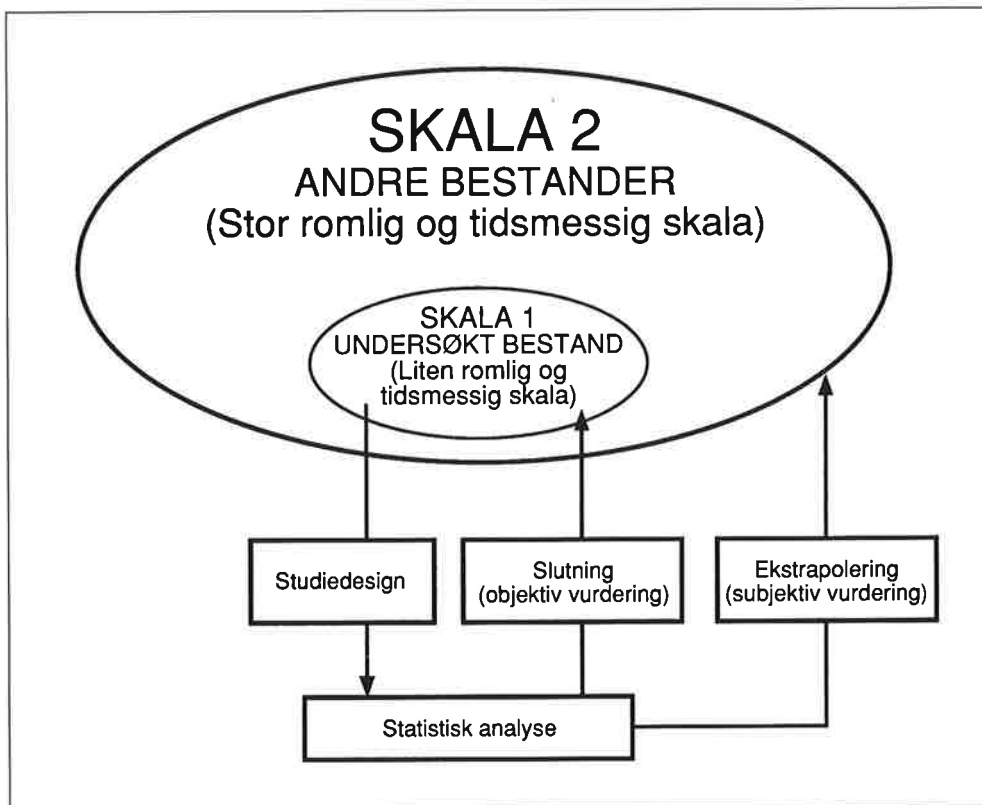


Fig. 12. I økologisk vitenskapelig metodikk skilles det mellom en *slutning*, som er en objektiv vurdering, og en *ekstrapolasjon* som er en subjektiv vurdering. Man foretar undersøkelser av en bestemt, lokal (fokal statistisk) bestand der vi kan gjøre slutninger (basert på en liten romlig og kort tidsmessig skala; skala 1), men ofte vil man gjerne si noe også om andre bestander (og på større skalaer i tid og rom; skala 2). For å gjøre dette må man foreta en ekstrapolering som er en subjektiv vurdering. Det er ofte graden av ekstrapolasjon som utløser uenighet blant forskere (omtegnnet etter Ims & Yoccoz 1997).

søke enhver økologisk situasjon. La oss for eksempel anta at det i felt-eksperimenter på innhegnet tamrein på Finnmarksvidda ble påvist at det ved en tetthet av 80 sau per km², sank vektene på reinsdyr i de samme innhegningene pga. konkurranse om beite. De færreste økologer ville da betvile at vektene til ville reinsdyr ville synke ved et tilsvarende forsøk i SVR med et tilstrekkelig antall sau per km², men ikke nødvendigvis akkurat ved 80 sau per km². Vi kan ekstra-

polere over til SVR når det gjelder *mekanismer*, men sannsynligvis ikke når det gjelder absolutte tettheter. Dette kan f.eks. være forskjeller i produksjonsgrunnlaget/beitemengde (bæreevnen), slik at tilsvarende konkurranse vil manifestere seg ved en lavere eller høyere bestandstetthet i et annet område. Men det er uansett en ekstrapolasjon der man ikke kan være sikker på overføringsverdien, samme hvor sannsynlig det høres ut.

9 Interaksjoner mellom store beitedyr

Med en *interaksjon* menes i utgangspunktet enhver direkte eller indirekte påvirkning av en art på en annen. De aller fleste interaksjoner mellom beitedyr er indirekte, og effekter på vegetasjonen er opplagt viktige. Vi har som nevnt skilt ut de langsiktige effektene av beiting på vegetasjon og omsetning av næringsstoffer (se kap. 10), selv om disse også på sikt vil innvirke på forholdet mellom beitedyr. Her fokuseres det på de mer kortsiktige interaksjoner som kan skje i løpet av en beitesesong.

Konkurranse er en interaksjonsform som er vanskelig å påvise, og vi har derfor viet den ekstra plass. Vi definerer først konkurranse (kap. 9.1), og skillet mellom *utnyttelses-konkurranse* om beite og *forstyrrelses-konkurranse* om plass/beite. Forstyrrelses-konkurranse er når individene/artene opptrer aggressivt, «skremmer» eller «unngår» hverandre (kap. 9.9). Utnyttelses-konkurranse om beite (kap. 9.6) forutsetter overlapp i ressursbruk, og vi introduserer derfor nisje-begrepet (kap. 9.2). Vi beskriver først store beitedyrs nisje (kap. 9.3), der kroppstørrelse (kap. 9.3.2) og morfo-fysiologisk beitetypen (kap. 9.3.3) er faktorer som i stor grad bestemmer hvilken del av vegetasjonen en gitt drøvtygger vil utnytte. Helt sentralt for drøvtyggenes beiteøkologi er *de nære sammenhengene mellom plantekvalitet, beite-selektivitet og videre kroppsvekst* (kap. 9.3.1). Disse sammenhengene danner det viktigste grunnlaget for å forstå beiteøkologien til store beitedyr i SVR (kap. 9.4), og den overlapp det er i ressursbruk mellom dem (kap. 9.5). En særlig viktig mekanisme for utnyttelses-konkurranse er *beitehøyden* på gresset, ihvertfall for «gressere» som sau og storfe (kap. 9.6.1).

Overlapp i ressursbruk er alene ikke nok for å få konkurranse. Det er forholdet mellom antallet individer og beitemengden som avgjør intensiteten i konkurransen. Ressursene må være begrensende for at det skal bli konkurranse, og dermed vil faktorer som avgjør *bestandstettheten* være sentrale. Dette gjør at vi i tillegg til kunnskap om beiteøkologi, må ha grunnleggende forståelse også av bestandsøkologi (kap. 9.7 & 9.8). Når vi har den grunnleggende kunn-

skapen om beite- og bestandsøkologi som er nødvendig for å vite hva konkurranse er, diskuterer vi ulike måter å påvise konkurranse på, og hvilke begrensninger de ulike teknikkene har (kap. 9.10).

Det er imidlertid flere andre interaksjons-former mellom store beitedyr enn konkurranse. *Ved lave og moderate bestandstettheter* vil ofte et beitedyr ved egen beiting kunne bedre betingelsene for seinere beiting, såkalt *beite-forbedring* (kap. 9.11). Dette kan skje siden beiting holder vegetasjonen i et yngre vekst-stadium av høyere næringsmessig kvalitet, at de gjødsler, eller ved at det fører til økt primærproduksjon. Som for konkurranse, er beite-forbedring en interaksjonsform som kan gjelde både innen og mellom arter. Flere ulike beitedyr som storfugl (tiur) og elg beiter derfor oftere på tidligere beitede planter (kap. 9.11.3), og det er vist at sambeiting kan føre til høyere vekstrate eller økt kalvingsfrekvens for en eller begge arter (kap. 9.11.4). Det er derfor mulig at (moderat) sauebeiting kan bedre reinsbeitet i SVR (kap. 9.11.5).

Tilstedeværelsen av én art beitedyr kan også føre til økt eller minsket predasjon på en annen art (kap. 9.12). Slike forhold er lite studert. Det er også mulig at parasitter eller sykdom kan overføres mellom beitedyr (kap. 9.13). Siden dette er et svært komplekst område der relativt lite er kjent, har vi valgt å fokusere på problematikken rundt sau og villrein. Som en naturlig forlengelse av faren for parasitt-overføring, har vi også diskutert sannsynligheten for at drøvtyggere skyr områder med mye ekskrementer (kap. 9.14). Denne såkalte «renhets-hypotesen» har vært mye diskutert i forbindelse med villrein og sau. I denne oversikten er det tatt med både viktige og mindre viktige mekanismer for interaksjoner mellom beitedyr. Vi oppsummerer og konkluderer derfor i et eget avsnitt til slutt, der vi spesielt vektlegger forholdet mellom villrein og sau i SVR (kap. 9.15).

9.1 Hva er konkurranse?

I økologi defineres *konkurranse* som *en interaksjon mellom individer, som skyldes felles behov for en res-*

surs som er begrenset, og som fører til en reduksjon i overlevelse, vekst og/eller reproduksjon av de konkurrerende individer involvert (Begon *et al.* 1990). Det er vanlig å skille mellom *innenarts-* (intraspesifikk) og *mellomarts-* (interspesifikk) konkurranse, og mellom *utnyttelses-* og *forstyrrelses-*konkurranse. Det er utnyttelses-konkurranse (eng. «exploitation competition») når individer påvirkes *indirekte* gjennom den mengden ressurser som er igjen etter at de har blitt utnyttet av andre. Dette er den vanligste formen for konkurranse om beite. Det er forstyrrelses-konkurranse (eng. «interference competition») når individer interagerer *direkte* med hverandre, for eksempel ved direkte beskyttelse av et område med aggresjon (territorialitet). Dette er den vanligste formen for konkurranse om plass/rom. Generelt gjelder at graden av konkurranse øker med antall individer, dvs. at effekter av konkurranse er *tetthetsavhengige* (Begon *et al.* 1990). *Det er forholdet mellom antallet individer og ressursen (beite/plass) som avgjør intensiteten på konkurransen.*

9.2 Overlapp i ressursbruk og nisje-begrepet

Begrepet «nisje» er ofte definert som det *sett av betingelser og ressurser* en art klarer seg innenfor, eller har behov for/trenger, for å opprettholde en levedyktig bestand (Begon *et al.* 1990). Dette samler alle både ikke-biologiske (f.eks. temperatur) og biologiske faktorer (f.eks. beite). Nisje-begrepet er viktigst i sammenheng med *begrensende ressurser*. Ressurs defineres ofte som mengder som reduseres av aktiviteten til et dyr (Begon *et al.* 1990). Beite er opplagt en ressurs, men også plass kan være det. Drøvtyggenes nisje er formet av naturlig utvalg over en skala på 100000 vis av år, mens husdyrene også har fått «hjelp» av avl (kunstig utvalg) de siste 10000 år. En av de viktigste faktorene i evolusjonen av drøvtyggere har vært tilpasninger til å utnytte beite (kap. 9.3).

I forbindelse med interaksjoner mellom beitedyr, er det vanlig å måle grad av overlappende nisje mellom to arter i både beitevalg og bruk av vegetasjonstyper. Overlapp i beitevalg er nødvendig for at beiteforbedring eller beite-konkurranse kan skje (avhengig av bestandstetthet), men det er forbundet med metodiske og prinsipielle problemer å påvise konkurranse ved å se på overlappet i beitevalg (kap. 9.10.1). Nisje-bredde er definert som det antall ressurser et dyr bruker i forhold til det som er tilgjengelig.

En faktor som kompliserer nisje-begrepet, er skil-

let mellom *fundamental* og *realisert* nisje. Fundamental nisje er ressursbruk ved *fravær* av konkurrenter (eller predatorer), mens realisert nisje er med *tilstedeværelse* av konkurrenter (eller predatorer). Disse begrepene er uavhengige av den eventuelle evolusjon av nisje som kan være følgen av konkurranse over lange tidsrom. Under sameksistens kommer det ofte en differensiering i realisert nisje, det som kan kalles en *oppdeling* av ressursene (Begon *et al.* 1990, Putman 1996). Dette kan skje hvis dyrene ved økt grad av konkurranse spesialiserer seg på den føden de «behandler bedre» enn den andre arten, at den felles beiteressursen blir beitet nesten bort, eller at den ene arten «monopoliserer» enkelte beiteplanter. Dette blir diskutert nærmere i forbindelse med problemer med påvisning av konkurranse (kap. 9.10.1).

9.3 Store beitedyrs næringsøkologi (nisje)

Studiet av beitedyrs nisjer er naturlig nok i første rekke studier av dyrenes beite- eller næringsøkologi; de fysiologiske og atferdsmessige tilpasninger de har til å utnytte plantenæring. Det som kjennetegner plantekost er at det er tungt fordøyelig sett i forhold til f.eks. kjøtt. Hver plante inneholder lite energi, energi-mengden er altså «fortynnet». Dette har blitt sammenliknet med å helle en suppe-pose i et badekar. Det er nok energi i badekaret til å leve av, men et menneske har ikke mulighet til å ekstrahere energien. En viktig faktor i energibudsjettet til drøvtyggere er nettopp *tiden* det tar å fordøye plantekost. For å løse problemet med lav energi-mengde per enhet beite, har store beitedyr i hovedsak utviklet to ulike strategier. Som en respons på beite av lav kvalitet, kan et beitedyr (1) *øke gjennomstrømningshastigheten*. Dyret utnytter da bare den delen av planten som er lettest fordøyelig. På den måten gir hver plante lite energi, men siden det går mye plante-materiale gjennom systemet, blir det likevel nok energi. Dette er kjent som den såkalte «*heste-strategien*», og den er vanlig hos arter som ikke er drøvtyggere. Store dyr med denne strategien kjennetegnes av liten grad av beite-selektivitet. Drøvtyggerne velger den motsatte strategien, nemlig (2) å *senke gjennomstrømningshastigheten* når de beiter planter av lav kvalitet. Dette vil si å ta tiden til hjelp for å utnytte en større del av den energien som er. Denne «*drøvtygger-strategien*» innebærer altså en mer fullstendig fordøyelse av næringen enn heste-strategien. I utgangspunktet antas det at heste-strategien har blitt utviklet under forhold med stor tilgang på beite, mens drøvtygger-strategien

er utviklet for forhold med liten tilgang på beite (Demment & Van Soest 1985, Duncan *et al.* 1990). Siden tidsfaktoren er svært viktig for drøvtygger-strategien, vil drøvtyggere generelt være mer selektive i beitevalget enn beitedyr som benytter heste-strategien. I den videre framstilling vil vi fokusere på drøvtyggerne, siden beiting med hest er av mindre betydning i SVR.

Et viktig prinsipp for studiet av drøvtyggers beiteøkologi, er det nære forholdet mellom *plantekvalitet* og *mengde* på den ene siden, og dyrets *beite-selektivitet*, *aktivitet* og *vekst* på den andre (kap. 9.3.1). Generelt er det et negativt forhold mellom plantekvalitet og mengde, dvs. beite av høy kvalitet forekommer ofte spredt i små mengder. I hvilken grad dyret er selektivt, vil avhenge av dyrets forutsetninger, og de mulighetene som miljøet gir (avhengig av sesong m.m.). Det er to faktorer som i stor grad bestemmer hvilke forutsetninger en drøvtygger i utgangspunktet har til å være selektiv og hvilken del av vegetasjonen den vil utnytte («nisje-akser»); (1) *kroppstørrelse* (kap. 9.3.2) og morfo-fysiologisk *beitetype* (kap. 9.3.3). Vi kan i utgangspunktet forvente størst grad av beite-overlapp mellom arter som har lik kroppstørrelse og samme beitetype. Kroppstørrelse er en viktigere faktor enn morfo-fysiologisk beitetype for næringsøkologien til store beitedyr (Gordon & Illius 1994, 1996, Robbins *et al.* 1995, Mysterud 1998a). Det er viktig å merke seg at dette er *teoretiske rammeverk* (et sett med hypoteser) og ikke absolutte «sannheter» (kap. 8). De gir imidlertid forventninger, men det er ikke alltid at disse stemmer med feltobservasjoner. Slike generelle betraktninger kan med andre ord variere avhengig av de enkelte arters spesielle biologi.

9.3.1 Plantekvalitet, beiteatferd og vekst

Planter er som nevnt vanskelige å fordøye (kap. 9.3). Beite av høy kvalitet gir per definisjon mer energi og/eller protein enn beite av lav kvalitet. Dette forholdet forsterkes imidlertid av at drøvtyggere også bruker lenger tid på å fordøye beite av lav enn av høy kvalitet (kap. 9.3.1). *Ved å innta beite av høy kvalitet, får dyret både mer energi/protein, og mer tid til beiting.* Denne kombinerte effekten gjør at *selv små endringer i beitekvalitet, kan få store konsekvenser for beitedyrets vekst* (White 1983). Generelt er protein-innholdet viktigst for vekst, mens energi (sukker) er viktigst for «vedlikehold». Svært ofte vil høykvalitets-beite ha både mye protein og energi.

Et beitedyr vil derfor velge de plante-arter eller deler (f.eks. knopper) som har mest næring (energi/protein) og minst strukturelt eller kjemisk forsvar (se også kap. 10.2.1). En svært viktig faktor er å velge en gitt planteart i det rette vekst-stadium (fenologi). *Generelt er beite av høy kvalitet planter som er i et ungt vekststadium* (Langvatn 1994). Planter vokser med ulike hastigheter avhengig av miljøforholdene. Dette gjør at det oppstår gradienter i kvaliteten på beite avhengig av høyde over havet, eksponering (nord- og sørhellinger), og mellom skyggede og sol-fylte skogbestand. Gradientene gjenspeiler blant annet ulike tidspunkter for snøsmelting. Det er svært mange eksempler på at beitedyr tidlig på sesongen velger å beite i områder med lav høyde over havet, i sør-hellinger, og sol-fylte bestand, men at de så gradvis beiter høyere, mer i nord-hellinger og skyggede bestand utover i sesongen (hjort: Albon & Langvatn 1992, elg: Hjeljord *et al.* 1990, sau: Warren *et al.* 1993).

Ved selektivt å velge det beste beitet, kan altså dyret oppnå store forskjeller i vekst. Dessverre for beitedyra er det som nevnt ofte en negativ sammenheng mellom beitemengde og kvalitet, dvs. beite av høy kvalitet forekommer ofte spredt i små mengder. Det hjelper derfor lite å være selektiv, hvis en bruker for lang tid på å finne det beste beitet. Dyret er tross alt avhengig av å få nok energi innenfor en gitt tid. Avveiningen mellom beite-selektivitet og tidsaspektet, som gjenspeiler avveiningen mellom plante-kvalitet og kvantitet, er selve fundamentet for studier av drøvtyggers beiteatferd (Hanley 1997). Denne avveiningen vil variere avhengig av miljøforhold (næringsstilgangen; variasjoner innenfor en kort økologisk tidsskala), men også av dyrets kroppstørrelse og andre fysiske forutsetninger (formet over en lang evolusjonær tidsskala). Det er for eksempel vist at store drøvtyggere generelt er mindre aktive enn mindre drøvtyggere (Mysterud 1998a), noe som gjenspeiler at store dyr i snitt velger beite av lavere kvalitet (kap. 9.3.2), og dermed må bruke mer tid til drøvtygging. På samme måte vil drøvtyggerne bruke mer tid til drøvtygging om vinteren, når tilgang på beite av høy kvalitet er begrenset, enn om sommeren (Cederlund 1989).

9.3.2 Kroppstørrelse

Kroppstørrelse er generelt en av de aller viktigste faktorene i økologi, siden nesten alle fysiske prosesser er forskjellige for et lite sammenliknet med et

stort dyr (Begon *et al.* 1990). Blant annet vil et større dyr ha et høyere forhold mellom volum og overflate. For drøvtyggere gjelder det at mindre dyr trenger mer energi per kilo kroppsvekt enn større dyr (dvs. et allometrisk forhold: energiforbruk per kilo er proporsjonal med kroppsvekt^{0.75}), selv om større dyr selvfølgelig totalt sett bruker mer energi (Bell 1971, Jarman 1974, Demment & Van Soest 1985). Problemet for små dyr, er at vomstørrelsen er relativt sett lik uansett kroppsstørrelse (dvs. et isometrisk forhold: vomstørrelse er direkte proporsjonal med kroppsvekt). Dette betyr at et større dyr kan overleve på beite av lavere kvalitet enn et mindre dyr (det såkalte «Jarman-Bell prinsippet»). Det er selvfølgelig likevel ingen grunn til at et større dyr frivillig vil utnytte beite av lav kvalitet (Clutton-Brock & Harvey 1983, Illius & Gordon 1987). Ofte er imidlertid tilgangen på beite av høy kvalitet begrenset (et negativt forhold mellom beitekvalitet og mengde, Demment & Van Soest 1985), dermed «tvinges» større dyr over på beite av lavere kvalitet enn små dyr for totalt sett å få nok energi.

Dette forholdet gjelder enten vi sammenlikner en stor (storfe) og en liten art (sau), eller vi sammenlikner innenfor en art, f.eks. mellom kjønn (en liten simle og en stor reinsbuk), eller alderskategorier (mellom en kalv og moren). For eksempel hevdes det at overgangen fra saueflokker med både store værer og små søyer til rene besetninger av søyer i England, har økt uttaket av høykvalitets-beite (Hester 1996, Fuller 1996). I husdyrholdet har en lenge kjent til disse prinsippene. Det var blant annet vanlig at sauen fikk det fineste høyet fra heia i SVR, mens storfe måtte ta til takke med mer lavkvalitets høy (Brandal & Tjeltveit 1996).

9.3.3 Morfo-fysiologisk beite-type

Basert på omfattende sammenliknende studier av drøvtyggers indre vomanatomi og fysiologi, har Hofmann (1989) inndelt drøvtyggere i tre såkalte beitetyper (eng. «feeding types»). Disse tre beitetypene er (1) gressere eller grovfôr-beitere (GR; eng. «grazer»/»grass-roughage eater»), (2) en mellom-type (IF; eng. «intermediate feeder») og (3) såkalte konsentrat- eller kvistbeitere (CS; eng. «browser»/»concentrate selector») (Fig. 13). Inndelingen samsvarer med andelen gress i dietten. GR beiter naturlig nok den høyeste andelen gress, IF noe mindre, mens CS har en svært liten andel gress i dietten.

Årsaken til at gress skiller seg fra andre beitemenner som kvist, lyng, urter og frukt er følgende:

Gress har i hovedsak basert sitt forsvar mot herbivorer på struktur, kjennetegnet av en sterk *cellevegg* bestående av *cellulose* og *hemi-cellulose*. De har generelt ikke antibeite-stoffer (Illius & Gordon 1987, Hofmann 1989). Urter (og delvis kvist og lyng) har derimot ikke utviklet slik hard celle-vegg, der ligger celle-innholdet med relativt høyt energi-innhold tilsynelatende ubeskyttet. Dette er imidlertid bare tilsynelatende, idet disse plantene har en høy konsentrasjon av beitehemmende stoffer, i første rekke tanniner, fenoler, resiner og alkaloider (Bryant *et al.* 1991). Det er vist at tannin kan redusere fordøyelsen av protein hos enkelte drøvtyggere (Robbins *et al.* 1987a, b, Hanley *et al.* 1992), selv om f.eks. rådyr faktisk foretrekker planter med tannin (Tixier *et al.* 1997) og øyensynlig har overvunnet dette forsvaret. Det er videre utviklet flere typiske gressere i Afrika enn det er i våre strøk. Dette kan skyldes at gresset i Afrika er av en annen kjemisk type (C⁴ fotosyntetisk rute) enn vårt (C³ fotosyntetisk rute) (Owen-Smith 1997). Inndelingen til Hofmann (1989) baserer seg altså på at drøvtyggerne over evolusjonær tid har fått indre tilpassninger i morfologi og fysiologi som gjenspeiler skillet mellom gress og de andre beitemennene.

9.4 Beiteøkologi til store beitedyr i SVR

Beiteøkologien til store beitedyr som forekommer i SVR vil altså gjenspeile avveiningen mellom plante-kvalitet og kvantitet på den ene siden, og dyrets selektivitet og aktivitet (kap. 9.3.1), innenfor de begrensninger som settes av kroppsstørrelse (kap. 9.3.2) og beitetype (kap. 9.3.3). Det vil imidlertid alltid være slik at de enkelte arter har særegenheter som gjør at de er spesielle, for eksempel reinens tilpassning til lavbeiting om vinteren.

Når vi snakker om store beitedyr i SVR, tenker man først og fremst på villreinen (kap. 9.4.3) som er viktig blant hjortedyra, men det jaktes også på elg, rådyr og hjort i deler av området (kap. 9.4.4). Det vanligste store beitedyret om sommeren er imidlertid sau (kap. 9.4.1), men det er også en del storfe, geit og hest i SVR (kap. 9.4.2). Det er derfor naturlig at denne utredningen i første rekke legger vekten på sau og rein, med en kortere presentasjon av de andre beitedyra.

Det er stor regional variasjon i beiteøkologi innenfor de enkelte artene (avhengig av beitetilbud), og det vil også være variasjoner over tid avhengig av både klima og bestandstetthet. Vi vil derfor vektlegge

studier som er gjort i SVR, og problematikk som er spesielt viktig for denne regionen. I framstillingen gir vi først en oversikt over kroppsstørrelse og beitetype. Deretter gjennomgår vi noen av de viktigste beiteplanter og habitater gjennom året, aktivitetsmønster, størrelser på leveområder og sosiale systemer. For ytterligere informasjon om villrein anbefales Skogland (1994a), for elg anbefales Andersen og Sæther (1996), for rådyr anbefales Cederlund og Liberg (1996), mens det fortsatt ikke er skrevet noen bred sammenstilling om hjorten i Norge. De samme anbefalingene gjelder også for bestandsøkologien til disse artene (kap. 9.8). Om økologien til husdyrene anbefales Nedkvitne *et al.* (1995).

9.4.1 Sau

Kroppsstørrelse på sau varierer mye avhengig av rase.

Dagens raser er større enn tidligere (kap. 4.3.2). Dette gjør at de sannsynligvis er noe mindre selektive i beitevalget enn tidligere raser (kap. 9.3.1). Av de vanligste rasene i SVR i dag, så er spælsauen (søyer: 65-70 kg; lam: 39-45 kg), litt mindre enn rygjasauen (høstvekt søyer: 75-80 kg; lam: 39-45 kg), mens dala-sauen er størst (høstvekt søyer: 85-90 kg; lam: 45-55 kg) (søyer: Drabløs 1997, lam: Bjåen 1998a). Sauen er klassifisert som en gressbeiter (kap. 9.3.3), selv om den står mellom-beiterne (IF) relativt nær. Den kan med andre ord spise mye urter også, og en opererer ofte med en preferanse-rekkefølge på urter>gress>starr/andre halvgress>lyng/busker/trær (Nedkvitne *et al.* 1995). Sauen beiter gjerne 7-11 timer per dag, og hviler ofte om natten (Nedkvitne *et al.* 1995). Sau på utmarksbeite har sesongmessige leveområder fra ca. 3-25 km², men få studier er gjennomført i høyt fjellet (oppsummert i Mysterud & Mysterud 1995). Dyr uten erfaring på beite kan ha eksten-siv arealbruk (Warren & Mysterud 1993).

Bjåen (1998b) undersøkte aktivitet og beitebruk til rygjasau og spælsau i Grønlihei og Urdalen i SVR. Begge rasene beitet mye i rishei, gress-snøleie, og mindre i mosesnøleie og gressmyr. Rygjasauen beitet mer i gressnøleie og rishei enn spælsauen. Bruken av gress-snøleie økte utover i sesongen for begge raser. Sauene hvilte mest i lavhei og mosesnøleie, og på snø og ved strender når det var varmt. De to rasene brukte imidlertid omtrent like mye tid til beiting. Sauen beitet på dagen og lite eller ingenting om natten.

Bjåen (1998b) undersøkte aktivitet og beitebruk til rygjasau og spælsau i Grønlihei og Urdalen i SVR. Begge rasene beitet mye i rishei, gress-snøleie, og mindre i mosesnøleie og gressmyr. Rygjasauen beitet mer i gressnøleie og rishei enn spælsauen. Bruken av gress-snøleie økte utover i sesongen for begge raser. Sauene hvilte mest i lavhei og mosesnøleie, og på snø og ved strender når det var varmt. De to rasene brukte imidlertid omtrent like mye tid til beiting. Sauen beitet på dagen og lite eller ingenting om natten.

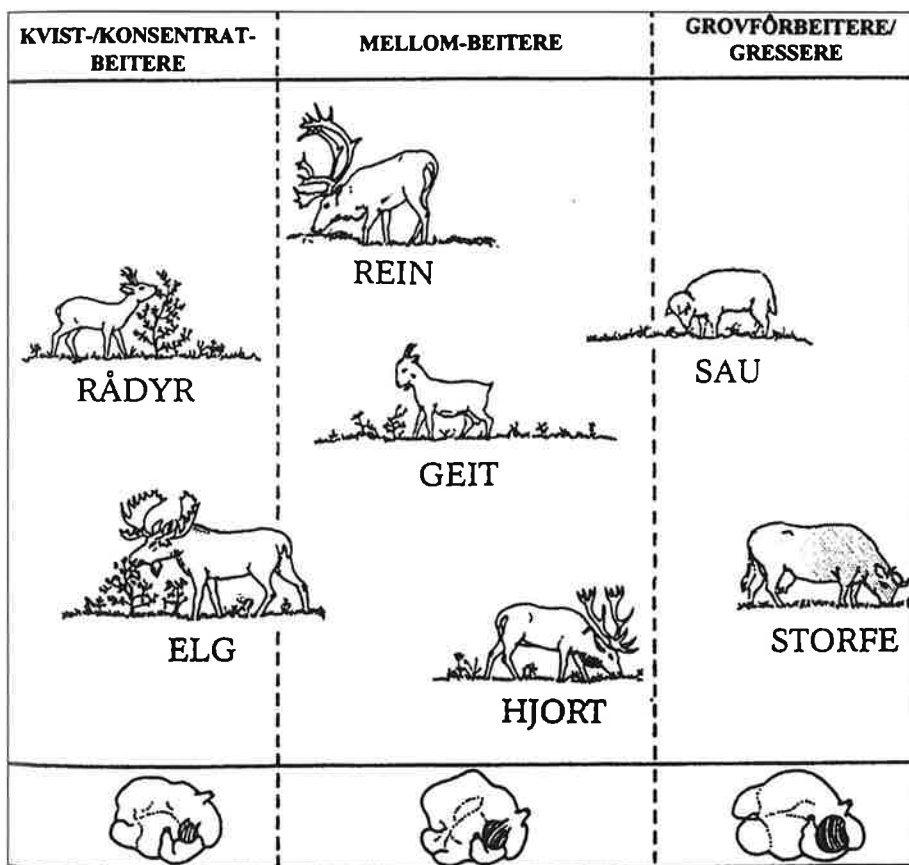


Fig. 13. En klassifisering av europeiske drøvtyggere i tre typer etter såkalt morfo-fysiologisk beitetype (omtegnet etter Hofmann 1989; kap. 9.3.3); kvist-/konsentrat-beitere, mellom-beitere og grovfôrbeitere/gressere. Inndelingen gjenspeiler langvarig evolusjon som har resultert i ulike anatomiske og fysiologiske tilpassninger; hovedsakelig til en ulik andel gress i dietten. Gresserne har utviklet et større vom-volum i forhold til kroppsstørrelsen enn konsentrat-beiterne. Hvilke forutsetninger et beitedyr har for å være selektiv, er imidlertid i større grad bestemt av kroppsstørrelse (kap. 9.3.2).

9.4.2 Andre husdyr

Storfe. Kroppsvektene på storfe varierer naturligvis mye avhengig av rase, men ligger ofte mellom 3-500 kg. Storfe er karakterisert

som en typisk gress-beiter (kap. 9.3.3). Den beiter imidlertid både urter og gress, og tar også både halvgress og løv (Nedkvitne *et al.* 1995). Det er uvisst om ulike storferaser har ulike beitemåter (Nedkvitne *et al.* 1995), men pga. sin store størrelse beiter storfe mindre selektivt enn mindre drøvtyggere (kap. 9.3.2). For kyr med dagbeiting er middels beitetid 6.25 timer per dag, middels gangetid er 1.5 timer, og de går ca. 4 km (Nedkvitne *et al.* 1995).

Geit. En vanlig geit veier i dag omkring 50 kg, mens bukkene veier ca. 80 kg (Brandal & Tjeltveit 1998). Geita er karakterisert som drøvtygger av mellom-typen (kap. 9.3.3). Den regnes som en meget allsidig beitebruker, med både kvist, lyng, bark, urter og gress på menyen. Melkegeitene må tilbake til fjøset for melking hver dag. Arealbruken blir derfor naturlig nok begrenset, selv om den beveger seg mer på beite enn sau og storfe i løpet av en dag. Melkegeiter går mer enn melkekyr. Geit snaubeiter derfor normalt ikke gress slik sau og storfe ofte kan gjøre (Brandal & Tjeltveit 1998). Geit er et flokkdyr og holder seg godt samlet på beite (Nedkvitne *et al.* 1995).

Hest. Hesten er et enmaget beitedyr. Den skiller seg derfor markant fra de andre store beitedyra som alle er drøvtyggere. Hesten er en utpreget gress-eter. Den er lite selektiv og beiter blant annet finnskjegg (Nedkvitne *et al.* 1995).

9.4.3 Villrein

Kroppsvekter på villrein varierer mye mellom villrein-områdene. I SVR veier en kalv i gjennomsnitt ca. 27 kg og en voksen simle rundt 55 kg om høsten (Jerstad 1999; antatt at slaktevekt er 55% av levendevekt). For bukker varierer vekt kraftig med alder, men de blir ofte dobbelt så tunge som simlene. Villreinen er en mellom-beiter som står nærmere konsentrat/kvistbeiterne enn de rene gresserne (kap. 9.3.3). Den helt særegne tilpassningen hos reinen er den store utnyttelsen av lav om vinteren (Skogland 1994a).

Beitetilgang er nesten alltid en viktig faktor for habitatvalget. I tillegg er snøforhold avgjørende om vinteren, og reinen bruker snøbreer som oppholdssted i perioder med stor insektplage om sommeren. Normalt trekker de mot vinden, og søker seg i kalvingsperioden til isolerte områder som ikke alltid har det beste beitet, sannsynligvis for å minske risikoen for at kalvene skal bli tatt av rovdyr.

Om sommeren vil reinens beiteaktivitet i stor grad også bli styrt av insekt-plagen. Dette har blitt undersøkt i SVR den varme sommeren 1997, og den

kjølige sommeren 1998 (Colman *et al.* 1999a,b,c, Pedersen 1999). Sommeren 1997 var det stor insektplage og reinen fikk svært liten tid til beiting på dagtid. Det var ikke mulig å kompensere for dette ved å beite mer om natten. Forholdene sommeren 1998 med lite insekter og mye beiting hele døgnet sto i sterk kontrast til 1997. Totalt beitet reinen 52% av tiden sommeren 1998, mens de bare beitet 33% av tiden sommeren 1997 da det var mye insekter.

Villreinen ekstensive arealbruk står i en særklasse blant beitedyra i Norge. Den kan beskrives som en «nomade», der fjell-habitatets utstrekning i siste instans begrenser område-bruken (Skogland 1994a). Øremerkeforsøk av rein ved Hovden har vist at det kan trekke rein mellom Setesdals Austhei og SVR (Hoel 1987). I forbindelse med utbyggingene av Ulla-Førre, Sira-Kvina og øvre Otra ble det merket 4 reinsdyr med satelitt-sendere som ble fulgt i perioden 1989-1991 (Skogland 1994b, se også Meli 1994). Ingen av disse fire gikk over i Hardangervidda eller Setesdals Austhei. Det har blitt hevdet at når det tidlige kom rein sørover fra Hardangervidda til SVR, førte dette til kraftig overbeiting (Bay 1993). En oversikt over viktige trekkveier er vist i Figur 14.

Norsk villrein er tilknyttet høyfjellet og går i liten grad ned i bjørkeskogsbeltet. I SVR kan den i vintre med store snømengder og problemer med nedising av beite trekke ned i lavere områder med fjellbjørk og furuskog (Skogland 1994a). Reinen er et utpreget flokkdyr. I brunsten samler de største bukkene et harem. Ellers på året går ofte voksne bukker atskilt fra simler, kalver og en og annen yngre bukk. Om våren samles simlene i egne fostringsflokker (Skogland 1994a).

Reinens valg av plantesamfunn gjennom året er undersøkt på Hardangervidda (Skogland 1974). På førjulsvinteren beiter reinen mye i blåbærhei, småstarr-, gråstarr- og rismyr. Seinere er greplynghei det viktigste beitesamfunnet fram til kalvinga. Avhengig av hva som spirer, beiter reinen i blåbærhei med spirrende dvergbjørk, småstarr-, gråstarmyr og rabbesivhei. Utover sommeren er stadig framsmeltede snøleier viktig. I august beiter reinen sopp i bjørkeskogen eller følger snøavsmeltingen høyt til fjells for å utnytte snøleie-vegetasjonen. Utover høsten blir stivstarrhei, smylehei, blåbærhei og greplynghei viktige beiteplasser (se også Bjåen 1998b, kap. 9.5.1).

Det som gjør reinen spesiell, er den store utnyttelsen av lav som vinterbeite. Lav er energi-rikt, men fattig på proteiner. Selv om lav vinterstid er det van-

ligste vinterbeitet for rein i Norge, kan reinen i SVR beite i områder uten lav om vinteren (Skåtan 1993a, Jonathan E. Colman, pers. medd.). I tillegg foretrekker reinen gressaktige planter som smyle, gulaks, rabbesiv og sauesvingel (*Festuca ovina*). Utover våren beiter reinen fortsatt lav, men gressaktige planter får stadig større betydning (Skogland 1974). Nedslitte lavbeiter kan føre til økt opptak av grus og beiting på skorpelav på stein («steinlav»). Dette kan føre til sterk nedslitting av tennene, og dermed redusert fôropptak og lenger tid til fordøyelse (Skåtan 1993a).

9.4.4 Andre hjortedyr

Elg. Elgen er den mest typiske kvistbeiteren (kap. 9.3.3). Vekter for elg varierer mye regionalt. Leve-
ndevekt for kalver (slaktevekt i parentes) på høsten i Aust- og Vest-Agder er i gjennomsnitt for 1995 rundt 110 kg (60), åringer 220 kg (120), voksne kyr 310 kg (170) og okser 350 kg (190) (Fjeld *et al.* 1997; antatt at slaktevekt er 55% av levevekt). Om sommeren beiter elgen friske løvoppslag, store urter og bregner. Om høsten beiter den også mye blåbærlyng (Hjeljord *et al.* 1990). Om vinteren beiter elgen mye furu (*Pinus sylvestris*) og bjørk, men helst rogn (*Sorbus aucuparia*), osp og selje (*Salix* spp.). Høy bestandstetthet av elg i Agder-fylkene, har imidlertid over tid redusert sommerbeitet så kraftig at dietten ikke er det man finner i andre deler av landet (Fjeld *et al.* 1997). Det er sannsynlig at en kritisk sommerbeite-situasjon er årsak til den økte frekvensen av beinbrudd og nyreskader som rapporteres fra disse områdene, ihvertfall skyldes beinbruddene at selve beinsubstansen er dårligere (osteoporose) enn i sammenliknbare områder (Bjørå 1998).

Undersøkelser av elgens beitevaner og områdebruk er gjennomført i Bygland (oppsummert i Fjeld *et al.* 1997). Det ble i løpet av sommeren registrert beiting på 17 ulike arter, men dataene stammer fra bare 3 kyr med kalv og en voksen okse (Bjerga 1996, Bjerga & Mysterud 1999). Bjørk utgjorde hoveddelen (39.8%) av dietten sommerstid, men også blåbær (13.3%) og rome (10.8%) var viktige beiteplanter. Dette er første gang rome er registrert som en viktig beiteplante for elg. Vinterstid var det furu, blåbær, bjørk og einer som var de viktigste beiteplantene. Utover vårparten var det blåbærlyng som utgjorde det mest attraktive beitet (Fjeld *et al.* 1997).

Habitatbruken styres i stor grad av hvor det beste beitet er. Elgen er aktiv ca. 60% av tiden om sommeren, og ca. 70% om vinteren (Cederlund 1989). Are-

albruken varierer mye avhengig av næringsforhold og bestandstetthet. I alle bestander finnes en stor andel trekkende dyr, og andelen trekkende dyr er større i områder med mye snø. Elgen har brunst i september/oktober. Hver okse kan pare flere kyr under brunsten, men forsvare bare en og en av gangen (såkalt «sekvensiell polygyni»). Kalven skilles fra kua som ett år gammel, men kan på høsten igjen gå sammen med moren. Elgen lever normalt enkeltvis om sommeren, men ungdyr eller okser kan gå sammen. Om vinteren kan større grupper forekomme i vinterområder.

Elgprosjektet i Aust-Agder fant at sommerstid benyttet elgoksene i Bygland områder på ca. 15 km² mot kyrnes ca. 5 km² (Fjeld *et al.* 1997). Vinteren 1994/95 lå områdebruken på 11-12 km² både for okser og kyr. En del elg som befant seg i ytre strøk (opptil 100 km unna) trakk inn til vinterbeite på heiområdene i Bygland.

Rådyr. Levevekter for voksne rådyr i Norge ligger på 25-30 kg, bukkene er 5-10 % tyngre enn geitene (Cederlund & Liberg 1996). Rådyret er klassifisert som en konsentrat-beiter (kap. 9.3.3). Rådyret er både pga. størrelse og beitetype den mest selektive av hjortedyrene i Norge. Om sommeren er dietten totalt dominert av urter (svært mange arter). Om høsten øker innslaget av lyng, særlig blåbærlyng. Både høst og vår kan det være et lite innslag av gress, særlig fra dyrket mark, og noe sopp. Rådyret har det minste fettlageret av de norske hjortedyrene, det holder normalt bare til 3 ukers forbruk. Om vinteren beiter rådyret på kvist (helst osp, ask, rogn og selje), blåbærlyng og de benytter også gjerne dyrket mark og utlagt fôr. Kvistandelen øker med økende snømengde. Rådyret kan tilpasse seg en stor variasjon av habitater. I forhold til f.eks. sau er habitatbruken til rådyr mindre styrt av beitetilgangen (Mysterud *et al.* 1999). Mengden vertikalt (bakkeskjul) og horisontalt skjul (kronedekning) er derimot viktig både mot rovdyr, ekstremt klima og siden det er lite snø i områder med høy kronedekning (Mysterud 1998b). Endringer i beitekvaliteten gjennom året gjør at rådyret er aktivt ca. 50% av tiden om sommeren fordelt på 15-20 perioder, mens den om vinteren er aktiv ca. 40% av tiden fordelt på 8 perioder (Cederlund 1989).

Råbukken forsvare fra april og ut august et territorium. Paringene skjer i de to første ukene av august, bukkene har sjelden mer enn 1-2 geiter og er det vi kaller «svakt polygyn». Geitene lever uten kontakt med andre geiter om sommeren. Størrelsen

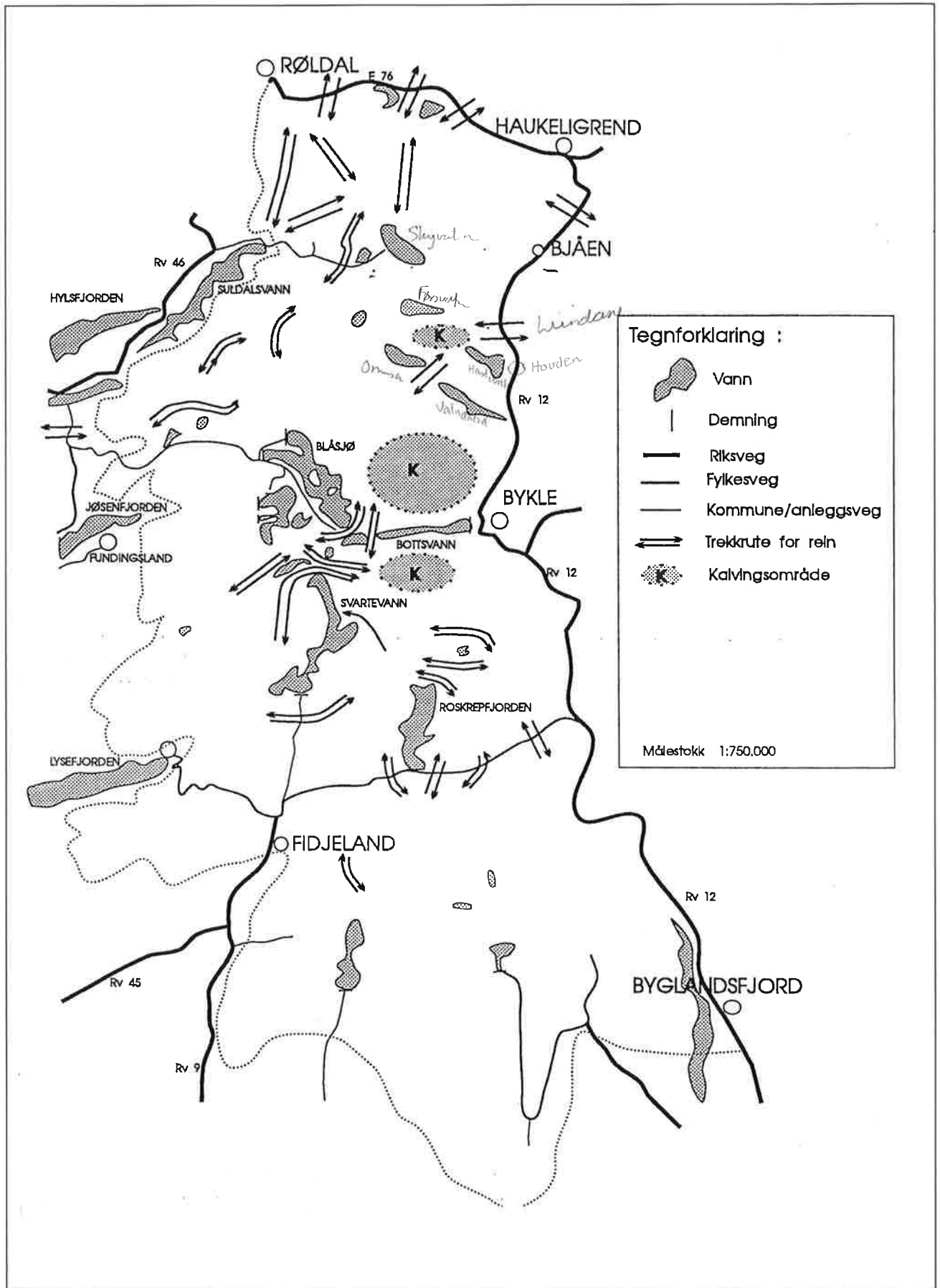


Fig. 14. En oversikt over tidlige vårtrekkruiter, kalvingsplasser, sommer- og vintertrekkruiter for villrein i SVR (etter Skåtan 1993a).

på territoriene og leveområdene varierer avhengig av næringsforhold og bestandstetthet. Normalt er de fra under 0.5 km² og opp til 1-2 km². Om vinteren samles rådyrene ofte i små familie-grupper på 3-5 individer, mens større konsentrasjoner kan forekomme rundt fôringsplasser og på jorder. Rådyret kan trekke mellom sommer- og vinterområder, normalt ikke over 10-15 km. Dette er vist gjennom studier av radiomerkede dyr i Akershus, Buskerud, Hedmark og Østfold (Holand *et al.* 1998a). Rådyrets vinterområder varierer noe mer i størrelse enn sommerområdene, men stort sett ligger de i samme størrelsesorden. Som ettåringer sprer en stor andel både bukker og geiter seg for å finne nye leveområder. Andelen ungdyr som sprer er høyest ved lav bestandstetthet (Cederlund & Liberg 1996).

Hjort. Hjorten klassifiseres normalt som et beitedyr av «mellom-formen» (kap. 9.3.3). Hjortens beitevalg gjenspeiler at den er et fleksibelt beitedyr, med omlag 50% gress (graminoider) og 25% urter og 12.5% lyng i dietten sommerstid (Albon & Langvatn 1992). Habitatbruken styres av hvor det beste beitet er (Langvatn 1994), men den søker gjerne skjul om dagen og i perioder med mye snø (Ahlén 1965). Hjorten beiter mye på innmark der dette er tilgjengelig. En stor andel av hjortebestanden trekker mellom sommer- og vinterområder, selv om dette foreløpig bare er studert for en bestand ved Trondheim (Albon & Langvatn 1992). Detaljer om areal- og habitatbruk er også mindre kjent for hjort enn for de andre hjortedyra i Norge. Hjorten lever i små stabile familiegrupper, der hinden utgjør kjernepunktet. Bukker forlater gruppen som ettåringer. Voksne bukker forsvaret et harem og er altså polygyne.

9.5 Overlapp i ressursbruk mellom beitedyr i SVR

Overlapp i bruk av ressurser mellom beitedyr sier i utgangspunktet ingenting om intensiteten av konkurranse (kap. 9.1 & 9.10.1). Målinger av overlapp i ressursbruk kan imidlertid være nyttige for å ha forventningen om hvilke artspaar som potensielt kan konkurrere hvis beite blir begrensende. Det kan også til en viss grad brukes som mål på den relative styrken av hhv. innenarts- og mellomarts-konkurranse (kap. 9.10.1), selv om dette kompliseres av ulikheter i kroppsstørrelse og nisje-bredde.

Tross de mange metodiske problemene (kap. 9.10.1), skal vi likevel kort oppsummere den rekken av studier av graden av overlapp i ressursbruk mellom ulike beitedyr som er gjort i Norge. Generelt for

disse studiene, er at svært få er publiserte i anerkjente fag-journaler. Ingen har sammenliknet ressursbruk både i områder der artene beiter sammen og der de beiter adskilt (kap. 9.10.1). I stedet for å gjennomgå alle disse i detalj, har vi oppsummert dem i Tabell 9. Sauen har stort overlapp i beitebruk både med hjort og rein. Det er tidligere foreslått mulig konkurranse mellom sau og hjort i Skottland (Clutton-Brock & Albon 1989). Vi har imidlertid lagt mest vekt på studier av forholdet mellom sau og rein, siden dette er aktuelt i forbindelse med forvaltningen av SVR. Et av disse studiene er gjennomført i SVR (Bergmann 1997, kap. 9.5.1). Bjåen (1998b) viste at beiteoverlappet (målt som bruk av vegetasjonssamfunn) mellom spælsau og rygjasau i SVR var på 0.75, noe som viser at resultatet vil være påvirket av hvilke sauerser det sammenliknes med.

9.5.1 Sau og rein

Forholdet mellom sau og villrein har blitt studert både i SVR (Bergmann 1997), i Knutshø villreinområde (Gausemel 1988) og for tamrein og sau i Trollheimen (Melby & Orvik 1986) og på Reinøy i Troms (Ballari 1986).

Bergmann (1997) undersøkte rygjasauen og villreinen sin bruk av sommerbeite og vegetasjonstyper ved Rosskreppfjorden i SVR. Gress-snøleie var den mest brukte vegetasjonstypen for begge artene. Graminoider, lyng og musøre var viktige innslag i dietten for både sau og rein. Sau beitet mer graminoider og mindre musøre enn reinen. Rygjasauen økte bruken av rishei og gress-myr utover i sesongen, mens bruken av gress-snøleie sank noe. Gjennomsnittlig diettoverlapp mellom rygja og rein var ca. 0.8 for beitesesongen under ett (Holand *et al.* 1999, se også Colman *et al.* 1999a).

Gausemel (1988) studerte sauens og reinens beitebruk ved direkte observasjoner (fokale individer) i Knutshø villreinområde. Overlappet i beitebruk i juni og august var 25%, mens det var 50% i juli. Begge artene selekterte vegetasjonshetene gress-urterik eng-vegetasjon og snøleivegetasjon. Både sau og rein viste en klart stedbundet beitebruk. Rein og sau var assosiert med hverandre i svært liten grad, og de utnyttet som regel de samme beiteområdene til forskjellige tider. Gausemel (1988) konkluderte med at det ikke var noen negativ vektutvikling hos noen av artene i perioden som kunne skyldes mellomartslig tetthetsavhengig ressursbegrensning, men uten å gjennomføre grundige analyser.

Tabell 9. Oversikt over grad eller sannsynlig grad av overlapp i beitevalg (*kursivert*) og habitat (**uthevet**) om sommeren. Der det mangler konkrete studier, har vi (subjektivt) vurdert graden av overlapp basert på separate studier av beitevalg. Merk at hjortedyrene antas å ha større overlapp når det gjelder vinterbeiter. Når det gjelder habitatsammenlikningen, kan dette gjøres på mange ulike skalaer. Geografisk utbredelse skiller fortsatt hovedtyngden av f.eks. hjort fra elg og rådyr. Vi har ikke skrevet opp antagelser om beiteoverlapp for arter som ikke antas å forekomme i samme områder. Vi har en forventning om at ingen overlapp (I) er en indeks på 0-0.09, lav (L) som 0.1-0.29, medium (M) som 0.3-0.69 og høy (H) 0.7-1.0, uten at dette er nærmere undersøkt. Vi gjør også oppmerksom på at graden av sammenslåing av plante/habitatgrupper vil påvirke slike indekser (kap. 9.10.1).

	Sau	Storfe	Geit	Rein	Elg	Rådyr	Hjort
Sau		<i>H</i>	<i>M</i>	0.25-0.8	<i>L</i>	<i>M/H</i>	<i>H</i>
Storfe	H		<i>M</i>	<i>M</i>	<i>L</i>	<i>L</i>	<i>M</i>
Geit	M	M/H		<i>H</i>			<i>H</i>
Rein	H	M/H	H				
Elg	M/H	M	I	I		<i>L</i>	<i>L</i>
Rådyr	M	L	I	I	M		<i>M</i>
Hjort	H	M	H	I	M	M	

Referanser: villrein-rygjasau (direkte observasjon/fokalt individ; Bergmann 1997, Holand *et al.* 1999, Colman *et al.* 1999a), villrein-sau (direkte observasjon/fokalt individ, vegetasjonssamfunn; Gausemel 1988), tamrein-sau (direkte observasjon, vegetasjonssamfunn; Melby & Orvik 1986; Ballari 1986); hjort-selbjørnsau (vomprøver/større plantegrupper/vegetasjonssamfunn, har også data fra vinter-sesongen; Vaag 1980); rådyr-dalassau (radio-telemetri, hogstklasser; Larsen 1997, Mysterud *et al.* 1998, 1999).

Melby & Orvik (1986) undersøkte sau og tamrein på sommerbeite i Trollheimen fra juni til august ved hjelp av direkte observasjoner. Felles for rein og sau var at myrene, de tørre heitypene (greplyng-, lav- og reinrosehei) og finnskjeggsamfunnene nesten ikke ble brukt. Tidlig på sesongen ble høgstaudeeng og fattig/middelsrikt gråvierkratt mye beitet av begge arter. Sauen ble sluppet i bjørkeskogen, og prefererte gressrike utforminger av lågurtbjørkeskog og småbregnebjørkeskog den første uka. Rein ble aldri observert i bjørkeskogen, men den beitet mye dvergbjørk i blåbær-blålyngheia på denne tiden. Begge artene trakk høyere i terrenget utover i sesongen, der de ulike snøleitypene ble mye brukt, særlig stivstarrsnøleie og musøresnøleie. Reinen sto mye på snøleier på varme dager. De gressrike vierområdene ble stadig mer brukt av sauen, og høgstaudeenga var fortsatt attraktiv. Reinens bruk av disse vegetasjonstypene avtok, samtidig som bruken av musøresnøleiene økte mye. I slutten av sesongen trakk dyrene lenger ned. Sauen prefererte nå blåbær-blålynghei, og engsnøleiene ble mye brukt. Vierkrattene ble fortsatt preferert av både rein og sau.

Ballari (1986) fant at det var overlapping mellom sau og tamrein i utnyttelse av barmarksbeite totalt sett. Imidlertid varierte tidspunktet for når dyrene

benyttet felles areal fra beitesesong til beitesesong. Det var sjelden artene brukte samme areal samtidig, sannsynligvis siden sauen beiter hovedsakelig om dagen da tamreinen ofte trakk opp i høyden for å unngå insekter. Det ble totalt sett funnet stort overlapp i bruk av både høydelag og vegetasjonssamfunn.

9.6 Modeller for utnyttelses-konkurrans om beite

Det er utnyttelses-konkurrans om beite når individene ikke interagerer direkte, men at de påvirker beite-mengden gjennom å fjerne plantevev (kap. 9.1). Denne konkurranse-formen er den man oftest tenker på når det snakkes om konkurranse mellom drøvtyggere. Ved å utvikle generelle modeller for konkurranse, kan man finne forventninger om hvilke arter som er mest utsatt for konkurranse i gitte situasjoner. Dette gir også viktig innsikt når det gjelder å forstå de prosesser som avgjør om konkurranse faktisk skjer. Det er utviklet en interessant modell for konkurranse om gress, der høyden på gresset i forhold til kroppsstørrelsen på dyret er den avgjørende faktoren (kap. 9.6.1). Det eksisterer ingen gode modeller for hvordan konkurranse om andre beiteemner som kvist, lyng og urter foregår.

Det er viktig å understreke at utnyttelses-konkurranse om beite normalt også ofte fører til en romlig

atskilte (på en fin skala). At to arter beiter i ulike områder, kan derfor være at den ene arten er konkurrert ut (jmf. kap. 9.10.2). Dette vil ha sammenheng med hvordan de ulike plantearter er fordelt i rom.

9.6.1 Konkurransen om gress - en modell

Behovet for energi sett i forhold til kroppsvekt følger som nevnt av eksponenten $\text{vekt}^{0.75}$ (kap. 9.3.2). Dette betyr at store dyr har en fordel i en konkurranse-situasjon hvis inntaksraten av beite er over denne grensen ($\text{inntak} > \text{vekt}^{0.75}$), mens mindre dyr har en fordel hvis inntaksraten er lavere ($\text{inntak} < \text{vekt}^{0.75}$). Dette betyr enkelt sagt at store dyr har en fordel hvis det er mye beite, mens små dyr har en fordel hvis det er lite beite. En «fordel» i denne sammenheng betyr hvor stor del av energi-behovet du får dekket for hver bit vegetasjon. Hvis vi tenker oss en eng med høyt gress, vil inntaksraten i starten være høy for alle dyr ($\text{vekt}^{0.9}$, Illius & Gordon 1987). Et stort dyr får dermed relativt sett mer energi enn et lite dyr (siden energiforbruket er mindre per kilo; $\text{vekt}^{0.75}$). Etterhvert som gresset beites kort, vil den maksimale inntaks-raten i stor grad begrenses av bredden på kjeven (eng. «incisor arcade»; Clutton-Brock & Harvey 1983, Clutton-Brock *et al.* 1987, Illius & Gordon 1987, Gordon & Illius 1988), ihvertfall for typiske gressere som f.eks. sau og storfe (Gordon & Illius 1988, du Toit 1995). Dette betyr at arter av mindre gressere har et konkurranse-fortrinn når gresset beites kort, siden hvert bitt vil gi en mindre gresser relativt sett mer energi. Dermed kan store dyr ved høy grad av konkurranse (lav høyde på gresset) bli tvunget over på andre beitetyper. Kjevebredden er større for gressere samlet enn for kvistbeitere (Gordon & Illius 1988), hvilket gir gressere en fordel framfor kvistbeitere og mellombeitere når begge beiter gress. Effekten av forskjeller i kjeve-morfologi kan være større enn effekten av kroppsstørrelse (Murray & Illius 1996).

Denne modellen bygger på en del forutsetninger. For det første antar den at kvaliteten på beite blir dårligere jo kortere gresset blir. Dette er normalt tilfelle siden det ofte er mer dødt gress ved basis. Det må også antas en nedre grense for hvor kort det kan gresses, i den originale modellen ble det brukt en høyde på 15 mm (jo kortere gresset beites, jo sterkere vil modellen virke, Illius & Gordon 1987). I tillegg antas det at inntaksmengden som nevnt begrenses av kjevebredden, hvilket sannsynligvis gjelder når det beites gress, men ikke når det beites kvist (Gordon & Illius 1988, du Toit 1995). At kjevebredden faktisk er med-

bestemmende for inntaksraten hos gressere, er vist for den såkalte Soay-sauen (Illius *et al.* 1995). Dette er en naturlig regulert øy-bestand av «etterlatte sau» som gjennomgår sykliske svingninger pga. parasitter (Grenfell *et al.* 1998). Ved høy bestandstetthet (når konkurransen om beite var høy) var det en seleksjon for økt kjevebredde. Økt kjevebredde gir større inntak av beite, men mindre sjanse for å være selektiv. Ved lav bestandstetthet var det seleksjon for smal kjeve, noe som øker muligheten til å være selektiv i perioder med nok beite (Illius *et al.* 1995). Det er vist i et eksperiment at årings-sau har høyere tørrstoff-inntak enn lam når gresset er 10 cm langt (sannsynligvis fordi de kan ta større bitt), mens forholdet var omvendt ved lavere gress-høyder (Allden & Whittaker 1970). Det er også vist at storfe fikk større bitt der det var høyt og glissent gress, sammenliknet med der det var lavt og tettvoksende (Laca *et al.* 1992). Dette betyr at viktige forutsetninger for modellen stemmer med empiriske observasjoner.

9.6.2 Er sauen en konkurranse-vinner?

Det er altså de beitedyr som kan få mest energi per bitt når beitehøyden på gresset synker, som vil være «konkurranse-vinner». Med konkurranse-vinner mener vi at det i perioder med ressurs-begrensning ofte vil være en art (konkurranse-taperen) som rammes hardere enn den andre (konkurranse-vinneren). Sauen er internasjonalt kjent nettopp som en art som kan beite gresset svært kort, hvilket gjør at det kan forventes at sauen ved høye bestandstettheter kan konkurrere ut andre (større) beitedyr fra de beste gressbeitene (ihvertfall lokalt). På 1800-tallet i England ble sau normalt holdt vekk fra skogsområder der de ville ha hjortedyr, det ble sagt at sauene «being such close grazers, they would pick out all the finest grasses and hinder the deer from thriving» (Clutton-Brock & Harvey 1983). I Australia hevdes det at det er arter av kenguru som beiter gresset kortest, og at det her er sau og storfe som blir konkurrert ut (Newsome 1980). Vi understreker imidlertid igjen at beite må være begrensende for å få konkurranse (kap. 9.1).

En del slirehornsdyr bruker også tunga til å samle gresset før det bites av (Illius & Gordon 1987, Laca *et al.* 1992). Dette gjelder storfe og fører til at plantene ikke blir kuttet så nær bakken som av hest og småfe (Nedkvitne *et al.* 1995). Ved beiting av ensartet gressmark, angis det derfor at passe plantehøyde ved slipp er 8-10 cm på våren og 10-15 cm seinere på sesongen, mens bare det halve gjelder for hest og sau

(Nedkvitne *et al.* 1995). I forbindelse med stølsdrift i SVR, ble det hevdet at storfeet ikke beiter der sauene har beitet (Pedersen 1982). Derfor måtte sauene holdes borte fra områdene nærmest opp til stølshusene (Pedersen 1982). Sau og rein er såvidt like i størrelse at den ene arten ikke forventes å være mye mer effektiv enn den andre, men det kan være at de bredere kjevene til sau, sammenliknet med rein, gjør den mer effektiv. Det vil imidlertid sannsynligvis være store forskjeller i kjevebredden mellom aldersklasser, rase (for sau) og kjønn (for villrein).

I den hjemlige debatten om interaksjon mellom store beitedyr har konkurranse-modellen som går på gress-høyde ikke vært diskutert. Vi mener at dette er en sannsynlig modell for konkurranse mellom store beitedyr generelt når det beites på gress eller andre beiteemner som gror i «plener» eller «matter». Hvilken art som er konkurranse-vinner, vil avgjøres av både kroppsstørrelse (kap. 9.3.2) og om dyret er gresser eller mellom-beiter/kvistbeiter (kap. 9.3.3). Med bakgrunn i denne modellen må sau som sagt forventes å være en konkurranse-vinner, siden den beiter gresset svært kort. Vi understreker at dette likevel ikke viser at konkurranse faktisk skjer i SVR, men det viser at man må være observant på at dette kan skje. Skal det være konkurranse, må det som nevnt gi utslag i vekst, reproduksjon eller dødelighet (kap. 9.1). Igjen må skaleringaspektet vektlegges, idet sauene gjerne kan beite gresset kort i et (lokalt) beiteområde, så lenge det finnes andre beiteområder med mindre beitepress på en regional skala (f.eks. i en annen kommune der reinen også kan beite) (kap. 9.10). Her må man også tenke skalering i tid, det er viktig å vite hvor lange perioder med kort gress vi snakker om. Hvis sauene er en konkurranse-vinner, betyr dette at tetthets-effekter av mye sau kan måles tidligere på villreinen enn på sauene. Dette er ikke undersøkt.

9.6.3 Konkurranse om andre beiteemner

Det har generelt vært viet gressene mye mer interesse enn konsentrat-spisere. Dette kan skyldes at nesten alle husdyr er gressere (Hofmann 1989). Det kan også være årsaken til at det ikke er utviklet gode modeller for hvordan beitekonkurranse om kvist, urter og liknende beiteemner foregår. Prinsippene om forholdet mellom kroppsstørrelse og intaksrate, som vi beskrev nøye ovenfor (kap. 9.6.1), vil naturligvis gjelde uavhengig av hva slags beite det er snakk om. Mangelen på gode modeller for beitekonkurranse om

kvist og urter, viser også hvor kort en del av grunnforskningen har kommet på beitedyr, og at slik forskning kan være viktig for forvaltningen.

Det har blitt foreslått at differensiering mellom kvistbeiter (i Afrika) av ulik størrelse, går på hvilket høydesjikt på buskene som beites (du Toit 1995). Om kvist-beiternes smalere kjever gir en fordel framfor gressernes brede kjever (Gordon & Illius 1988), er uklart, men det er sannsynlig. For beiting på urter er det kanskje mindre sannsynlig at det vil være de store forskjellene. Av norske hjortedyr er det særlig rådyret som også gjerne spiser frukt (Tixier & Duncan 1996). Når det gjelder frukt, er ofte mengden såvidt liten at den må forventes å gi liten gevinst for større beitedyr. Selv om det er lite teori om mekanismene for hvordan utnyttelses-konkurranse foregår mellom konsentratpisere, vil likevel de samme kriteriene for påvisning av konkurranse kunne benyttes (kap. 9.10).

9.7 Hvilke faktorer er begrensende - bestandsøkologi

Det er ikke nok å påvise at to arter har overlapp i ressursutnyttelse for å si at de konkurrerer, de aktuelle ressursene må i tillegg være begrensende (kap. 9.1). Vi må derfor ikke bare kunne næringsøkologi, men også grunnleggende bestandsøkologi for å forstå interaksjoner mellom beitedyr. Vi gjennomgår først noen sentrale begreper om bestandsdynamikk (kap. 9.7.1). Et viktig skille i bestandsøkologi går mellom faktorer som virker tetthetsavhengig, og de som virker tetthetsuavhengig (kap. 9.7.1). Både utnyttelses-konkurranse om beite (kap. 9.6) og forstyrrelses-konkurranse om plass (kap. 9.9) er tetthetsavhengige.

Et sentralt spørsmål i forbindelse med eventuell utnyttelses-konkurranse mellom villrein og sau i SVR, er om det er sommer- eller vinterbeite som er begrensende for villreinstammen. Andre faktorer som parasitt-belastning og predasjon kan sannsynligvis også virke tetthetsavhengig (kap. 9.7.4). Per i dag er det svært lite sannsynlig at predasjon er en viktig bestandsbegrensende faktor for reinsstammen i SVR, hvis vi ser bort fra jakt. Lite er kjent om parasitter som bestandsbegrensende faktor for hjorteviltbestander, selv om det er kjent at sykdomsutbrudd eller parasittisme er vanligere ved høy tetthet (se f.eks. Grenfell *et al.* 1998). *Uavhengig av hvilke faktorer som regulerer bestanden av hjortedyr, vil klima gjennom direkte eller indirekte mekanismer alltid gi årlige variasjoner i reproduksjon og/eller dødelighet* (Sæther 1997, kap. 9.7.3).

Generelt vil disse prinsippene gjelde innenfor de områder hvor dyreartene er utbredt. Det er imidlertid klart at habitatet setter grenser for hvor en gitt art kan klare seg. Problemer med inngrep i habitatet er et aktuelt tema for villrein, men i mindre grad for elg, rådyr og hjort. Dette blir derfor bare diskutert i den spesielle delen om villrein (kap. 9.8.1).

9.7.1 Noen sentrale begreper

Bestandsstørrelsen hos de enkelte dyrearter bestemmes av forholdet mellom reproduksjon, dødelighet og inn- og utvandring. Over større områder vil vanligvis reproduksjon og dødelighet være viktigere enn inn- og utvandring. *Alle faktorer som negativt påvirker bestandsstørrelsen* (gjennom reproduksjon eller dødelighet) *kalles for «begrensende faktorer»*. Vi skiller bestands-begrensende faktorer etter om de er *tetthetsavhengige* eller *tetthetsuavhengige* (Messier 1991). Det kan altså være flere begrensende faktorer for en bestand, der graden av de ulike faktorene normalt vil variere over tid.

For tetthetsavhengige faktorer gjelder per definisjon at graden av effekt varierer avhengig av bestandstettheten. En tetthetsavhengig faktor kan sammenliknes med en termostat som slår seg på når den kommer over en viss temperatur, og slår seg av igjen hvis den kommer under en gitt temperatur (Cederlund & Liberg 1996). Både utnyttelses-konkurransen om beite (kap. 9.6) og forstyrrelses-konkurransen om plass/beite (kap. 9.9) er som nevnt tetthetsavhengige. Bare tetthetsavhengige faktorer sies å *regulere* en bestand, dvs. at det har en stabiliserende effekt (som en termostat). Det er imidlertid ikke sikkert at selv en regulerende faktor er sterk nok til å stabilisere bestanden rundt et gitt nivå uten at det oppstår store svingninger. Det er f.eks. kjent at selv om beitemengden har en regulerende effekt på elgstammen, er ikke dette nok til å hindre at elgen beiter seg kraftig ut av «matfatet» (Andersen & Sæther 1996).

Klima (og ulykker) er et eksempel på en faktor som er uavhengig av tetthet (kap. 9.7.3). Klima kan direkte påvirke overlevelse, eller indirekte påvirke beiteforholdene. Et kjent eksempel på effekt av klima er at harde snøvintre kan forårsake høy dødelighet blant hjortedyr (særlig kalver) i Norge. Den indirekte effekten på beiteforholdene kan spores hos en lang rekke drøvtyggere (Post & Stenseth 1999), og vil i stor grad påvirke de årlige variasjonene i vekter hos drøvtyggere i SVR.

I enkelte tilfeller kan det imidlertid være en sam-

menheng mellom tetthetsavhengige og tetthetsuavhengige faktorer, en såkalt *interaksjon*. Det kan f.eks. være at en hard snøvinter får en større effekt når bestandsstørrelsen er høy enn når den er lav. Dette kan skje hvis dyrene ved høy bestandstetthet er i dårligere kondisjon (Sauer & Boyce 1983).

9.7.2 Betydningen av beite

Ved økende bestandstetthet vil man før eller seinere få konkurranse om beite. Mengden beite setter ofte den øvre grensen for hvor mange dyr det kan være i et gitt område. Normalt for hjortedyr rammes reproduksjonen først. Dette skjer ved at veksten går seinere når det er lite beite. Generelt må hjortedyr nå en viss vekt før de kan reprodusere, og når det tar lenger tid å nå denne vekten, vil tiden det tar til første reproduksjon øke (Reimers 1983). I neste omgang kan reproduksjon til fullvoksne individer rammes. Ved svært høye tettheter øker dødeligheten, i hovedsak for kalver og eldre dyr. Voksne individer i sin beste alder rammes normalt ikke av økt dødelighet (Gaillard *et al.* 1998).

Normalt når man snakker om at beite er begrensende, tenker man på mengden beite *i rom*. Det kan imidlertid for villrein være at tiden til å beite i vesentlig grad begrenses av insektstress (Colman *et al.* 1999b,c), dvs. vi kan få en begrensning av beite *i tid*. En begrensning i tid vil sannsynligvis ikke være tetthetsavhengig, med mindre insektmengden viser en ikke-lineær respons på mengden reinsdyr. Denne mekanismen kan derfor virke sammen med effekter av årlige variasjoner i klima på beitekvalitet og mengde som en tetthetsuavhengig faktor (kap. 9.7.3). En tilsvarende begrensning i tid kan komme fra enhver forstyrrelse (f.eks. fra turister), men det er lite sannsynlig at andre forstyrrelser er like viktige (kap. 9.8.1).

Generelt er det selvfølgelig mer beite og av en høyere kvalitet om sommeren enn om vinteren. Ingen av hjortedyra har nok fett til å overleve vinteren bare på dette, de må alle få mesteparten av energien fra beite også om vinteren. For nordlige økosystemer har debatten kretset mye om det er sommer- eller vinterbeite som er avgjørende. En tommelfinger-regel for bestandsøkologien til hjortedyr, er at *vinter-beitet setter øvre grense for hvor mange individer det kan være i et område, mens mengden av sommer-beite avgjør kondisjonen* (Klein 1965, Andersen & Sæther 1996). Dette er et svært viktig punkt for forholdet mellom villrein og sau i SVR, siden sauen i første

rekke konkurrerer om sommer- og tidlig høstbeite, og i mindre grad om seint høstbeite, vinter- og vårbeite. Det har vært en langvarig debatt om det er vinter- (Skogland 1994a) eller sommerbeite (Reimers 1997) som er mest avgjørende for villreinen, men dette dreier seg ikke om mengden sommerbeite er avgjørende. Det er vist at reinsstammen i SVR i norsk sammenheng har det minste arealet med vinterbeiter sett i forhold til beitearealet, og forvaltningen bygger på en målsetting om tilpassning av villrein-tallet til vinterbeitene (kap. 13.1.4). Det er ikke dermed sagt at sommer-beite ikke er viktig for villreinen, og det er heller ikke sagt at det ikke kan bli en romlig begrensning også av sommerbeite. Men det tilsier at det skal mye sau til før det blir konkurranse om sommerbeite. *Det kan imidlertid være at sauens beiting også påvirker det reinen spiser om vinteren.* Det er en del indikasjoner på at reinen i SVR i stor grad beiter på andre emner enn lav også om vinteren (kap. 9.4.3), og dermed kan betydningen av sauebeiting om sommeren få større konsekvenser, enten som konkurranse (kap. 9.6) eller beite-forbedring (kap. 9.11). Dette er ikke undersøkt.

9.7.3 Betydningen av klima

Klima er som nevnt en tetthetsuavhengig faktor (kap. 9.7.1). Klimaet kan påvirke bestandsdynamikken til drøvtyggere både *direkte* og *indirekte*. Under norske forhold er den direkte effekten av sommer-klima liten (dvs. ingen dødelighet pga. varme). Derimot kan harde snøvintre være en viktig dødelighetsfaktor, særlig for kalver. Dette fordi mye *snø øker bevegelseskostnadene* (Parker *et al.* 1984) og *senker tilgjengeligheten av beite* i mark- og feltsjiktet. En annen viktig faktor i SVR er nedising av reinens vinterbeiter (kap. 9.8.1), noe som kan utløse trekk ned til skogbeltet (kap. 9.4.3).

En viktig effekt av klima er den indirekte effekten det har på beite. Værforholdene er i stor grad bestemmende for plantenes fenologiske utvikling, og plantenes kvalitet har igjen betydning for bestandsdynamikken til en rekke undersøkte drøvtyggere (Post & Stenseth 1999). En snørik vinter gir ofte variabel smelting, som gjør at beitedyr kan få tilgang til planter i tidlige fenologiske stadier i lengre tid utover våren. Tørke eller også store mengder regn tidlig på våren, vil ofte senke kvaliteten på beitet for resten av sommeren. I tillegg vil det kunne gi mindre beitemengde totalt sett. En viktig faktor i forbindelse med SVR, er i hvilken grad tiden reinen har til å beite,

begrenses av insektstress i varme somre (Colman *et al.* 1999b,c, kap. 9.8.1).

Det vil derfor for alle drøvtyggere i SVR forventes (store) svingninger i høst-vekter pga. klima. Effektene av klima vil sannsynligvis variere regionalt. I høyfjellet vil varme somre kunne være gunstige for vegetasjonsutviklingen, mens varme somre i (kontinentale) lavereliggende områder må forventes å gi dårlige vekter (Sæther 1985), både pga. redusert kvalitet på beite, og kanskje også mindre mengde med beite. *Hvilke av de to faktorene (1) redusert kvalitet og (2) redusert mengde beite som er avgjørende, vil det være viktig å få klarlagt.* Dette kan skje gjennom tidsserie-analyser hvis en har tilstrekkelig med data (kap. 9.10.3). Hvis det er redusert kvalitet av beite i varme somre som er avgjørende, vil en få lik effekt av en «varm sommer» når det er «lav» sammenliknet med når det er «høy» bestandstetthet (ingen interaksjon). Hvis det er mindre mengde med beite i varme somre som er avgjørende, vil en derimot kunne få en større effekt av en «varm sommer» når det er «lav» sammenliknet med når det er «høy» bestandstetthet (en interaksjon). Det vil for villreinen være vanskelig å skille disse effektene fra lite tid til beiting pga. insekt-stress basert på tidsserie-analyser. Det er mulig at en sammenlikning med sau, som ikke er plaget av insekter i samme grad, kanskje kan gjøre det mulig å sannsynliggjøre hvor mye insektene betyr.

Foreløpig er det bare gjennomført et mindre studium (en prosjektoppgave) som ser på vektendringer av sau i forhold til klima i SVR (Bjåen 1998a). Til dette studiet ble data på vekter og tilvekst til 5908 sau (80% spælsau, 12% dalasau og ca. 7% rygja) fordelt på 12 år (1984-1996) fra 10 besetninger øst for Rosskreppfjorden brukt. Bjåen (1998a) konkluderte med at det var relativt små effekter av klima, men det var noe lavere vekter etter varme somre. Tettheten av sau varierte fra 1.2 til 60 dyr per km². Siden gjennomsnittet var på 16.5 sau per km², mente Bjåen (1998a) at det generelt var lav tetthet. Eventuelle effekter av tetthet ble ikke analysert.

9.7.4 Betydningen av predasjon og jakt

For at predasjon (eller jakt) skal være en bestandsbegrensende faktor, må den komme i tillegg til annen dødelighet (såkalt «additiv dødelighet»). Predasjon kan altså ikke være bestandsbegrensende hvis rovdyr bare tar «svake dyr», dvs. dyr som uansett ville dødd (såkalt «kompensatorisk dødelighet»). Det er sannsynlig at rovdyr kan være en bestandsbegrensende

faktor for mange hjortevilt-bestander, særlig i Nord-Amerika (Bergerud & Elliot 1998). Ikke minst kan predasjonen på kalve-stadiet være høy (Linnell *et al.* 1995). Det har imidlertid vært en omfattende debatt om predasjon virker tetthetsavhengig eller ikke (Marshall & Boutin 1999). Dette er et avgjørende punkt for om predasjon kan regulere en bestand eller ikke. Per i dag er det lite sannsynlig at predasjon er en særlig viktig bestandsbegrensende faktor for elg, villrein eller hjort i SVR. Fra andre områder er det imidlertid kjent at rødrevens predasjon kan være en svært viktig dødelighetsfaktor for rådyr (kap. 9.8.2).

Jakt er i dag en viktig bestands-begrensende faktor for de store hjortedyra i Norge. Gjennom kvotesystemet (kap. 13.1.3) prøver man å regulere stammen i forhold til bæreevnen, dvs. å få til en tetthetsavhengig jakt. For elg i Vefsn i Nordland er det vist at kvote-systemet hadde en 2-års forsinkelse i reguleringen, slik at det ble skutt for lite elg når bestanden økte, og litt for mye når bestanden sank (Solberg *et al.* 1999). Enhver slik forsinkelse i regulerings-mekanismen vil gjøre at bestanden blir mer ustabil. Jakt kan også ha en indirekte effekt, kanskje særlig i villreinstammer, ved at de største dyra felles av jegere (jegerseleksjon, Skåtan 1993a). Mindre dyr i bestanden vil kunne senke reproduksjonen, siden det er en nær sammenheng mellom vekt og reproduksjon (Reimers 1983).

Det har liten relevans for debatten om en eventuell konflikt mellom husdyr og villrein (kap. 15.2.2), om bestanden av rein reguleres av jakt eller ikke. Dette siden avskytingen vil tilpasses det naturgrunnlaget som finnes, særlig beite. Hvis andre beitedyr virkelig begrenser mengden av en begrenset ressurs for villreinen, kan dette føre til at stammen av enten villrein eller husdyr bør senkes. I SVR er hensynet til villreinen spesielt vektlagt (kap. 14).

9.8 Bestandsøkologi til store beitedyr i SVR

Prinsippene som er gjennomgått i kapittel 9.7 gjelder for alle hjorteviltartene, men de enkelte faktorer kan ha ulik betydning. En må også være klar over at det innenfor de enkelte artene vil være regionale variasjoner i hvilke faktorer som er avgjørende, og til hvilke tidspunkter. Vi vil her derfor bare peke på de viktigste faktorene som er sannsynlige for hjortedyr i SVR. Tallet på husdyrene reguleres selvfølgelig av mennesket. Likevel vil beiteforholdene om sommeren avgjøre veksten for alle drøvtyggere, og dermed den kroppsstørrelsen de har når høsten kommer (kap.

9.7.3). Avskyting regulerer sannsynligvis dette for flere av våre hjorteviltarter (kap. 9.7.4). Forvaltningen har da gjerne som mål å regulere før de «naturlige» regulerings-mekanismene, som innenarts konkurranse om beite setter inn (kap. 9.7.2), siden disse ikke er sterke nok til å forhindre kraftig overbeiting (Andersen & Sæther 1996, Cederlund & Liberg 1996, Peterson 1999).

9.8.1 Villrein

Setesdal-Ryfylke villreinområde er landets nest største og omfatter et areal på ca. 5500 km², fordelt på 13 kommuner (Skåtan 1993a). Villreinen i SVR er den sørligste villreinstammen i Europa (Skåtan 1993a, Bay & Punsvik 1996). Det skjer en overføring av dyr fra Hardangervidda i nord og Setesdal Austhei i øst. Store snømengder og hyppige nedisinger av beitene regnes for å være de største problemene for stammen (Skogland 1994a, se også Skogland 1987), men det har som nevnt også vært fokusert på at insekt-plage i varme somre kan påvirke beitetiden og dermed redusere kroppsvektene. Det er klart at varme somre også ofte gir dårligere beitekvalitet (kap. 9.7.3).

Det har vært gjennomført en rekke undersøkelser av demografiske parametre for villreinsstammen i SVR. En kartlegging av simle-ungdyr forholdet i bestanden med hjelp av helikopter i perioden 1983-1993 viste at det i gjennomsnitt var 33 kalv per 100 simle/ungdyr, med en årlig variasjon på 17% (Skogland 1994a). Rekrutteringen regnes derfor som den mest variable av villreinområdene i fastlands-Norge. Første års overlevelse varierte fra 20-95%. Strukturen på stammen er kjent gjennom tellinger (Tabell 10). Midtre kalvingstidspunkt er 22. mai. Dette er relativt seint sammenliknet med andre villreinområder, men tidligere enn f.eks. på Hardangervidda (Reimers 1997). Drektighetsfrekvensen var i 1995 på 89.7% tidlig i mai, 66.5 % i juni/juli og 71.3% tidlig i august for simler eldre enn 2 år (Ims 1996). Økningen i drektighet i august viser at slike metoder ikke gir helt sikre estimater, og det er generelt knyttet store metodiske problemer til tellinger av villreinstammer (Egil Reimers, pers. medd.). Bakketellinger i oktober har gitt en «kalv per 100 simle»-frekvens på 30-50% i perioden 1983-1995, mens flytellingene i juni viste en frekvens på 25-40%. Dette er lavere enn i f.eks. Rondane og Norefjell, og medfører et beregnet kalvetap på mellom 23.3-27.7%, avhengig av hvor stor feilprosenten fra telling av åringssimler antas å være. Slaktevekter for simler 0.5 år gamle var

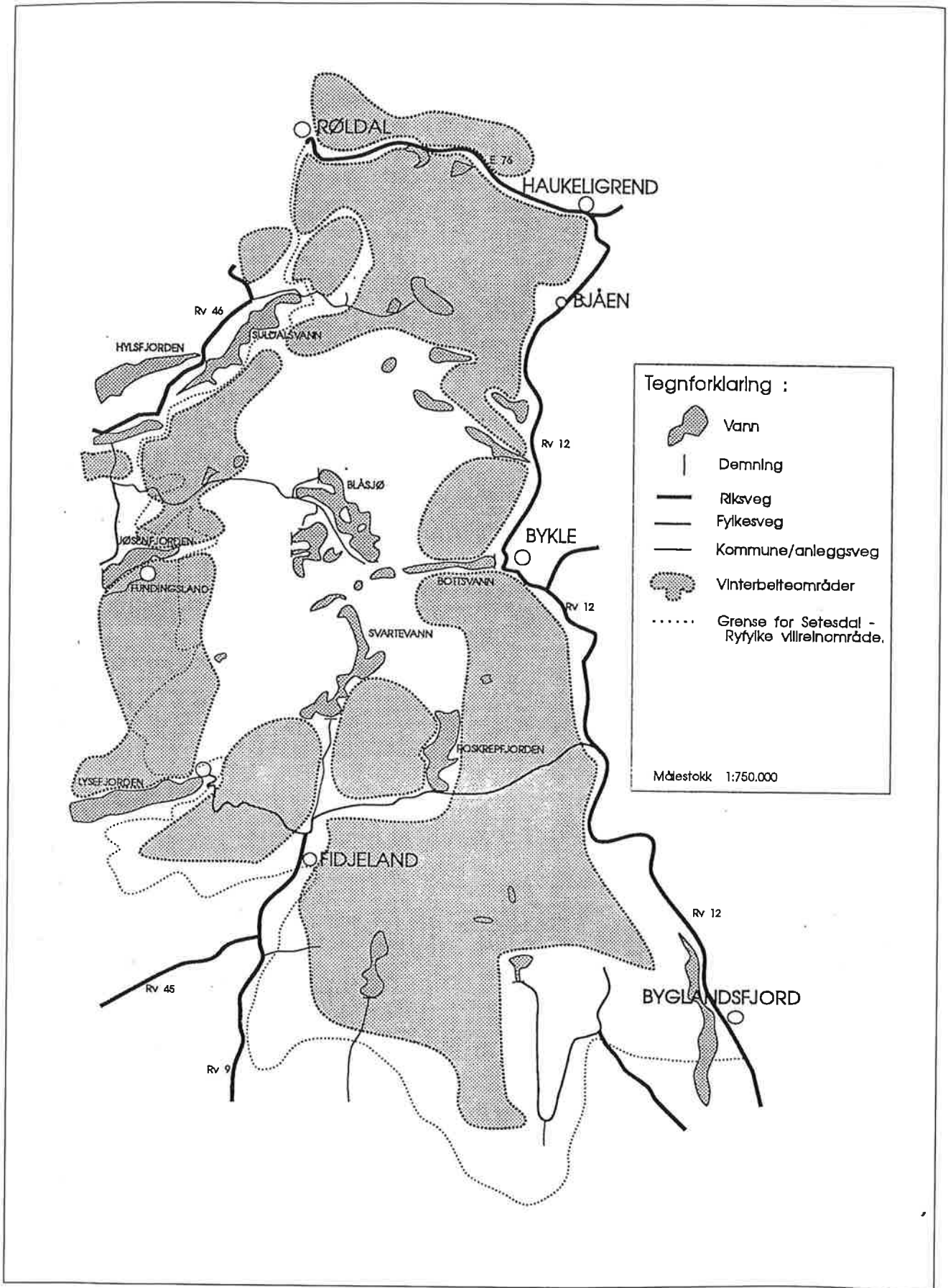


Fig. 15. En oversikt over viktige vinterbeite-områder for villrein-stammen i SVR. Disse arealene brukes for en stor del av bukker også om sommeren (etter Skåtan 1993a).

hhv. 15 og 17.5 kg, for 1.5 år gamle 24 og 26 for hhv. 1970 og 1992/1995 (Ims 1996). Kondisjonen på rein i SVR er dårligere enn i f.eks. Forelhogna, Knutshøy og Rondane Nord (Jordhøy 1995). Den viktigste bestandsbegrensende faktoren er jakt (Skogland 1994a), men forvaltningen tar som nevnt utgangspunkt i de naturgitte betingelsene (kap. 9.7.4).

Reinens vinterbeiter i SVR regnes som dårlige. En oversikt er gitt i Figur 15. Ved flytellingene om vinteren har det vist seg at hoveddelen av villreinbestanden har stått i de nordøstre delene. Vinteren er kortere i SVR enn i noe annet villreinområde, derfor er reinen mindre avhengig av tradisjonelle vinterbeiter. Det forekommer en svært begrenset mengde lav, og i enkelte vintre kan reinen stå i områder nesten uten lav. Det er derfor uklart i hvor stor grad reinen i SVR er avhengig av lav (Skogland 1994a). Det er imidlertid sterk tannslitasje på dyrene i SVR, hvilket tyder på beiting av steinlav (Skåtan 1993a). Villreinen i SVR kan også trekke tildels langt ned i skogen både om vinteren, våren og høsten (Skogland 1994a). Et problem for reinen er som nevnt nedising av lavmatter, dette er særlig vanlig på vestsiden som er mest oseanisk påvirket (kap. 2.2).

Reinens sommerbeiter i SVR er relativt sett bedre og regnes ofte som gode både hva angår kvalitet og mengde (NOU 1974). En oversikt over sommerbeiteområder er gitt i Figur 16. Topografien gjør at det store deler av sommeren er tilgang på beite i unge vekststadier. Villreinen er imidlertid i nokså dårlig kondisjon, så det er foreløpig uklart hvor godt sommerbeite det egentlig er (Tor Punsvik, pers. medd.). Det kan imidlertid være god kvalitet på sommerbeite, og at dårlig kondisjon skyldes at insektstress gjør at de ikke får nok beitetid (se nedenfor). Reinen kan trekke over store områder, men et spesielt viktig sommeroppholdssted beskrives å være områdene mellom Vatnedalen og Botsvatn i Bykle kommune. Bukkene oppholder seg om sommeren gjerne i periferien av villreinområdet (helt i sør, i sør-vest og nord-vest).

I den aktuelle debatten om det er sommer- eller vinterbeite som er mest avgjørende for villreinstammen i SVR, konkluderer Skåtan (1993a) med at det mest sannsynlig er vinterbeite som er avgjørende (se også kap. 9.7.2). Det har også blitt utviklet en lavbeitemodell, der tilgjengelig lavbeite danner basis for bæregrunnlaget for rein i villreinområder. Lavbeitene i SVR ble kartlagt i 1970 (Gaare 1971) og 1984 (Gaare 1985). Lavbeitene var tildels sterkt nedslitte og nesten bortbeitet i nordre delen av området, men

de var noe bedre i mer perifere deler lenger vest og sør. Et hovedproblem i SVR er dessuten at lavbeitene kan ise ned. Dette var også et problem vinteren 1998/99 (Jerstad 1999). Lavbeitemodellen ble tidligere brukt til å anbefale vinterbestanden av rein i SVR (Gaare 1971, 1985, Unander 1987), men ble av Skåtan (1993a) ikke vektlagt pga. at reinen ikke er like avhengig av lav om vinteren i SVR.

Det synes ikke som om reinen i SVR er så avhengig av et bestemt *kalvingsområde* (NOU 1974). Store arealer synes å tilfredsstille kravene til kalvingsområde, selv om enkelte områder er definert som vanlige kalvingsområder. (Fig. 14, kap. 9.4.3).

En viktig faktor i forbindelse med SVR, er som nevnt i hvilken grad tiden reinen har til å beite, begrenses av *insektstress* i varme somre. Reinen klarer ikke å kompensere for tapt beitetid om dagen i perioder med insektstress (Colman 1999a,b,c, Pedersen 1999). Det er imidlertid vanskelig å skille faktorene nedsatt beitetid pga. insekter og redusert kvalitet på beite pga. rask fenologisk utvikling i varmeperioder (kap. 9.7.3). Kraftig redusert beitetid og en del andre observasjoner levner likevel liten tvil om at insektstress (særlig bremser) er svært avgjørende (Colman 1999a,b,c, Pedersen 1999).

I likhet med insektstress, kan forstyrrelser fra mennesker gjøre at reinen får mindre tid til beiting. SVR har svært mye turisttrafikk og forstyrrelser i forbindelse med ferdsel på stier og hytter (kap. 6.1), men det er ikke undersøkt om dette har effekter på dyrenes kondisjon. Forstyrrelser fra turister kan også forventes å øke i solrike somre. Under studiene av insektstress ble imidlertid forstyrrelsen fra turister vurdert som uten betydning (Christian Pedersen, pers. medd.). Generelt reagerer reinen mindre på forstyrrelser fra kjøretøyer enn fra personer. I april 1999 ble det gjennomført feltarbeid for å finne ut i hvilken grad snøscootere påvirker reinen (Jonathan E. Colman, pers. medd.). Det er heller ikke undersøkt om tilsyn eller sanking av sau påvirker villreinen, men det har sannsynligvis mindre effekt enn de forstyrrelser f.eks. jegere selv står for.

Det er svært vanskelig å avgjøre hvordan *permanente installasjoner* eventuelt påvirker reinsstammen i SVR. De store *oppdemte magasinene* tok særlig mye sommerbeite (kap. 7.3). Vannstandsreguleringer kan også føre til sprekker i isen som kan være farlige for villreinen (Skåtan 1993a). Skogland (1994b) konkluderer i sin rapport om effektene av utbyggingene i Ulla-Førre, Sira-Kvina og øvre Otra (kap. 7.3) med

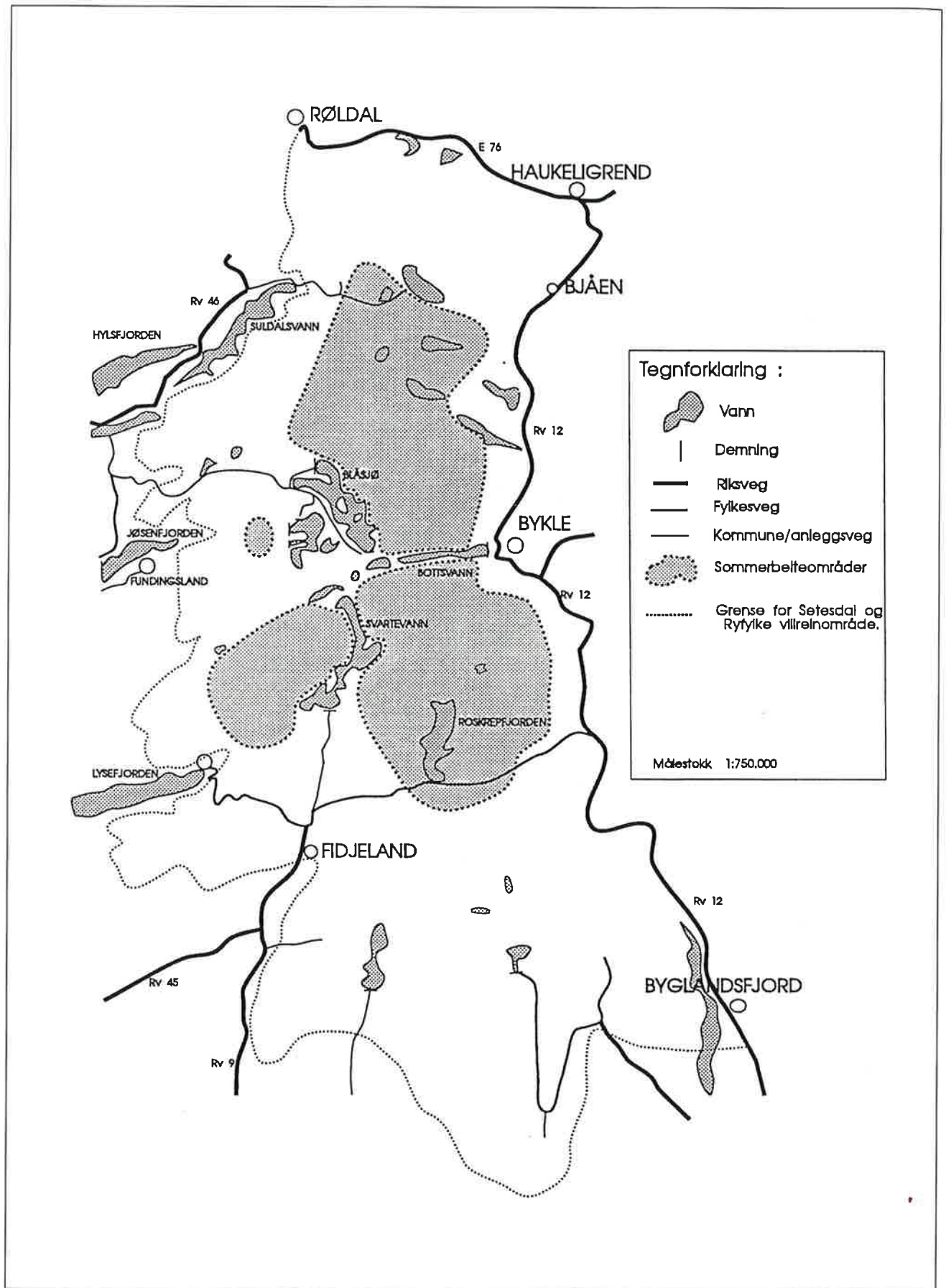


Fig. 16. En oversikt over viktige sommerbeite-områder for fostringsflokker av villrein i SVR (etter Skåtan 1993a).

Tabell 10. Avskytning og struktur av villreinstammen i SVR i perioden 1986-1997 (oppdatert etter Meli 1997). B1-2 står for småbukk og B3+ står for storbukk eller dominerende bukk. Totaltellingene er gjort i sammenheng med kalvetellinger i juni/juli.

År	Avskytning					Vinterstamme	Struktur i stammen			
	Kvote-tildeling	Totalt	Kalv	Simle	Bukk		Totalt	Kalv	Simle	Bukk B1-2
1986	1423	831	133	417	281		27	48	14	11
1987	1459	825	132	421	272					
1988	1513	718	113	359	246	3500	26	50	14	10
1989	1794	997	211	753	213	3550	22	41	19	18
1990	1458	753	166	406	181	2900	22	47	17	14
1991	1283	632	144	291	197		26	43	17	15
1992	1036	497	90	217	190		24	43	14	19
1993	1473	660	122	269	269	3500				
1994	1950	629	138	252	239		23	34	24	25
1995	2112	734	138	307	289		26	37	25	12
1996	2734	883	157	358	366					
1997	2756	1135	221							

at «Vassdragsutbyggingene synes derfor ikke å ha hatt noen negativ effekt på selve produksjonsgrunnlaget i stammen med en vinterstamme på rundt 3000 dyr i 10-års perioden, men det er åpenbart plass til færre villrein i hele fjellpartiet nå enn i tidligere tider fordi reinen bruker et mye mindre areal etter inngrepene.»

Det er i gang undersøkelser av hvordan *kraftledninger* eventuelt påvirker atferden til reinsdyr (Kjetil Flydal & Eigil Reimers, pers. medd.). Deler av dette studiet er lagt opp som feltobservasjoner av villreins krysning av knutepunktet mellom Blåsjø og Bossvatnet i SVR. Feltarbeidet vil bli utført av en hovedfagsstudent sommeren 1999. I anleggsperioder vil inngrep normalt føre til reduserte trekk, men det skjer normalt en tilvenning til å krysse kraftledninger (Skåtan 1993a). Vei-legemer har i seg selv sannsynligvis liten effekt på villreinen, men trafikken på dem kan gjøre at rein ikke vil krysse. *Alpinanlegg* kan også sannsynligvis føre til at det aktuelle arealet brukes mindre av rein (Skåtan 1993a). Dette kan imidlertid om sommeren gi åpne områder med ekstra beite, som blant annet blir utnyttet av sau.

9.8.2 De andre hjortedyrene

Felles for de andre hjortedyrene, er at habitat-inngrep antas å ha liten negativ innvirkning på bestandene. Tvertimot regnes bestandsskogbruk og endringer i jordbruk til en viss grad å ha gavnet både elg, rådyr og hjort.

Elg. Elgbestanden i Agder har hatt en sterk vekst opp gjennom 1980-tallet (Fjeld *et al.* 1997). Fra 1992 snudde bestandsutviklingen og stammen er nå på retur de fleste steder i fylket. Det er imidlertid langt igjen før målene om en kraftig redusert stamme er nådd (Agder Skogeigarlag 1999). De høye elgbestandene i Agder i forhold til beite har gitt dyr med lave slaktevekter, spesielt blant kalver og ungdyr. Elgprosjektet i Aust-Agder konkluderer med at beitepresset sommerstid er blant de høyeste i landet (Fjeld *et al.* 1997). Kvalitetsbeite som rogn, osp og vier er kraftig redusert, og elgen må beite mye bjørk som er av lav kvalitet. Vinterbeite synes ikke å være begrensende siden det er lite skade på furuforyngelser. Det er i tillegg påvist helseskader som beinskjørhet og nyreskader, noe som er satt i forbindelse med sommerbeiting av eik og rome (Bjerga 1996, Bjerga & Mysterud 1999, kap. 9.4.4). Viktigste bestandsbegrensende faktor er jakt (Andersen & Sæther 1996). Irregulær avgang for elgbestanden i Aust-Agder lå på 10% (Fjeld *et al.* 1997). I innlandet er dødeligheten mest påkjørsler fra bil og jernbane i snørike vintre, og over 80% av påkjørslene skjer i den mørke delen av døgnnet. Med økende alder får kyrne regelmessig tvillinger, men også tvilling-raten varierer regionalt.

Rådyr. Viktigste bestandsbegrensende faktorer er rødrevens predasjon på kalver (første 6 leveuker), harde snøvintre (dødelighet øker mest for kalver og eldre dyr) og gaupe (alle aldersgrupper) i områder

der den forekommer. I tillegg er jakt en viktig faktor, ihvertfall i enkelte deler av landet. Innen kommunene i SVR varierer rådyrstammen mye avhengig av hvor harde snøvintre det er (Helge Lyngstad, pers. medd.). Rådyrgeitene får i gjennomsnitt 2.2 kalver (varierer normalt mellom 1 og 3), første reproduksjon har de som 2-åringer (Cederlund & Liberg 1996).

Hjort. Viktigste bestandsbegrensende faktor er sannsynligvis jakt. Harde vintre kan også være en begrensende faktor, økt vinterdødelighet rammer særlig kalver. De fleste hunder får sine første kalver som toåringer, men det er regional variasjon (23-67%), og variasjon mellom år (46-76%) i ulike regioner avhengig av klima (Langvatn 1994).

9.9 Forstyrrelses-konkurranse

Forstyrrelses-konkurranse er når individene eller artene interagerer direkte ved aggresjon om en ressurs, eller når de på annen måte forstyrrer hverandres beiting («skremmer» hverandre)/unngår hverandre). Aggresjon mellom drøvtyggere forekommer relativt sjeldent (Clutton-Brock *et al.* 1987). Generelt er aggresjon forbundet med konsentrerte ressurs-flekker. Lite aggresjon mellom drøvtyggere skyldes sannsynligvis at beiteressursene er spredt over store områder, og at hver beiteplass i seg selv har lite ressurser. Det er derfor liten vits i å forsvare den, det er bedre å gå til en annen beiteplass. Forstyrrelses-konkurranse forutsetter ofte at artene bruker det samme arealet til samme tid. I de fleste tilfeller er konkurranse om beite mellom drøvtyggere ikke av forstyrrelses-typen. En *konsentrasjon* av beite kan imidlertid føre til økt grad av forstyrrelses-konkurranse. Rundt kunstige fôringsplasser om vinteren som har konsentrerte ressurser, er aggresjon relativt vanlig også blant hjortedyr (Espmark 1974). Av forstyrrelses-konkurranse som forekommer under «naturlige» forhold, kan villreins konkurranse om beitegroper om vinteren (Skogland 1994a) i en del tilfeller klassifiseres som dette. Det er blant annet en mulig forklaring på gevirdannelse hos simler (Roberts 1996).

Plass eller rom kan også ses på som en ressurs (Begon *et al.* 1990). Dette må ikke blandes sammen med at konkurranse om beite også kan føre til et skifte av habitat (romlig skifte). Om utnyttelses-konkurranse om beite medfører habitat-skifte vil avhenge av hvor grov-kornet den romlige fordelingen av beite-ressurser er. For store beitedyr vil det neppe bli så mange at ikke alle får plass rent fysisk, dvs. det er lite sannsynlig at det forekommer utnyttelses-konkurranse om plass.

Konkurranse om plass mellom beitedyr vil med stor sannsynlighet kreve direkte aggresjon eller at de «blir skremt» av/unngår hverandre, og er derfor forstyrrelses-konkurranse.

Forstyrrelses-konkurranse både om beite og plass forutsetter altså aggresjon eller at de «blir skremt» av/unngår hverandre. Det har blitt vist at hjort beiter mindre når det er storfe i nærheten, og det er påvist at storfe kan vise direkte aggresjon mot hjort (Mattiello *et al.* 1997). I undersøkelser i Skottland fant man imidlertid ingen effekt av blanding av sau og hjort på beiteatferd eller diettvalg (Hester *et al.* 1996). I SVR beiter sauene stort sett bare om dagen, mens reinsdyr i somre med mange insekter ikke beiter mye om dagen (kap. 9.4.3). Dette senker i utgangspunktet tiden med muligheter for direkte interaksjoner (Jonathan E. Colman, pers. medd.). I perioder med lite insekter, har det blitt observert at sau og rein beiter om hverandre i de samme områdene i SVR, tilsynelatende uten å forstyrre hverandre (Jonathan E. Colman, pers. medd.). Det er bare unntaksvis observert at sau jager rein eller omvendt, selv om nok enkelt-individer av begge arter i enkelte tilfeller kan bli skremt av en større flokk av den andre arten. Det er også uvisst om sau atferdsmessig er dominante i forhold til reinsdyr. *Det er derfor lite sannsynlig at forstyrrelses-konkurranse mellom sau og rein er av betydning i SVR.*

9.10 Påvisning av konkurranse

Studiet av interaksjoner mellom beitedyr stiller store krav til økologisk metodikk (kap. 8). Det er ingen generell enighet om kriterier for påvisning av konkurranse mellom beitedyr. de Boer & Prins (1990) framhevet at (1) det må være habitatoverlapp, (2) det må være overlapp i beite konsumert av de to artene innen habitatene og (3) de ressursene som deles må være begrensende. En nesten lik definisjon er foreslått av Tokeshi (1999): (1) forskjellige arter må dele de samme ressursene, (2) de delte ressursene må være begrensende og (3) de artene som er involvert må være negativt påvirket av hverandre under prosessen med å skaffe seg ressursene. Problemet blir å sannsynliggjøre at dette faktisk skjer. Konkurranse kan enten påvises direkte gjennom endringer i vekt, reproduksjon eller dødelighet (kap. 9.10.3 & 9.10.4), men langt vanligere er det å sannsynliggjøre konkurranse gjennom indirekte metoder (kap. 9.10.1, 9.10.2 & 9.10.5).

Indekser som måler overlapp i beitebruk sier i seg selv ingenting om graden av konkurranse (kap.

9.10.1). Slike indekser kan imidlertid brukes til å påvise konkurranse hvis man har studier (i like områder) der f.eks. sau og rein beiter atskilt, og der de beiter sammen. En forventer (litt paradoksalt) synkende grad av overlapp i beitevalget med økende grad av konkurranse (kap. 9.10.1). I en del tilfeller kan endret arealbruk, habitatbruk eller aktivitetsmønster brukes til å sannsynliggjøre konkurranse, men bare hvis man har kunnskap om hvordan dette igjen påvirker kondisjon, reproduksjon eller dødelighet (kap. 9.10.2).

Innhegningsekspesimenter der artene kan gå sammen, er tidkrevende og dyrt å gjennomføre, men kan gi sikre svar på konkurranse-spørsmål (kap. 9.10.3). Faren er at innhegningene er så små at de ikke fanger opp den heterogeniteten en kan finne i naturlige økosystemer, og at overføringsverdien derfor blir liten (kap. 8.3.1). På grunn av sammenhengen mellom reproduksjon og kroppsvekt hos drøvtyggere, er innsamling av vektopp-gaver for tidsserieanalyse en mulig måte å påvise graden av både innenarts- og mellomarts-konkurranse (kap. 9.10.4). Selv om tidsserieanalyse er forbundet med store metodiske utfordringer og usikkerheter omkring de slutninger man kan gjøre, vil dette være viktig også med tanke på andre økologiske spørsmål enn konkurranse. Dette bør derfor være en prioritert oppgave for videre forskning i SVR, men det er da viktig å kjenne til de begrensninger denne metoden har (oppsummert i Tabell 11).

Vegetasjonsindekser alene sier ingenting om konkurranse, men kjenner man et økosystem svært inngående kan dette også være aktuelt for å sannsynliggjøre konkurranse (kap. 9.10.5). Det er også klart at metodene kan kombineres. Hvis man kan sannsynliggjøre innenarts-konkurranse vha. tidsserieanalyse (kap. 9.10.4), at det er ressursoverlapp (kap. 9.10.1), og at ressursbruk til en art reduserer ressursen til en annen, så vil det styrke sjansen for at det faktisk er konkurranse (Putman 1996). Problemet er at de beste metodene er vanskelige eller dyre å bruke, mens litt mer «tvilsomme» metoder er enkle å gjennomføre.

9.10.1 Overlapp i ressurs-bruk - sammen og adskilt
At vi er interessert i overlapp i bruken av ressurser, bygger på forutsetningen at vi i utgangspunktet tenker på utnyttelses-konkurranse om beite, hvilket er den mest vanlige formen for konkurranse mellom drøvtyggere (kap. 9.6). Overlapp i bruk av ressurser måles med indekser som går fra 0 (ikke overlapp) til

1 (helt overlappende) (Hurlbert 1978, Abrams 1980, Lawlor 1980). Disse blir kalt «nisjeoverlapps-indekser» og brukes oftest til å måle overlapp i beite (kalt «beiteoverlapps-indekser»), eller i habitat (kalt «habitatoverlapps-indekser»). Enkelte ganger ganges habitat- og beite-indeksene sammen, siden det ikke kan bli konkurranse hvis de ikke bruker samme habitat (Holand *et al.* 1999). Nisjeoverlapps-indeksene veier hvor mange plantearter som to dyrearter beiter, og hvor mye de tar av de ulike artene (Abrams 1980). Mange ulike utnyttelses-mønstre av beite kan gi de samme indeks-verdiene. Indeksene kan forventes å være område-spesifikke, og også variere over tid (Abrams 1980).

Det er ingen sammenheng mellom graden av beiteoverlapp og intensiteten av konkurransen mellom arter (Abrams 1980). Intensiteten av konkurransen vil være avhengig av forholdet mellom bestandstettheten av artene og størrelsen på beitegrunnet. Det sentrale kriterium for konkurranse er altså at beitemengden må være begrensende og at den gir utslag i vekst, reproduksjon eller overlevelse (kap. 9.1). Nisjeoverlapp-indekser kan likevel gi nyttig informasjon om artenes næringsbiologi.

Hvis to arter har lite beiteoverlapp, kan dette skyldes (1) at artene i utgangspunktet er forskjellige, eller (2) at artene gjennom konkurranse over lang, evolusjonær tid har utviklet forskjellige tilpassninger til beite. Det kan imidlertid også skje en endring i graden av beiteoverlapp med intensiteten på konkurransen på en kort, økologisk tidsskala. Dette kan brukes for å sannsynliggjøre om det er konkurranse eller ikke. (3) *For store beitedyr er det vist at graden av beiteoverlapp ofte reduseres når intensiteten på konkurransen øker* (på en kort, økologisk tidsskala). Vi har forklart hvordan ressursbruken til to mulige konkurrenter kan studeres der de er hver for seg («allopatri») eller der de er sammen («sympatri»). Når artene er hver for seg studeres fundamental nisje, mens det er realisert nisje når artene er i samme område (kap. 9.2). Der det er konkurranse blir det ofte en oppdeling i bruken av ressurser, dette gjør at *indeksene for nisjeoverlapp kan synke ved økende grad av konkurranse*. Dette gjør at sammenlikninger av overlapp i ressursutnyttelse (særlig beite) der artene er *sammen* og der de er *atskilt* er ekstra interessante, *gitt at områdene som sammenliknes er like og at undersøkelsene gjøres parallelt*. Hvis artene har et stort overlapp i fødevalget når de opptrer i områder hver for seg, men i mindre grad når de er i samme område,

kan dette indikere konkurranse. I flere undersøkelser har man brukt dette kriteriet for å påvise konkurranse (Putman 1996). Dette regnes likevel som et svakt kriterium, men er langt bedre enn studier av beiteoverlapp i bare et område (Putman 1996). Vi understreker at dette vil dreie seg om korrelasjoner (kap. 8.2), så sant ikke dyretallet blir kunstig endret. Dette kan være et aktuelt kriterium for å sannsynliggjøre konkurranse mellom sau og villrein i SVR. Enkelte har brukt sesongmessige endringer i overlapp til å sannsynliggjøre konkurranse (Jenkins & Wright 1988, Gordon & Illius 1989). Noen hevder at liten grad av overlapp indikerer konkurranse (Gordon & Illius 1989, de Boer & Prins 1990), mens andre har brukt økende grad av overlapp som et kriterium (Jenkins & Wright 1988). Sesongmessige endringer i overlapp er etter vår mening ikke et brukbart kriterium uten å studere de aktuelle artene atskilt og sammen i like områder. *Disse argumentene må derfor ikke forlede noen til å anta at liten grad av beiteoverlapp er et tegn på konkurranse eller at stort beiteoverlapp indikerer liten konkurranse.* Det er først når vi sammenlikner artene sammen og adskilt at dette gir mening. Det er også viktig å understreke at hvis man finner et høyt beiteoverlapp når artene beiter adskilt (f.eks. 0.8), vil vi sannsynligvis snakke om relativt små endringer hvis det er konkurranse når de beiter sammen (f.eks. til 0.6), uten at dette er godt undersøkt. Høy grad av beiteoverlapp (mellom rein og sau, kap. 9.5.1) kan derfor sannsynliggjøre at beitekonkurranse vil skje hvis ressursene er begrensende, og liten grad av beiteoverlapp (f.eks. mellom lemen og sau, kap. 11.1.1) kan brukes til å sannsynliggjøre at mellomarts-utnyttelses-konkurranse ikke vil være en dominerende faktor selv om (de delte) ressursene er begrensende.

Det omtalte prosjektet som har studert forholdet mellom villrein og sau i SVR (kap. 6.3), skulle i utgangspunktet sammenlikne villreinens atferd i områder med og uten sau (Jonathan E. Colman, pers. medd.). Problemet var imidlertid at de lette resultatløst etter villrein i to uker i Bykle hvor det ikke beitet sau. De fant imidlertid mye villrein i Valle der det var mye sau. Beiteområdene i Valle og Bykle er tilsynelatende like gode. Forskerne mener dette kan være en indikasjon på at det er liten grad av konkurranse mellom villrein og sau om sommerbeiter (Jonathan E. Colman, pers. medd.), men et så kortvarig studium er selvfølgelig alene ikke nok til endelig å avgjøre om det er konkurranse eller ikke mellom villrein og sau i SVR.

Andre forhold om bruken av nisjeoverlapp-indeks er følgende: (1) *Overlapp er i stor grad avhengig av hvor fin oppløsning man har på dataene.* Jo nøyere man skiller plantene fra hverandre, jo lavere blir indeksen. Hvis vi analyserer på artsnivå vil vi få mindre (eller lik) grad av overlapp enn om vi ser på overlapp av plantenes slektsnivå. Hvis vi f.eks. kategoriserer beitet som urter eller gress, vil alle arter som bare beiter urter eller gress, eller en lik mengde urter eller gress, få overlapp lik 1 uavhengig av hvilke arter gress og urter de beitet. I en ekstrem sammenlikning kan vi klassifisere alt som beiteplanter, og intet er animalsk føde (kjøtt). Dermed blir overlappet 1! Vårt poeng er ikke at indeksene nødvendigvis må kalkuleres på artsnivå, i mange tilfeller vil det være urimelig å forlange det, f.eks. når det gjelder gress og halvgress. Det viktige er å være klar over på hvilket nivå de er regnet ut. Det vil være en fordel å ha utregnet indekser på ulike nivåer. Hvis man skal sammenlikne områder der sau og rein beiter sammen og atskilt, bør lik oppløsning brukes. (2) *Indeksene justerer ikke for ulikt energi-innhold i plantene. Det vil opplagt være viktigere med overlapp i beiteplanter med størst næringsinnhold.* (3) *Indeksene kan til en viss grad også brukes til å anslå forholdet mellom innenarts- og mellomarts-konkurranse, selv om dette vil være forbundet med problemene nevnt i punktene 1 og 2 ovenfor.* Hvis en beiteoverlapp-indeks mellom sau og rein er 0.5, vil tettheten av den andre arten veie som halvparten av den førstes egen tetthet. Dette betyr at summen av beitekonkurranse for et reinsdyr, vil oppleves som den samme uavhengig av om det er bare 1000 reinsdyr i et område, eller om det er 500 reinsdyr og 1000 sau. Dette vil bli enda vanskeligere hvis det er ulikheter i kroppsstørrelse (totalt inntak) og hvis artene har ulik nisjebredde.

9.10.2 Endret arealbruk og aktivitet

Det er sannsynlig at en eller begge arter kan forandre arealbruk, habitatbruk eller aktivitetsmønster hvis det er konkurranse mellom to arter. Problemet er at slike interaksjoner også kan skje uten konkurranse. Endret arealbruk, habitatbruk eller aktivitetsmønster sier derfor i seg selv ingenting om konkurranse, men det kan likevel i en del tilfeller brukes til å sannsynliggjøre om konkurranse skjer (se f.eks. Anthony & Smith 1977). *Dette forutsetter at man har kunnskap om hvordan ulik arealbruk, habitatbruk eller aktivitetsmønster påvirker vektutvikling, reproduksjon eller dødelighet hos den aktuelle art.* Man kan aldri bruke

bare data på areal- eller habitatbruk til begge arter i et område, og se om det er en positiv eller negativ korrelasjon mellom fordelingen av de to artene. Man vet da ikke om artene i utgangspunktet liker ulike områder, eller om det er som en respons på den andre arten.

(1) Det er vanlig at størrelsen på leveområdet til enkelte drøvtyggere i stor grad er bestemt av beitemengde og kvalitet (f.eks. Tufto *et al.* 1996), selv om dette ikke gjelder villrein. Hvis derfor sauen fjerner viktige beiteplanter for f.eks. et rådyr, vil man kunne forvente at rådyret vil bruke større leveområder der det er sau (Larsen 1997, Mysterud *et al.* 1998). Dette kan også skje hvis det er forstyrrelses-konkurranse, og en art prøver å unngå den andre. Det er vist ved eksperimenter at mulhjort hadde større leveområder i områder med (middels eller høy tetthet) av kveg enn der det ikke beitet kveg (Loft *et al.* 1993). Det kan imidlertid også være at størrelsen på leveområdene påvirkes av mengden skjul (Tufto *et al.* 1996). Det kan derfor skje en endring i størrelsen på leveområdet selv uten overlapp i beitevalg, men her kan kunnskap om hvilke faktorer som bestemmer størrelsen på leveområdet bli brukt til å sannsynliggjøre om det er beitemengden som er avgjørende. Størrelsen på leveområder til reinsdyr er i liten grad bestemt av beitemengden (kap. 9.4.3), det er derfor lite sannsynlig at dette er en aktuell metode for å klarlegge forholdet sau-villrein i SVR. Endring i arealbruk uten å relatere dette til forskjeller i habitat, vil sannsynligvis ikke kunne brukes som kriterium for å sannsynliggjøre konkurranse.

(2) Hvis skiftet i arealbruk fører til at mindre foretrukne habitater tas i bruk, kan dette indikere konkurranse. I det samme forsøket på effekter av kvegbeiting på mulhjort, ble det også påvist endret habitatbruk av mulhjort som respons på kvegbeiting (Loft *et al.* 1991). De fant at leveområdene ble lagt til andre områder, og at bruken innenfor leveområdene også endret seg. Dette må betegnes som en relativt god indeks for å påvise konkurranse om beite, selv om den ikke direkte sier noe om styrken på konkurransen.

(3) Det er en nær sammenheng mellom hvor høy kvalitet det er på beiteplantene, og hvor mye tid drøvtyggere er aktive (kap. 9.3.1). Hvis man kan påvise at et habitatskifte fører til mindre aktivitet (beiting), kan dette være en indikasjon på at dyret spiser dårligere beiteplanter, og at det følgelig er konkurranse. I det nevnte studiet av mulhjort og kvegbei-

ting, brukte imidlertid mulhjorten mer tid til å beite når kvegbeitingen økte i intensitet (Kie *et al.* 1991). Dette skyldtes at mulhjorten brukte mer tid til å beite jo mindre beitemengden var. Det er derfor vanskelig å forutsi hvilke endringer som kan forventes i aktivitetsmønster. Vi mener likevel at hvis det kan påvises endret tidsbruk til villrein i områder med sau, og at villreinen ikke kan trekke til områder uten sau, så indikerer dette konkurranse mellom sau og villrein.

9.10.3 Innhegningseksperimenter

Det har vært gjort relativt få forsøk der ulike beitedyr har blitt plassert sammen i eksperimentelle innhegninger. I en del slike studier har man imidlertid klart påvist at når en art beitedyr øker i antall, kan antallet av en annen synke. Dette viser tydelig at konkurranse er et reelt fenomen, men heller ikke mer (Putman 1996). Slike innhegninger er vanligvis så små at resultatene ikke nødvendigvis lar seg overføre til et virkelig økosystem (Putman 1996, kap. 8.3.1). Dette skyldes blant annet at vegetasjonen i en innhegning nødvendigvis vil måtte være mer homogen enn i et reelt økosystem, og nettopp *heterogeneitet* er kjent som en grunnleggende faktor for at ulike arter kan leve side om side. Denne kritikken gjelder også studier av effekter av beiting der beitedyrene innhegnes (kap. 10.11). For at slike eksperimenter skal være meningsfulle, må de foregå i en størrelsesorden der beitedyra kan gå på en realistisk skala, dette vil i praksis si omtrent som størrelsen på leveområdene. I tillegg må man som nevnt ha både replikater og kontroller (kap. 8.3). Slike undersøkelser blir derfor fort urealistisk dyre i forhold til hva man kan få ut av resultater.

9.10.4 Analyser av vekt oppgaver

Det er en nær sammenheng mellom vekt og reproduksjon hos drøvtyggere (Reimers 1983). Ved høy bestandstetthet går vektene normalt ned som en følge av innenarts konkurranse (kap. 9.7.2). Hvis artene konkurrerer om en begrenset ressurs, vil også bestandstettheten av den andre arten virke inn. Det vil derfor i prinsippet være mulig å analysere variasjoner i vekter over år i forhold til tettheten av begge arter. Dette er et eksempel på såkalt «*tidsserieanalyse*», som er forbundet med en rekke metodiske problemer og begrensninger (se f.eks. Royama 1992). En begrensning er at dette er studier av korrelasjoner, der en som nevnt ikke kan slutte sikkert om årsakssammenhenger uansett hvor avan-

serte analyser som gjennomføres (kap. 8.2). Det er også flere direkte metodiske problemer som spiller inn. Metodikk for å gjennomføre statistiske analyser der graden av innenarts- og mellomarts-konkurranse kan bestemmes, er utviklet for smånagere (Hansen *et al.* 1999). Metodikken foreligger altså, men slike analyser forutsetter tilstrekkelig lange tidsserier og variasjoner i tetthetene hos begge arter, og denne variasjonen må ikke være synkron.

La oss først ta utgangspunkt i at vi vil vise innenarts-konkurranse, og stille spørsmålet: *Hvorfor trenger man lange tidsserier?* Et første problem ligger i at de årlige variasjonene i vekter i stor grad skyldes endringer i værforhold (kap. 9.7.3). Klima kan påvirke både beitemengde og kvalitet, og vil derfor kunne gi store variasjoner i vekter fra år til år (elg: Sæther 1985, hjort: Langvatn 1994). Normalt skjer ikke endringer i tettheter av hverken sau eller rein like raskt. *Skal man klare å registrere effekter av*

bestandstetthet, krever dette at tetthet faktisk endres i tidsserien man analyserer. For å kunne bedømme den relative betydningen av klima og bestandstetthet, må vi derfor ha år med (1) lav tetthet og «godt» vær, (2) lav tetthet og «dårlig» vær, (3) høy tetthet og «godt» vær og (4) høy tetthet og «dårlig» vær. Har vi det, kan vi undersøke både effekter av klima og bestands-tetthet. Vi kan da også undersøke om disse faktorene er avhengige av hverandre (om det er interaksjon), f.eks. om et år med klima som gir lite beite og av lav kvalitet har en større effekt når det er høy enn lav bestandstetthet (kap. 9.7). Det er mange andre komplikasjoner, blant annet at effekter av bestandstetthet kan opptre «forsinket», f.eks. hvis høy bestandstetthet et år fører til nedgang i biomasse av plantearter som vokser seint. Derfor må overvåking av vekter skje over lang tid, sannsynligvis i minst 10 år, og det må innenfor dette tidsrommet skje en (betydelig) endring av bestandstetthet. Det er også knyttet store

metodiske usikkerheter til estimering av bestandsstørrelsen på villreinstammen (Jonathan E. Colman, pers. medd.), enhver slik analyse vil aldri kunne bli bedre enn de data som mates inn.

Så langt har vi altså bare tatt for oss problemer med tidsserieanalyser for å påvise innenarts-konkurranse. Hvis en skal se på effekter av konkurranse mellom to arter, vil man i tillegg måtte ha variasjon i bestandstetthet av den andre dyrearten. Vi skal da helst i tillegg ha variasjon i tetthet av begge arter uavhengig av hverandre (og i «gode» og «dårlige» år). Dette er ikke realistisk å få gjort dersom tidsvinduet er lite.

Vi mener likevel at analyser av vekttoppga-

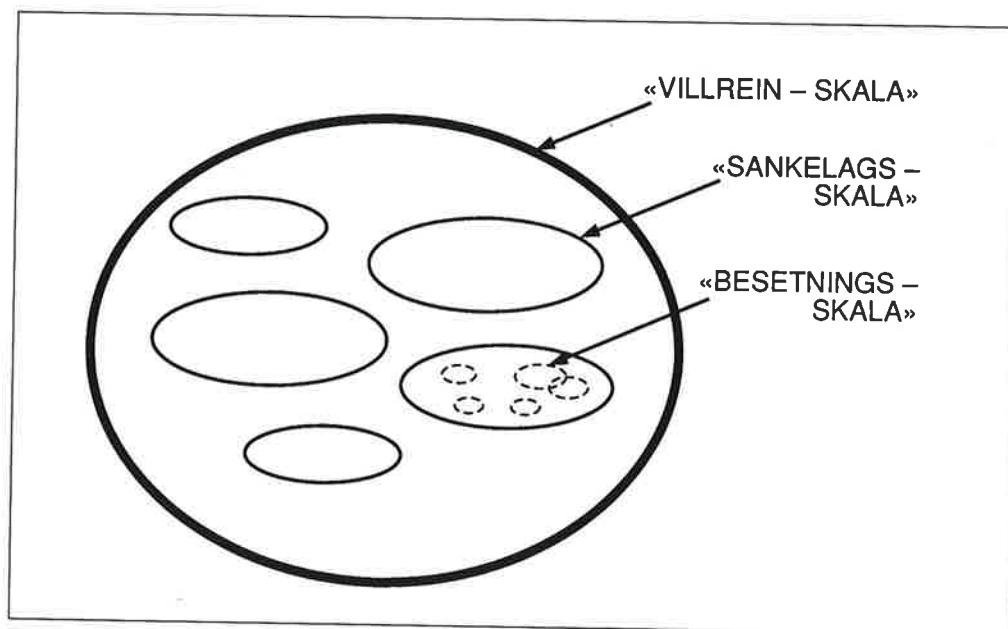


Fig. 17. Villreinen bruker normalt større leveområder enn det en sauebesetning gjør. Hvis det derfor er så mye sau i et område, at reinen ville oppleve konkurranse om beite hvis den var tvunget til å beite der, kan villreinen bare trekke til områder uten eller med mindre sau. Hvis de alternative områdene er av lik kvalitet, blir det ikke konkurranse. Hvis det derimot blir mye sau innenfor hele leveområdet til villreinen, øker sjansen for konkurranse. Hvis man kan påvise innenarts-konkurranse om beite for sau i de fleste besetningene innenfor villreinsens leveområde i SVR, kan dette sannsynliggjøre om det er mellom-arts konkurranse mellom villrein og sau (kap. 9.10). Det blir deretter sentralt å finne ut hvor viktig mellom-arts konkurranse er i forhold til andre faktorer som også påvirker bestanden av villrein som f.eks. nedising av vinterbeiter og insektstress om sommeren. For mindre arter som ofte bruker mer begrensede arealer (f.eks. lemen), vil det lettere oppstå beite-konkurranse. Dette forutsetter at det er beite-overlapp.

Tabell 11. Oversikt over ulike kriterier for å påvise utnyttelses-konkurranse om beite (kap. 9.10). Vi har også indikert om metoden er aktuell eller ikke for å påvise konkurranse mellom sau og villrein i SVR. Beite-konkurranse er mest sannsynlig ved høye bestandstettheter.

Type metodikk	Kap.	Problemer	Villrein-sau i SVR	Aktuelle referanser
<i>Direkte metoder</i>				
Innehgnings-eksperiment	9.10.3	Ofte dyrt og vanskelig å få gjennomført Dyrt, liten overførings-verdi	Ikke aktuelt	Putman 1996
Tidsserie-analyser	9.10.4	Krever lange tidsserier, bare korrelasjon	Aktuelt på sikt	Hansen <i>et al.</i> 1999
<i>Indirekte metoder</i>				
Ressuroverlapp-sammen og adskilt	9.10.1	Kan bare sannsynliggjøre konkurranse, ikke måle styrken på konkurransen Vanskelig å få gjennomført eksperimentelt.	Aktuelt	Putman 1996
Endret habitatbruk-sammen og adskilt	9.10.2	Vanskelig å finne like områder der artene kan studeres adskilt og sammen (korrelasjon)	Aktuelt	Kie <i>et al.</i> 1991
Endret aktivitet-sammen og adskilt	9.10.2		Aktuelt	Kie <i>et al.</i> 1991
Vegetasjon	9.10.5	Må på forhånd vite om ressursen er begrensende	Lite aktuelt (på sikt?)	

ver av både sau og villrein kan gi viktig informasjon om økologien til disse artene i SVR. Dette siden det er relativt enkelt å skaffe vekttoppgaver fra både sau og villrein. Det eksisterer allerede gode data på sau. Det er mer sparsomt med data på vektorer av villrein. Hvis man kan påvise innenarts-tetthetsavhengig konkurranse om beite for sau i de fleste besetninger innenfor reinsområdet i SVR, kan dette indikere konkurranse også mellom sau og villrein (Fig. 17). Fra 1996 startet man veiing av alle dyr skutt i Njardarheim (Holand *et al.* 1999). Det vil imidlertid ta lang tid før data fra tilstrekkelig mange år er tilgjengelige, selv om noe allerede er innsamlet i tidligere undersøkelser. Allerede nå er det mye som tyder på at den solrike sommeren 1997 ga lavere kroppsvekter for reinskølver og ungdyr enn den nedbør-rike sommeren 1998, sannsynligvis som en følge av redusert insektstress og kanskje bedret beitegrunnlag (kap. 9.8.1). Forhåpentligvis kan denne innsamlingen gjøre at vi på sikt kan komme fram til en grundigere forståelse av hva det vil si å være drøvtygger i SVR.

9.10.5 Monitorering av vegetasjon

Hvis det er betydelig press på beite-ressursene til den ene arten, og det kan påvises at den andre arten påvirker mengden tilgjengelig beite, kan dette som nevnt indikere om det er beitekonkurranse (Putman 1996). *Det er hevdet at det kan ta tid før kroppsvektene til store beitedyr går ned pga. konkurranse, og at monitorering av vegetasjon derfor er en mer sensitiv indeks* (Noy-Meir 1975). Denne tilnærmelsen vil aldri kunne påvise konkurranse mellom to arter direkte, men den kan gi indikasjoner om beitepresset generelt er høyt. Vegetasjonsindekser som er lette å måle og som sier noe om tilstanden til vegetasjonen generelt, vil ha stor verdi for forvaltningen. Disse kan brukes ikke bare med tanke på beite-konkurranse, men kanskje viktigere i forbindelse med diskusjonen om på hvilken måte hard beiting eventuelt endrer annet mangfold. Vi har derfor diskutert dette i kapitlet om effekter av beiting på vegetasjon (kap. 10.10). De er uansett ikke aktuelle som indekser for eventuell konkurranse mellom sau og villrein i SVR med den kunnskapsmengden vi har i dag.

9.11 Beite-forbedring

Beite-forbedring (eng. «grazing/feeding facilitation») vil si at et beitedyr gjennom sin beiting bedrer forholdene for beiting på et seinere tidspunkt (se f.eks. Bell 1971, McNaughton 1976, 1984). Beite-forbedring

(eksempel på såkalt «positiv feedback») er dermed det motsatte av beite-konkurranse (såkalt «negativ feedback»). Dette er en effekt som kan gjelde både innen og mellom arter av beitedyr. Vi fokuserer i det videre først og fremst på at en art kan bedre forholdene for en annen art. I enkelte tilfeller kan beite-forbedring gavne begge arter («symbiose»), i andre tilfeller bare den ene («kommensalisme») (Sinclair & Norton-Griffiths 1982). Beite-forbedring er generelt mindre omtalt enn beite-konkurranse i den internasjonale faglitteraturen.

Den vanligste mekanismen for beite-forbedring er at beiting hindrer at planter eldes, dvs. at plantene holdes i unge vekststadier av høy næringsmessig kvalitet (kap. 9.11.1). På samme måte kan gjødsling med ekskrementer og urin føre til økt kvalitet eller mengde av beite (kap. 9.11.2). Det kan også være at vegetasjon som utsettes for middels beitegrad øker sin primærproduksjon (den såkalte «beiteoptimerings-hypotesen», kap. 10.4). I Sverige har det blitt påpekt at rådyr bruker stier som elg har tråkket opp i perioder med mye snø (Cederlund *et al.* 1980), hvilket kan ses på som en form for beite-forbedring. Vi har her ikke tatt med at beiting kan hindre gjengroing (som i stor grad skygger ut planter), men dette kan sannsynligvis også være en viktig effekt på en lengre tidsskala (kap. 10.9.5).

I tillegg til at en kan sannsynliggjøre effektene av beite-forbedring indirekte på vegetasjonen (kap. 9.11.1 & 9.11.2), kan man også (indirekte) påvise dette hvis dyret oftere gjenbeiter tidligere beitede flekker (kap. 9.11.3). I siste instans kan beite-forbedring måles direkte ved at det fører til en økning i overlevelse, vekst og/eller reproduksjon av de individer som er involvert (kap. 9.11.4), på samme måte som konkurranse fører til redusert vekst/reproduksjon. Det er imidlertid få studier som har vist beite-forbedring direkte, sett i forhold til studier av beite-konkurranse. Kravene til å sannsynliggjøre beite-forbedring er noe mindre strenge enn for konkurranse, siden beite ikke trenger å være begrensende for å få beite-forbedring (snarere tvertimot, se neste avsnitt). Styrken på beite-forbedringen kan imidlertid bare måles på overlevelse, vekst og/eller reproduksjon, på samme måte som for konkurranse (kap. 9.10). De ulike kriteriene er oppsummert i Tabell 12.

Saue-beiting i SVR kan altså bedre forholdene for villreinen (kap. 9.11.5). *Vi vil understreke at bestandstetthet sannsynligvis vil være avgjørende for om det blir beite-forbedring eller beite-konkurranse*

(Fig. 18). Med økende tetthet kan det som i starten var beite-forbedring gå over til å bli beite-konkurranse. Dette kan være fordi biomassen blir så liten at den bedrede kvaliteten ikke klarer å oppveie dette. For gress gjelder ofte at for høyt gress har lav kvalitet, mens altfor lavt gress kan gi konkurranse fordi det blir for lite inntak per bitt (kap. 9.6.1). Beitesituasjoner med for høyt eller for lavt gress er derfor ikke gunstige (McNaughton 1984).

9.11.1 Beitekvalitet og fenologi

Mange planter som ikke beites, vokser først, for deretter å blomstre og visne i løpet av en sesong. Som nevnt er også plantens kvalitet høyest når den er i et ungt vekststadium (kap. 9.3.1). Den vanligste formen for beite-forbedring er at beiting tidlig på sesongen, fører til at plantene seinere på sesongen fortsatt er i et ungt fenologisk stadium og dermed av høyere kvalitet. Det kan også være at effektene med endringer i mobilisering av nitrogen fra vev under bakken kan være viktig (kap. 10.5.1). Frank (1998) har vist at i Yellowstone økte beiting mengden nitrogen som gikk til vev over bakken. Det er sannsynlig at også værforhold vil avgjøre om det blir bedre kvalitet på en plante etter beiting, og det er helt klart at beiting ikke alltid fører til økt kvalitet (se f.eks. Danell *et al.* 1994). Sannsynligvis vil beite-forbedring variere avhengig om det beites på gress, halvgress, lyng og trær.

Eksperimentell klipping av enkelte viktige beiteplanter for kanadisk villrein (eng. «caribou»), viste at dette reduserte plante-produksjonen, mens klipping av halvgress (eng. «sedges») førte til økt konsentrasjon av nitrogen, magnesium, natrium og fosfor, noe som sannsynligvis forbedret kvaliteten på cariboubeitet (Ouellet *et al.* 1994). De plantene som hadde raskest gjenvekst, var også de som fikk best kvalitet etter klipping.

I Idaho i USA har man påvist varierende effekter av saue-beiting om sommeren på kvaliteten av lyng og kvist utover høsten og vinteren (Alpe *et al.* 1999). Ved tidlig sommer-beiting av sau ble beite-kvaliteten (målt som rå-protein, tilgjengelig protein, fiber og lignin innhold) av høst og vinterbeite bedret sammenliknet med lokaliteter som ikke var beitet. Ved sein beiting av sau var det ofte at effektene ble motsatte, dvs. at beitingen fra sau senket kvaliteten av høst og vinterbeite. Forfatterne mener det er rimelig å anta at moderat saubeiting (40-55% utnyttelsesgrad) i dette området bedrer beiteforholdene hvis beitingen skjer før midten eller slutten av juni, at det fører til

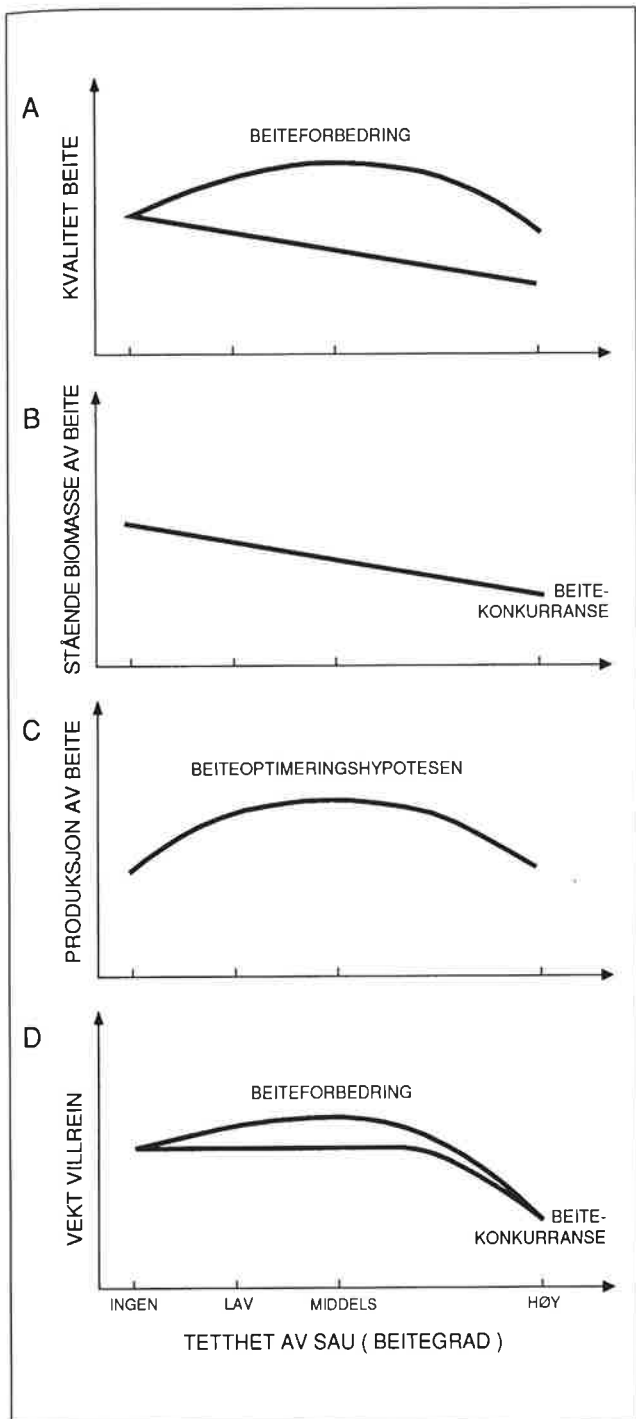


Fig. 18. Sannsynlige sammenhenger mellom tetthet av sau (beitegrad) og **a**) kvaliteten på sommerbeite (kap. 9.11), **b**) mengden med stående biomasse av sommerbeite, **c**) produksjonen av beite i løpet av en vekstsesong (kap. 10.4), og **d**) vekten hos villrein. Som det fremkommer av figuren er det flere sannsynlige utfall, og det er ikke tilstrekkelig dokumentert hvilke som er mest sannsynlige i SVR. Det er blant annet usikkert om det er stor effekt av beiteforbedring, mens for mye sau vil gi reduserte vekter hos villrein. Det er imidlertid ikke kjent om dette er tilfelle i SVR i dag.

omtrent like forhold hvis beitingen slutter i midten av august, mens beiting i slutten av august eller seinere forringer forholdene særlig om høsten, men lite om vinteren. Forholdet vil sannsynligvis også avhenge av værforholdene og hvor intens saubeitingen er (Alpe *et al.* 1999).

Rhodes & Sharrow (1990) fant i Oregon, USA at vegetasjonen i områder beitet av sau hadde høyere innhold av råprotein sammenliknet med den i ikke beitede områder i oktober, men ikke i mars. De konkluderte med at mengden høykvalitetsbeite likevel var høyere også i mars. Saubeiting reduserte mengden kvist og urter, men påvirket ikke mengden gress og halvgress.

9.11.2 Beitekvalitet og gjødsling

Gjødsling med møkk og urin kan også bedre kvaliteten på beite. Normalt kan man anta at gjødsling generelt bedrer beite for alle drøvtyggere uavhengig av art. Vi diskuterer likevel annetsteds muligheten av at beitedyr unngår å beite der det er gjødslet (kap. 9.14). Nolan og Connolly (1989) hevder at storfe og sau ikke vil beite ved egen møkk pga. infeksjonsfaren, men gjerne ved møkk fra den andre arten hvor det er mindre fare for parasitter som går på sin egen art (kap. 9.14). De fant økt vekst ved sambeiting hos begge arter, og mente at mekanismen nettopp var at artene ofte beiter friskt beite ved møkk av den andre arten, mens hver enkelt art helst ikke vil beite ved egen møkk. Det er uvisst om den økte beitekvaliteten som er påvist i studier omtalt i kap. 9.11.1 også skyldes gjødslingseffekter, med unntak av studiet med eksperimentell klipping (kap. 10.8.1).

9.11.3 Beitedyrs gjenbeiting

Det er vel kjent at elg og storfugl (tiur) i enkelte tilfeller heller beiter på plante-individer som tidligere er beitet (Jefferies *et al.* 1994), sannsynligvis pga. at disse er i et tidligere fenologisk stadium enn ubeitede trær. Vi diskuterer i forbindelse med effekter av beiting på plantemangfoldet hvordan mangfold kan øke pga. at dyrene oftere gjenbeiter (kap. 10.3). Det er blant annet vist at enkelte beitedyr (bison) oftere søker seg til tidligere beitede flekker som er gjødslet med møkk og urin. Dette vil ytterligere øke konsentrasjonen av næring, og vi får derfor en syklus som forsterkes over tid (eng. «positive feedback», f.eks. McNaughton *et al.* 1997). Observasjoner av beiteatferd hos sau i områder med svært lav bestandstetthet, viser også at de ofte klumper seg og beiter på et lite

område (Arne Rian, pers. medd.). Dette kan skyldes beite-forbedring ved lav bestandstetthet. Det har også blitt hevdet at villrein og sau i SVR kan beite i samme område av samme årsak (Jonathan E. Colman, pers. medd, se kap. 9.10.1).

9.11.4 Beite-forbedring og dyrets vekst og reproduksjon

Det er relativt få studier internasjonalt som har sett på effektene av beite-forbedring på vekst eller reproduksjon. Vi har allerede nevnt studiet til Nolan og Connolly (1989) på forholdet sau og storfe, der begge artene fikk økte vekter ved sambeiting (kap. 9.11.2, se Brelin 1979, Nedkvitne *et al.* 1995 for flere referanser på det samme). Tilsvarende studier er også utført av Abaye *et al.* (1994). De påviste at sauelam i innhegninger der det også beitet ku vokste raskere enn der det bare beitet sau. Derimot fant de ingen forskjell på vekst-hastigheten hos storfe-kalver. Beitekvaliteten var lavest der det bare beitet sau, noe høyere der det var sambeiting mellom storfe og sau, og høyest der det bare beitet storfe. Et slikt innhegnings-eksperiment sier på samme måten som for konkurranse (kap. 9.10.3) ikke annet enn at fenomenet beite-forbedring er reelt. I eksperimenter på sambeiting har den totale tettheten av husdyr ofte vært holdt konstant mellom sambeiting og adskilt beiting (Brelin 1979, Nedkvitne *et al.* 1995), og man kan da ikke skille effekter av beite-forbedring fra effekter av redusert innenarts beite-konkurranse (siden det da vil være færre individer av egen art når det er sambeiting).

I Skottland førte beiting på gressarten blåtopp av storfe om vinteren til større biomasse og bedre tilgjengelighet av grønt gress om våren for hjort (Gordon 1988). Dette ble vist ved å sammenlikne et område med og et uten storfe (korrelasjonsstudium, kap. 8.2). Hjort i områder med storfe fikk oftere kalver enn der det ikke beitet storfe, men det var ingen målbar effekt på kroppsvektene til hverken hindene eller bukkene. Gordon (1988) mener at storfe dermed også kan bedre forholdene for sau.

9.11.5 Forbedrer sau reinsbeitet i SVR?

Beite-forbedring som mekanisme har også blitt foreslått for forholdet mellom sau og villrein i SVR (Colman *et al.* 1998). Siden sauen «trimmer» gresset om sommeren, vil vekstsesongen for gresset forlenges i forhold til ubeitet gress som vokser seg langt og visner. Det kan derfor være at sauens gress-beiting om sommeren gjør at kvaliteten på villreinens vår-, høst-

og vinterbeite bedres. Siden beitetiden om sommeren ofte blir kort pga. mye insekter (kap. 9.4.3), kan sannsynligvis vår-, høst og vinterbeite til villrein i SVR være viktig (Jonathan E. Colman, pers. medd.). Undersøkelsene med eksperimentell klipping av ulike plantearter ved Rosskreppfjorden, SVR, viste at plantekvaliteten økte i perioden etter beiting, selv om dette ikke alltid var tilfelle (kap. 10.8.1). Det er likevel for tidlig å si hvor viktig dette er for interaksjonen sau og rein, men det er for tiden i gang forsøk i SVR for å forsøke og klargjøre dette (Jonathan E. Colman, pers. medd.).

9.12 Endring av predasjonsrate

Det er særlig tre mekanismer som er aktuelle for hvordan et beitedyr kan påvirke predasjonsraten på et annet. (1) Bestanden av et generalist-rovdyr (se nedenfor) kan øke hvis det blir mer beitedyr generelt (såkalt «numerisk respons»). (2) Hvis dette ikke skjer, kan tilstedeværelsen av et beitedyr føre til at generalist-rovdyret tar mindre av et (såkalt «funksjonell respons») eller begge dyr (fortynning). (3) Beiting kan fjerne vegetasjon som utgjør viktig skjul. Det er også eksempler på at grupper av flere dyrearter lettere oppdager rovdyr (de Boer & Prins 1990), men dette er ikke påvist i nordiske økosystemer.

Det er vanlig å klassifisere predatorer (rovdyr og rovfugler) etter om de er *generalister* eller *spesialister*. En generalist er en art som beskatter et bredt spekter av mulige byttedyr. De kan enten hele tiden jakte flere arter, eller de kan i perioder slå over på den arten som er lettest å få tak i («funksjonell respons»). En spesialist er en art som spesialiserer seg på et eller få arter av byttedyr. Dette må ses på som ytterpunkter på en kontinuerlig gradient. Alle de store rovdyrene her i landet og også rev er generalister, selv om jerv og rev er mer typiske eksempler på generalister enn gaupe.

(1) En art generalist rovdyr kan påvirke bestanden av flere drøvtyggere, dette er vist i forholdet mellom ulv og kanadisk villrein (caribou), hjort, elg og Stone's sau (*Ovis dalli stonei*) i Kanada (Bergerud & Elliot 1998). En generalist kan dermed holde en høy bestandstetthet selv om et av byttedyrene (for tiden) er sjeldne, hvis den i samme periode kan jakte på andre arter (funksjonell respons). Det viktige i denne sammenheng er derfor at *stor bestand av en art byttedyr, kan gi høyere bestand av et generalist rovdyr, som igjen kan føre til at generalisten holder andre byttedyrarter på et lavere nivå*. Det er ukjent i hvil-

Tabell 12. Oversikt over ulike kriterier for å påvise beite-forbedring (kap. 9.11). Vi har også indikert om metoden er aktuell eller ikke for å påvise beite-forbedring mellom sau og villrein i SVR. Bruken av innhegningseksperimenter og tidsserieanalyser er beskrevet under kapitlet om påvisning av konkurranse, og de samme fordeler/problemer gjelder i stor grad også når det gjelder å påvise beite-forbedring (se kap. 9.10). Beite-forbedring er mest sannsynlig ved lave eller middels bestandstettheter.

Type metodikk	Kap.	Problemer	Villrein-sau i SVR	Aktuelle referanser
<i>Direkte metoder</i>				
Innhegnings-eksperiment	9.10.3	Ofte dyrt og vanskelig å få gjennomført		
	9.11.4	Dyrt, liten overførings-verdi	Ikke aktuelt	Nolan & Connolly 1989
Tidsserie-analyser	9.10.4	Krever lange tidsserier, bare korrelasjoner	Aktuelt på sikt	Hansen <i>et al.</i> 1999
<i>Indirekte metoder</i>				
Gjenbeiting	9.11.3	Kan bare sannsynliggjøre beite-forbedring, ikke måle styrken på den		
Kvalitet på beite	9.11.2	Ofte korrelasjoner	Aktuelt	Jefferies <i>et al.</i> 1994
	9.11.3	Ofte korrelasjoner, ressursen må ikke være begrensende	Aktuelt	Alpe <i>et al.</i> 1999
Mengde beite	9.11	Ofte korrelasjoner	Aktuelt	
	10.4			

ken grad antallet sau kan påvirke mengden av rovdyr som også tar reinsdyr, eller omvendt. Tidligere ble den store reinsstammen nevnt som forklaring på at det var mye rovdyr året rundt, og at det dermed ble store tap også av småfe (Brandal & Tjeltveit 1996). I Snøhettaområdet ble det påvist lite predasjon av jerv på reinsdyr i hiperperioden (fram til juni) (Landa *et al.* 1998), til tross for et stort tap av sauelam til jerv (Warren *et al.* 1998). Dette kan antyde at det ikke var negativ effekt av tilstedeværelsen av sau om sommeren i dette området.

(2) Hvis tilstedeværelsen av et beitedyr ikke gir flere generalist-rovdyr (numerisk respons), kan det føre til mindre predasjon på et annet beitedyr (funksjonell respons). Dette er sannsynlig bare hvis predasjonsraten ikke spres over tid, men at byttedyrene er tilgjengelige på samme tid (og over en så kort fase at det ikke blir flere rovdyr). Hvis to arter som begge tas av samme generalist er sårbare til samme tid, kan den andre artens tilstedeværelse redusere sjansen for at den andre arten blir tatt. Det har blitt foreslått at sauelam kan virke som alternativt byttedyr for rådyrkalver i perioden hvor de er særlig utsatt (Mysterud *et al.* 1998), men dette er ikke nærmere undersøkt.

(3) Gjennom sine endringer av vegetasjonsstrukturen (kap. 10.1), kan beitedyr også øke (eller minske) sjansen for å bli tatt av rovdyr ved å endre grad av skjul. Det er for eksempel vist i USA at storfe reduserer mengden skjul langs bakken der mulhjort gjemmer kalvene sine (Loft *et al.* 1987). Blant våre hjortedyr er det særlig rådyr som er avhengig av slikt skjul (Cederlund & Liberg 1996), men også hjortekalver er en kortere periode avhengige av skjul. Skjulreduksjon har sannsynligvis ingen betydning for forholdet mellom villrein og sau i SVR.

9.13 Økning i sykdoms- eller parasittbelastning

Sykdommer og parasitter kan føre til direkte dødelighet, men vel så vanlig er det at vertsdyret påføres en økt energetisk kostnad som ikke er direkte dødelig. Smittefare mellom drøvtyggere har vært framme i debatten om forholdet mellom sau og villrein, og vi vil derfor fokusere på dette. Om sau kan overføre sykdom eller parasitter til rein har tidligere blitt utredet av Warren og Mysterud (1995a), og følgende beskrivelse er i stor grad hentet derfra. Faren for både sykdommer og parasitter må forventes å være tethetsavhengig (kap. 9.7), med mindre beitedyra svært ofte gjenbeiter selv ved lav tetthet (kap. 9.11.3). Det ser ut til å være liten fare for overføring av løpenema-

toder (kap. 9.13.1), hjernemark (kap. 9.13.3) eller skrapesyke (kap. 9.13.4) fra sau til rein. Det er påvist at bendelorm fra sau kan smitte reinsdyr (kap. 9.13.2), det er uvisst om dette har betydning for reinen i SVR.

9.13.1 Løpenematoder

I en undersøkelse utført i Forelhogna, Knutshøg og på Hardangervidda der rein og sau beitet i det samme området, konkluderte man med at det ikke ble funnet bevis på overføring av parasitter fra sau til rein (Bye 1987). Det så ikke ut til å være noen sammenheng mellom saue- og reintetthet og antall løpenematoder. Det konkluderes derfor med at overføring av løpenematoder fra sau til rein sannsynligvis har vært begrenset.

9.13.2 Bendelorm

Parasittologen Odd Halvorsen ved Zoologisk museum i Oslo har registrert en økende forekomst av bendelorm (*Moniezia* sp.) hos rein som beiter sammen med sau (Warren & Mysterud 1995a). Det ble likevel konkludert med at det var svært lite sannsynlig at disse parasittene har noen helsemessig betydning. Utbredelsen av bendelorm hos disse artene er ikke kjent er i SVR.

9.13.3 Hjernemark

Det er påvist at reinens hjernemark, *Elaphostrongylus rangiferi*, kan overføres til sau og geit og forårsake alvorlig sykdom (K. Handeland, Statens veterinære laboratoriemuseum, sitert i Warren & Mysterud 1995a). *E. rangiferi* kan imidlertid ikke overføres fra sau til rein. Disse utsagnene er i samsvar med undersøkelser av et bredt spekter av rein- og saueparasitter (Tøllefsen 1983). Også forskning i utlandet har vist at parasittoverføring mellom tamsau og hjortedyr som regel er begrenset. Selv om flere slekter av parasitter er vel representert både hos sau og rein, ser de enkelte parasitt-artene ut til å være svært artsspesifikke, dvs. sau og rein har ulike arter som ikke synes å gå over mellom de to vertene (Warren & Mysterud 1995a).

9.13.4 Skrapesyke

Skrapesyke (eng. «scrapie») er en svært gammel sauesykdom som har vært kjent i Storbritannia, Tyskland og Frankrike i over 250 år (Ulvund *et al.* 1996). Skrapesyke forekommer i dag i de fleste land i Europa, i Nord- og Sør-Amerika, Afrika og Asia. Sykdommen ble først påvist på norske sauer i 1982.

Sykdommen karakteriseres som en prionsykdom, også kalt spongiform encefalopati (SE) eller overførbart (eng. «transmissible») spongiform encefalopati (TSE). Prion-sykdommer kan knyttes til feilfolding av et spesifikt protein (Ulvund *et al.* 1996). Inkubasjonstiden er fra 7 måneder til 8 år. Den diagnostiseres på grunnlag av de histologiske hjerneforandringene. Rundt 80% av diagnostiserte sau har vært ryggsau, men sykdommen er også påvist hos dala-, steigar-, spæl- og pelssau (Martha J. Ulvund, pers. medd.). Særlig på Rogalandssiden har det vært mange tilfeller av skrapesyke, noe som også har ført til en nedgang i sauetallet i SVR på 1990-tallet (Holand *et al.* 1999). CWD (eng. «chronic wasting disease») er en relatert sykdom som går på villtlevende dyr av hjortefamilien. Lite er kjent vedrørende overføringsmuligheter til eller fra sau. TSE er heller ikke påvist hos reinsdyr (Martha J. Ulvund, pers. medd.).

9.14 Skyr drøvtyggere områder infisert med ekskrementer?

Parasitter av typen gastro-intestinale nematoder fører ofte egg ut i ekskrementer og er derfor ikke tilfeldig fordelt i et beiteområde (Crofton 1958, Boag *et al.* 1989). Hypotesen om at drøvtyggere skyr områder infisert av ekskrementer og urin pga. faren for overføring av parasitter er likevel testet bare et fåtall ganger (Clutton-Brock *et al.* 1987, Hutchings *et al.* 1998, 1999, White & Hall 1998). Påstanden om at reinsdyr skyr områder med sauemøkk og urin har også vært framme i debatten her i landet, og kalles gjerne «renhetshypotesen» (Warren & Mysterud 1995a, Holand *et al.* 1998b). Det har også blitt hevdet at sauen skyr områder med mye tamrein (Warren & Mysterud 1995a, Holand *et al.* 1998b).

Vi har allerede vært inne på studiet der det ble observert at storfe og sau unngikk sin egen møkk, men ikke til den andre arten (Nolan & Connolly 1989, kap. 9.11.2). Det er få som har studert dette når det gjelder interaksjoner mellom arter. Vi kommer derfor til å kort gjennomgå de mest sentrale studier av dette innen arter, for å belyse noen viktige prinsipper. Det er verdt å merke seg at der det er mye møkk, vil normalt gresset også ofte være beitet ned til lav høyde. Problemet trenger altså ikke å ligge i at det er mye møkk, men at det er lite beite. På den annen side vil det være mer gjødsel der det er møkk og urin, og følgelig kan det være bedre kvalitet på beitet (Hutchings *et al.* 1999). Siden det ofte er en korrelasjon

mellom flere faktorer, må man gjøre eksperimentelle studier for å klargjøre årsaksforholdene (kap. 8.3).

En serie gode eksperimenter av om drøvtyggere skyr ekskrementer ble gjennomført på totalt 56 søyelam (rase texel*scottish greyface) i Skottland (Hutchings *et al.* 1998, 1999). De fant aversjon mot felter med ekskrementer hvis det var minst 15 gram møkk i de ekskrementelle gressfeltene på 36*21 cm. Aversjonen mot ekskrementene sank hvis disse var gamle, til tross for at faren for parasittisme var størst på litt eldre møkk (opptil 21 dager gamle) (Hutchings *et al.* 1998). De undersøkte også hvordan sauene gjorde en avveining i valget mellom fare for parasittisme (nematode-egg i ekskrementer) og økt plantekvalitet pga. gjødsling (Hutchings *et al.* 1999). De viste først eksperimentelt at sauene klarte å skille mellom ulike plantekvaliteter avhengig av gjødsling. Når sauene måtte gjøre en avveining mellom høy kvalitet/stor smittefare og lav kvalitet/lav smittefare, veide dyrene hele tiden faren for parasittisme som større enn fordelene med bedret kvalitet pga. gjødsling, men i ulik grad. Sauer som var «sultne» tok større risiko for parasittisme enn sauer som ikke var sultne. De viste også at sau som allerede hadde blitt parasitert, var mer forsiktige enn dyr som ikke hadde erfaringer med dette (Hutchings *et al.* 1998, 1999).

I et annet eksperimentelt studium av beiteatferd til 20 sauelam (en krysningsrase av suffolk*[cheviot*shetland]) ble sauemøkk fjernet i tilfeldig utvalgte områder (White & Hall 1998). Sauen beitet imidlertid like mye i områder med som uten møkk. De påviste heller ingen sammenheng mellom hvor ofte et individ beitet i områder infisert med møkk og kroppsvekt eller parasitteringsgrad (målt som antall parasitt-egg i møkk).

Et eksperimentelt studie av effekten av møkk på beiteatferd til hjort er gjennomført i Skottland (Clutton-Brock *et al.* 1987). Der infiserte man beiteplasser med svært høye konsentrasjoner av hjorte-møkk, langt over den naturlige variasjonen en ellers fant på beite. Hjorten beitet imidlertid like mye på flekker som var infisert med møkk som på kontroller uten møkk (Clutton-Brock *et al.* 1987).

Det er gjennomført to konkrete forsøk her i landet på forholdet mellom rein/sau og ekskrementer; et båsforsøk med tamrein og et med sau, og et mindre forsøk med sau på innmarksbeite (Holand *et al.* 1998b, Moe *et al.* 1999). I båsforsøket ble 5 tamreinkalver presentert for kraftfôr som var infisert med urin og/eller møkk fra både sau og rein, og en kon-

troll der kraftfôret ble presentert alene eller sammen med en grus-liknende substans (som liknet på møkk). Tamrein-kalvene viste klar aversjon mot møkk fra både sau og rein når dette var blandet i kraftfôret. Det var like stor aversjon mot møkk fra sau som fra rein. Det var også en klar tilvenningseffekt, graden av aversjon mot møkk minsket over tid (Moe *et al.* 1999). Det kan stilles spørsmålsteget ved realismen i eksperimentet (kap. 8.3.1), siden det ble brukt kraftfôr i «spann». Den samme forskningsgruppen har også gjennomført beiteforsøk med sau som beiter på innmarksbeite med ulike møkk-mengder (Holand *et al.* 1998b). De foreløpige forsøkene viste ingen signifikant forskjell, men det var en tendens til at sau beitet mindre i områder infisert med mye reins- og/eller sauemøkk. I seinere forsøk er det påvist at sauene klart unngikk å beite i områder infisert med møkk av rein eller sau (Jonathan E. Colman, pers. medd.).

Vi anser det som relativt lite sannsynlig at det er noen stor effekt av sauemøkk på reinsdyrs beiteatferd i SVR, men flere forhold er fortsatt uklare. Om dette har betydning for villreinen vil sannsynligvis avhenge av (1) faren for overføring av parasitter, (2) i hvilken grad disse parasittene eventuelt senker kondisjonen til reinsdyra, og (3) hvor store områder som er infisert. Det er ikke påvist smitte av parasitter fra sau til rein (kap. 9.13), men dette er ikke studert i stort omfang. Hvis dette skulle vise seg å være en fare, bør det undersøkes hvor lenge faren eventuelt er tilstede etter at ekskrementet er ferskt og om nedbør vasker vekk eller sol tørker inn både møkk og urin i felt. Det er viktig å understreke at hvis rein eller sau skyr områder med mye møkk, har ikke dette betydning på kondisjon hvis det ikke er begrenset tilgang på beiteområder. Dette kan derfor ses på som en spesiell form for konkurranse, der evt. fare for parasitt-overføring ved å beite der det er møkk kan gå inn i modellen som en beitekostnad. Ved mindre beite tilbud (økende tetthet) kan det være at de også vil bruke «infisert» beite, siden det ble vist at sau tok større sjanser hvis de var sultne (Hutchings *et al.* 1998, 1999). Dette vil isåfall øke sjansen for overføring av parasitter med økende bestandstetthet, men så langt tyder lite på at dette er tilfelle.

9.15 Konklusjon og oppsummering

Interaksjoner mellom beitedyr er sammensatte, og en rekke mekanismer er involvert (Tabell 13). *Betydningen av alle mekanismene vil være helt avhengige av bestandstettheten av sau. Konkurranse er en inter-*

aksjon mellom individer, som skyldes felles behov for en ressurs som er begrenset, og som fører til en reduksjon i overlevelse, vekst og/eller reproduksjon hos de konkurrerende individer som er involvert (kap. 9.1). *Forstyrrelses-konkurranse* er når individer/arter opptrer aggressivt, «blir skremt» av eller «unngår» hverandre. Det er lite sannsynlig at dette har noen effekt på forholdet sau og villrein i SVR (kap. 9.9). *Utnyttelses-konkurranse* er den vanligste formen for konkurranse om beite blant drøvtyggere, og dette vil skje mellom sau og rein i SVR gitt at det blir en tilstrekkelig høy tetthet av sau (kap. 9.6). Denne formen for konkurranse forutsetter overlapp i ressursbruk, hvilket er påvist for sau og rein i SVR (kap. 9.5.1). *Det er imidlertid forholdet mellom antallet individer og beitemengden (i tid og rom) som avgjør intensiteten på beite-konkurransen.* Når det er konkurranse om gress, vil beitehøyden i forhold til kroppsstørrelsen være avgjørende for hvilken art som blir «vinneren» (kap. 9.6.1). Sauen er kjent for å beite gresset svært kort og kan beskrives som en «konkurranse-vinner» ved høy tetthet (kap. 9.6.2), i betydningen at det er mindre sjanse for at sauen blir påvirket av andre arter enn omvendt. Sauen har relativt lik kroppsstørrelse med rein, men kanskje noe bredere kjever (hvilket er en fordel). *Det må imidlertid mye sau til før det blir konkurranse om sommerbeite i SVR, siden villreinen i stor grad reguleres i forhold til mengden vinterbeite. Ingen studier har hittil sannsynliggjort at konkurranse om sommerbeite mellom villrein og sau skjer i SVR.* Faktorer som nedising av beiter om vinteren og insektstress i varme perioder om sommeren er sannsynligvis av (langt) større betydning for villreinsstammen i SVR enn eventuell konkurranse med sau om sommerbeiter. Det er imidlertid uklart om vi kan skille skarpt mellom sommer- og vinterbeiter for villreinen i SVR. Villreinen beiter mindre lav i SVR enn i andre områder, og det kan tenkes at sauen derfor påvirker vinterbeiteforholdene gjennom sin sommerbeiting. Studier av villreinenes vinterbeiting vil derfor ha stor verdi. Det bør isåfall klarlegges om sauens påvirkning på villreinenes vinterbeiter er positiv (beite-forbedring) eller negativ (beite-konkurranse).

Konkurranse er en interaksjonsform som er vanskelig å påvise (kap. 9.10). Overlapp i ressursbruk i områder der sau og rein beiter sammen, og der de beiter adskilt, kan brukes som et indirekte kriterium for å påvise konkurranse (kap. 9.10.1). Andre indirekte kriterier er endringer i habitatbruk (mot dårligere habitater) eller endringer i aktivitetsbudsjettet (kap. 9.10.2). Det bør absolutt gjøres undersøkelser av vektutviklingen på både sau og rein, selv om det krever svært lange tidsserier for å påvise konkurranse direkte på denne måten (kap. 9.10.4). Per i dag er det bare tilgjengelig nok data på sau. Den relative betydningen av innen-arts beite-konkurranse (effekt av tetthet) og klima (gjennom beitekvalitet og mengde) bør undersøkes for de enkelte heiene. Hvis det blir påvist innenarts-konkurranse om beite for sau i de fleste besetninger innenfor villreinenes sommerområder, vil dette sannsynliggjøre at konkurranse skjer.

Beiting av sau kan i en del tilfeller føre til bedring av beite, det vi har kalt *beite-forbedring* (kap. 9.11). Beite-forbedring kan enten skje ved at beiting holder planter i unge og foretrukne fenologiske stadier (kap. 9.11.1), at gjødsling bedrer beitekvaliteten (kap. 9.11.2) eller gjennom økt primærproduksjon. *Det er sannsynlig at beite-forbedring kan skje ved lav og middels bestandstetthet, men at beite-konkurranse er viktigst ved høy bestandstetthet sett i forhold til beitemengden.* Det er per i dag ukjent om sau fører til økt bestand av rovdyr som kan ta reinsdyr (numerisk respons), eller om tilstedeværelsen av sau fører til mindre predasjon på andre arter om sommeren (funksjonell respons) (kap. 9.12). Det er lite sannsynlig at reinen blir påvirket av at sauen beiter bort skjul. Per i dag er det også *lite som tyder på stor smittefare* av parasitter eller sykdommer mellom sau og rein (kap. 9.13). Det er påvist at sau kan sky sin egen møkk, men ingen studier har påvist at drøvtyggere skyr ekskrementer av andre arter, men det er gjort få konkrete undersøkelser av dette (kap. 9.14). Effekter gjennom predasjon og parasittisme vil avhenge både av bestandstettheten av sau, hvor viktig predasjon og parasittisme er i det aktuelle økosystem, og hvor mye disse faktorene blir påvirket av tilstedeværelsen av det andre beitedyret.

Tabell 13. En oversikt over ulike interaksjonsformer mellom store beitedyr, og de mekanismer som er involvert. Med «påvirkning» menes i hvilken grad effekten av et beitedyr på en annen art beitedyr er «positiv» (+) eller «negativ» (-). Effekten av de ulike mekanismene vil være helt avhengig av bestandstettheten av sau. Beite-forbedring kan skje med en økning fra ingen til liten/middels tetthet av sau, mens beite-konkurranse skjer ved høy tetthet av sau i forhold til beitemengden. For predasjon og parasittisme vil tettheten av sau ha betydning, men også avhengig av hvor viktige predasjon og parasittisme er i det aktuelle økosystem, og hvor mye disse mekanismene blir påvirket av tilstedeværelsen av det andre beitedyret. Betydningen av de fleste av disse mekanismene er ikke kjent for forholdet mellom villrein og sau i SVR, og noen av mekanismene er heller ikke aktuelle i den sammenheng. Vi har under kolonnen «villrein-sau, SVR» (subjektivt) vurdert hvor sannsynlige de ulike mekanismene er, og hvor stor effekt dette eventuelt har. Når det gjelder mellomarts konkurranse om beite, er effekten av en eventuell konkurranse mellom rein og sau sannsynligvis liten i forhold til effektene av f.eks. insektplage i varmeperioder. Det er imidlertid ikke kjent om sauen også kan påvirke vinterbeiteforholdene til villrein. Dette gjelder i prinsippet også for beite-forbedring. Referansene er til generell litteratur på de ulike mekanismene.

Interaksjons-form	Mekanisme	Påvirkning	Villrein-sau, SVR	Kap.	Sentrale referanser
Utnyttelses-konkurranse	Fjerning av plante-biomasse (evt. sammen med senket kvalitet)	-	Sommer: liten? Vinter: ?	9.1-9.10	Illius & Gordon 1987
Forstyrrelses-konkurranse	Aggresjon, forstyrrelse («blir skremt»/«unngår hverandre»)	-	Sjelden/ingen?	9.9-9.10	Clutton-Brock <i>et al.</i> 1987
Beite-forbedring	Vekst-stadium plante (plantekvalitet) Økt produksjon (plantemengde) Gjødsling (plantekvalitet/mengde) Stier i snøen	+	Mulig	9.11.1	McNaughton 1976, Alpe <i>et al.</i> 1999
Predasjon	Fjerning av skjul	+	Mulig/liten?	9.11	McNaughton 1979, Hobbs 1996
	Numerisk respons til rovdyr	+	Mulig	9.11.2	Nolan & Connolly 1989
	Funksjonell respons til rovdyr	+	Ingen	9.11	Cederlund <i>et al.</i> 1980
	Oppdagelse av rovdyr	-	Ingen	9.12	Loft <i>et al.</i> 1987
Parasitter	Spredning gjennom ekskrementer	-	Ukjent		Bergerud & Elliot 1998
		-	Ingen		Mysterud <i>et al.</i> 1998
		-	Mulig/liten?	9.13, 9.14	de Boer & Prins 1990
		-			Hutchings <i>et al.</i> 1998, 1999

10 Effekter av beiting på vegetasjon

Det er godt dokumentert fra en rekke ulike økosystemer at store beitedyr kan ha stor direkte og indirekte påvirkning av en rekke viktige prosesser, særlig gjennom den direkte påvirkningen på vegetasjonen gjennom beiting (oppsummeringer i bl.a. Jefferies *et al.* 1994, Augustine & McNaughton 1998, Frank *et al.* 1998, Milchunas *et al.* 1998, Perevolotsky & Seligman 1998, Knapp *et al.* 1999). Det er ingen tvil om at sauene i SVR påvirker vegetasjonen. Den interessante diskusjonen er hvilke påvirkninger som skjer, hvor store arealer dette berører, og hvilke konsekvenser dette har. Om vi vurderer beiting som positivt eller negativt er et verdispørsmål som vi ikke tar stilling til, det vil sannsynligvis også være avhengig av om beiting representerer en ny eller gammel faktor i økosystemet (Milchunas *et al.* 1988).

Generelt er det godt studert hvordan store beitedyr påvirker arts sammensetningen i vegetasjonssamfunn, mens færre har studert hvordan beitedyr påvirker andre økosystem-prosesser som næringsomsetning og erosjon (Augustine & McNaughton 1998). Disse prosessene er et samspill mellom dyrets beiteatferd og fysiologi og plantenes respons på beitingen avhengig av blant annet miljøforholdene. Vi gjør også oppmerksom på at ikke alle studiene omfatter effekter av både ville drøvtyggere og husdyr. Husdyr beiter oftere gress enn det hjortedyr gjør (Hofmann 1989; kap. 9.3.3), og gress har høy grad av toleranse for beiting (kap. 10.2.3). Generelt må en likevel anta større effekter av husdyrbeiting siden de ofte holdes ved høyere tettheter enn ville beitedyr, selv når en kontrollerer for ulikheter i habitattyper (Oesterheld *et al.* 1992). I tillegg beiter husdyr ofte mer stasjonært.

Vi har bare fokusert på beite-studier fra store arter (drøvtyggere), siden dette er den mest aktuelle problemstillingen i SVR, og ikke sett på effekter av beiting fra insekter, mindre pattedyr og fugler. Tross disse vanskelighetene, skal vi sette sammen en oversikt av den kunnskap som er samlet fra en rekke ulike økosystemer. *Alt er selvfølgelig ikke direkte overførbart til norske høyfjells-økosystemer, men vi har forsøkt å indikere sannsynlige sammenhenger.*

Beitegrad kan defineres som den mengden biomasse et beitedyr fjerner, og hvor ofte uttaket skjer, dvs. det angis som en frekvens (masse/tid). Stående plante-biomasse vil derfor rett etter beiting per definisjon alltid være lavere enn før beiting, men ikke nødvendigvis på sikt (kap. 10.4 & 10.5). Det har vært en debatt om det er en fordel for plantene å bli beitet eller ikke (Belsky 1986, Paige & Whitham 1987, Bergelson & Crawley 1992, Paige 1999). Grunnregelen er at tapet av aktivt fotosyntetisk plantevev til beiting vil være en ulempe for det enkelte «plante-individ» (individ-begrepet er vanskelig hos planter), selv om total-effektene av beiting på en art likevel i en del tilfeller kan være fordelaktige siden beiting også påvirker konkurrerende plantearter (se f.eks. kap. 10.2.10).

Det er velkjent at beiting også ofte kan føre til morfologiske endringer på beiteplanter (kap. 10.1). Langt mer kompliserte er de faktorer som avgjør om beiting endrer arts sammensetningen i plantesamfunnene (kap. 10.2). I den grad beitingen forandrer arts sammensetning, vil den også kunne minske eller øke mangfoldet av planter (og av dyr som er avhengige av disse plantene) (kap. 10.3). Beiting kan også føre til økning eller nedgang i primærproduksjonen (kap. 10.4). Det er også klart at beitedyr på lengre sikt kan påvirke planteproduksjonen. Dette kan skje ved en endret omsetning av karbon og nitrogen i jorda (kap. 10.5.1), eller at nedtråkking kan skade vegetasjonen mekanisk, og dermed føre til erosjon (kap. 10.5.2). *Bestandstettheten er helt avgjørende for hva som sannsynligvis vil skje for alle disse forholdene.*

Et sentralt prinsipp er at økt antall beitedyr fører til økt beitepress (kap. 10.6). Dette vil i stor grad gjelde innenfor et lokalt område, men vi diskuterer farene med å relatere en økning i antallet av en art beitedyr til beitepress over en større skala. *Et meget viktig forhold er over hvor store områder effektene av beiting kan spores* (kap. 10.7). Effektene av beiting synes ofte å være lokale heller enn regionale, selv om unntak forekommer (blant annet intensivt husdyrhold). Vi oppsummerer også viktige studier av effekter av husdyrbeiting på vegetasjon i Norge (kap.

10.8). Basert på denne gjennomgangen diskuterer vi mulige vegetasjonsendringer i SVR som en følge av sauebeiting (kap. 10.9).

Et problem med flertallet av de studier som er gjennomført på effekter av beiting, er at de sammenlikner arealer som er inngjerdet («ikke beitet») med åpent («mye beitet»), der det ikke er mulig å avgjøre eksakt hvor mye som er beitet. Dette gjør at «høy beitegrad» i stor grad er et relativt begrep som varierer fra en undersøkelse til den neste (Hester 1996). Dette er et stort problem siden bestandstetthet er svært avgjørende for mange av de beskrevne prosessene. Problemene med design av slike studier blir derfor kort diskutert i et eget kapittel (kap. 10.11), og vi gir en oversikt over hvilke parametre ved vegetasjonen som bør overvåkes (kap. 10.10).

10.1 Endringer i morfologi

Beiting kan svært ofte medføre morfologiske endringer hos plantene som blir beitet. Beiting inducerer ofte skudd-dannelse. Der gressarter dominerer fører intens beiting ofte til dannelse av «gressplener» (eng. «grazing lawns») (McNaughton 1984). Disse kjennetegnes ved sin lave høyde, og mange og tett pakkede skudd. Beiting av kvist fører ofte til at det produseres tette og svært greinete krone-overflater med høy tetthet av bladverk. Dette beskytter til en viss grad den indre delen av plantene mot beiting ved å gjøre disse delene fysisk mindre tilgjengelige (McNaughton 1984). Det er også velkjent hvordan trær som beites ofte får en øvre beitegrense som bestemmes av hvor høyt det aktuelle beitedyret når, og i enkelte tilfeller en nedre beitegrense bestemt av hvordan snøen hindrer adgang (Mysterud & Østbye 1995). Normalt vil derfor høyt beitepress kunne føre til at planter holdes nede ved en gitt høyde. Dette kan, selv uten endringer i vegetasjonssammensetningen (kap. 10.2), påvirke konkurransen mellom store beitedyr (kap. 9.6) eller «mengden skjul» for både større (kap. 9.12) og mindre dyr (kap. 11.1.2).

10.2 Endringer av vegetasjonssammensetning

De ulike planteartene har gjennom evolusjon over lange tidsrom tilpasset seg ulike miljøer, der temperatur, fuktighetsgrad og næringsforhold utgjør viktige faktorer (fundamental nisje, kap. 9.2). Mange planter vil aldri kunne utvikle seg og vokse hvis de flyttes langt fra sitt naturlige voksested. Normalt vil flere planter kunne vokse på samme sted (overlapp i fundamental nisje), og utbredelsen vil gjenspeile både de

miljøgitte naturbetingelser og konkurranse-forholdet mellom plantene (realisert nisje, kap. 9.2). Her kan en skille mellom (1) *likevekts-situasjoner*, der utbredelsen av plantearter gjenspeiler en balanse mellom miljøgitte naturbetingelser og konkurranse-forholdet mellom artene. Det andre er (2) *suksesjons-situasjoner*, dvs. at noen arter raskt koloniserer et område, men at disse så invaderes av mer saktevoksende og i lengden konkurranse-vinnende arter. Beitedyr kan dermed endre vegetasjonssammensetningen på to ulike måter. (1) *Beitedyr kan føre til endring av en eksisterende likevekt*, slik at en planteart kan favoriseres i områder der den tidligere ikke klarte å konkurrere med den andre arten (som er bedre utrustet til å takle rådende miljøforhold), eller (2) *beitedyr kan hindre eller framskynde naturlige suksesjonsprosesser*. Begge disse måtene resulterer prinsipielt i det samme; de fører til en *konkurranse-vridning* i forholdet mellom ulike plante-arter.

Drøvtyggere beiter selektivt, dvs. at de foretrekker planter med høyt innhold av næring og lite kjemisk og/eller strukturelt forsvar (kap. 10.2.1, se også kap. 9.3.3). Dette er planter som også vokser fort og nedbrytes raskt i jorda. Det er derfor eksempler på at hard beiting kan endre vegetasjonens sammensetning mot dominans av beite-resistente planter, men det er også mange eksempler på at arter som foretrekkes av beitedyr likevel fortsetter å dominere, fordi de har rask gjenvækst (kap. 10.2.2). De grunnleggende faktorene for å avgjøre om beiting av store beitedyr forandrer sammensetningen av plantearter avhenger av forholdet mellom *beiteselektivitet* og *plantenes toleranse* mot beiting (kap. 10.2.2). Plantenes toleranse avhenger av kombinasjonen av *forutsetninger* (kap. 10.2.3) og *muligheter* (kap. 10.2.4). Beiteselektivitet kan også skilles i faktorene *forutsetninger* (kap. 10.2.5) og *muligheter* (kap. 10.2.5). Med «forutsetninger» mener vi de *evolusjonære tilpasninger* (og/eller såkalte «preadaptasjoner») plantearter har til gjenvækst, og beitedyra har til å være selektive. Med «muligheter» menes hvordan miljøforholdene på en *økologisk tidsskala* gjør det mulig for plantearter å ha gjenvækst, og for beitedyra til å være selektive.

Basert på disse prinsippene gjennomgår vi sannsynlige endringer i vegetasjonssammensetningen som en følge av sauebeiting (kap. 10.2.7). Det er også klart at valg av driftsform i saueholdet vil kunne gi ulike utslag (kap. 10.2.8). Det er også klart at vegetasjonen kan endres ved tilstedeværelsen av drøvtyggere uansett beiting. Dette kan skje gjennom gjøds-

ling med ekskrementer og urin (kap. 10.2.9) eller gjennom tråkking (kap. 10.2.10). Det er den relative styrken på de ulike faktorene som tilsammen gir det vegetasjons-bildet vi får etter beiting.

10.2.1 Spisbarhet, vekst- og nedbrytningshastighet
Det er beregnet at en drøvtygger tar ca. 10^7 bitt per år (Senft *et al.* 1987). De aller fleste beitedyr er selektive, dvs. at de beiter på noen plantearter/deler framfor andre. Beiteselektivitet er selve fundamentet for studiet av beiteøkologi, siden selv små forskjeller i beitekvalitet kan gi dyret store energetiske fordeler (kap. 9.3.1).

Det er en klar sammenheng mellom en plantes spisbarhet og dens vekst- og nedbrytningshastighet (Danell *et al.* 1985, Pastor & Naiman 1992, Augustine & McNaughton 1998, se diskusjon i Strauss & Agrawal 1999). Jo raskere en plante vokser, jo mer spisbar er den for beitedyr. Det er også vist at strukturelle elementer (som cellulose, hemicellulose og lignin) og sekundære kjemiske forbindelser (som fenoler, resiner, tanniner og alkaloider) reduserer en plantes spisbarhet. De samme faktorene reduserer også en plantes vekst- og nedbrytningshastighet. Dette er vist i en rekke plantesamfunn og regnes for å være gyldig under de fleste forhold (Pastor & Naiman 1992, Augustine & McNaughton 1998). Et viktig skille går som nevnt mellom gress som normalt satser på et strukturelt forsvar (hemicellulose og cellulose), og løvtrær, urter og lyng som satser på et kjemisk forsvar og lignin (kap. 9.3.3). Det er imidlertid viktig å understreke at planter kan inneholde en rekke ulike kjemiske forbindelser som kan virke hemmende på beitedyr, og at man i dag bare kjenner de vanligste. Antibeitestoffer skilles gjerne i om de virker som *gift* i små mengder, eller om de virker *reduserende på fordøyelse* i store mengder (Bryant *et al.* 1991).

En kan i prinsippet se på rask vekst/ikke forsvar og sein vekst/forsvar som konkurrerende strategier både innen en plantearter (mellom individer eller ulik strategi hos et individ over tid), eller mellom to plantearter. Det kan være store forskjeller i kvalitet innenfor en gitt plantearter avhengig av bl.a. næringsforhold (Jefferies *et al.* 1994). Likevel er det vist at når et planteindivid for en gitt art først er beitet, vil dette individet oftere beites igjen sammenliknet med andre individer av samme art (kap. 9.11.3). Dette skyldes nettopp at det nye vevet som vokser ut ofte har mindre strukturelt og/eller kjemisk forsvar, selv om dette ikke alltid er tilfelle. Det gjelder altså ikke generelt at

planter som beites induserer et kjemisk forsvar som er så effektivt at det hindrer videre beiting av pattedyr og fugl (Jefferies *et al.* 1994). Det er imidlertid sannsynlig at enkelte planter vil indusere et effektivt forsvar f.eks. mot insekter (kap. 11). Det er enda mye forskning som gjenstår før dette kan sies å være avklart. Vi vil imidlertid fokusere på strategiene rask vekst/ikke forsvar og sein vekst/forsvar som representanter for to hypotetiske plantearter.

10.2.2 Beiteselektivitet og plantetoleranse

Under forhold uten beitedyr vil normalt rasktvoksende planter konkurrere ut de saktevoksende, ihvertfall på kort sikt. Siden beitedyr velger de raskt voksende plantene, kan beiting føre til en *konkurransesvridning* mellom raskt- og saktevoksende planter. Flere studier har vist at selektiv beiting fra drøvtyggere fører til dominans av «uspiselige» kjemisk forsvarte planter, mens man i mange andre langtidsstudier ikke har registrert noen slik effekt (Augustine & McNaughton 1998). I enkelte tilfeller har også de mest foretrukne artene gått fram tross beiting. Det er derfor ikke nødvendigvis slik at beiting alltid fører til at ikke foretrukne planter overtar i plantesamfunnet (Augustine & McNaughton 1998; se for sau: Jónsdóttir 1991, for tamrein: Bråthen & Oksanen 1999). Effekten av beiting på vegetasjons-sammensetningen, dvs. hvilken av de to strategiene rask vekst/ikke forsvar og sein vekst/forsvar som er mest fordelaktig, vil variere avhengig av graden av *selektivitet* hos det aktuelle beitedyret, og med i hvilken grad plantearten har evne til å kompensere for tapt vev (gjenvekst), det som kalles for *plantens toleranse* (Augustine & McNaughton 1998). *Rask gjenvekst og forsvar er altså to alternative strategier for å minske effektene av beiting* (van der Meijden *et al.* 1988).

Plantenes toleranse kan deles i to komponenter; *forutsetninger og muligheter* (oppsummert i tabell 14). Plantens forutsetninger til gjenvekst bestemmes av de ulike plantefysiologiske tilpassninger en gitt plante har (kap. 10.2.3). Enkelte plantegrupper, som gress, har en lang evolusjonær historikk sammen med beitedyr, og de regnes for å ha tilpasset seg beiting gjennom et langvarig «samspill» med beitedyret, såkalt koevolusjon (McNaughton 1984). Plantens muligheter til gjenvekst avhenger av blant annet værforhold, fuktighets- og næringsforhold i jorda, og når og hvor ofte beiting skjer (kap. 10.2.4).

En rekke faktorer påvirker også hvor selektive beitedyrene er (oppsummert i tabell 15). Her vil også de

fysiske forutsetningene til beitedyret, som kroppstørrelse og fordøyelses-system, spille inn (kap. 10.2.5). Hvor stor grad av selektivitet som utøves, vil også avhenge av faktorer som bestemmer hvor mye det er å velge på (tilbud/muligheter). Dette er faktorer som f.eks. årlige og sesongmessige forskjeller i beitemengde pga. klima eller bestandstetthet. Beite-selektivitet vil også kunne avhenge av om dyret beiter i en gruppe, om plantene kommer fram til ulik tid (asynkron fenologi), og også lav utgangsdekning av de ulike plantene antas å senke graden av selektivitet (kap. 10.2.6). Hvis *andre forstyrrelser* (som er lite selektive) er vanlige i det aktuelle økosystemet, f.eks. brann, nedtramping (kap. 10.2.10) eller slåttevirksomhet (kap. 4.1), så kan også dette begrense verdien av kjemisk forsvar i forhold til rask vekst.

10.2.3 Plantenes toleranse - forutsetninger

Plantenes toleranse kan som nevnt deles opp i faktorene forutsetninger og muligheter for gjenvekst. Med forutsetninger for gjenvekst mener vi at plantene evolusjonært er blitt utrustet med egenskaper som gjør dem istand til å kompensere for tapt vev. Her er det opplagt stor variasjon mellom ulike plantegrupper. Forutsetninger for gjenvekst er sannsynligvis et resultat av deres evolusjonære historie sammen med beitedyr (Frank *et al.* 1998), men det kan også være at enkelte tilpasninger som ikke har sammenheng med dette likevel bedrer forutsetningene for toleranse (såkalt «pre-adaptasjon»). Generelt er gress mer tilpasset beiting enn lyngarter, som igjen er bedre tilpasset enn trær (Hester 1996). Det kan også være at de evolusjonære tilpassningene gir ulike forutsetninger avhengig av de økologiske forhold som f.eks. bestemmer vekstform og næringsmengden lagret i røtter. Dette betyr at f.eks. lagring i røtter avhenger av både forutsetninger (evne til å lagre i røtter) og muligheter (avhengig av næringsforhold). Vi diskuterer om tidspunkt for spiring er viktig under muligheter for toleranse (kap. 10.2.4).

Plassering av meristemer. For høyerestående planter er veksten begrenset til bestemte områder kalt meristemer eller delingsvev. Hvis de såkalte apikale meristemene som er en forutsetning for strekningsvekst blir skadet, vil det føre til en betydelig reduksjon i vekst eller planten kan dø (McNaughton 1979). Planter som er tilpasset beiting har derfor plassert meristemene/vekstpunktene slik at det er liten fare for at de blir beitet. Sammenliknet med busker og trær har gress og halvgress generelt høyt gjenvekst-

potensiale, men det er også forskjeller mellom arter av gress og halvgress (Archer & Tiezen 1980). Både hos starr (*Carex*) og slekten *Eriophorum* er apikalmeristemet plassert 10-15 mm under jordoverflaten (Archer & Tiezen 1980, Hognestad 1998). Gress har meristemer ved basis av bladene. Dette gir gode muligheter for gjenvekst etter beiting uavhengig av når i sesongen de blir beitet (Archer & Tiezen 1980, Hognestad 1998).

Vekstform. Planter som vokser i tette tuer har større evne til gjenvekst enn planter som vokser enkeltvis. Tuer dannes ved skudd-danning fra rotstengler («rhizomer»). Når skuddene er nært forbundet med hverandre, kan næringsstoff lettere mobiliseres fra andre deler av planten. Det omfattende rotsystemet under tette tuer gjør at plantene resirkulerer næringsstoff mer effektivt (Hognestad 1998). Dette er typisk for beiteresistente gressarter som finnskjegg og sølvbunke (*Deschampsia caespitosa*). Lav høyde, høy tetthet av skudd, og blader som kan felles trekkes også iblant fram som tilpassninger til beiting.

Transpirasjon og fotosyntetisk rate. Plantearter som vokser fort, vil raskere kunne erstatte gammelt vev som tapes gjennom beiting. Dette regnes også som et viktig element i plantenes toleranse.

Lagring i røtter. Mange planter, også alpine graminoider, bruker hovedsakelig næringsstoff fra rotsystemet i vekstprosessen. Dette gir større evne til gjenvekst. En hypotese som kan forklare kompensatorisk vekst, er at når bladverket blir fjernet gjennom beiting, så står røttene uskadet tilbake (Seastedt & Knapp 1993). Røttene vil derfor relativt sett kunne gi mer næring til det som er igjen av bladverk. Etter hvert som planten vokser seg stor igjen, vil forholdet mellom blad og rot jevne seg ut. En slik respons er påvist hos flere graminoider der andelen av veksthormonet cytokinin øker ved klipping (McNaughton 1983). En kan derfor forvente raskere gjenvekst jo mer av bladverket som blir fjernet, noe som ble påvist i beiteundersøkelsene av finnskjegg og starr i SVR (Hognestad 1998, kap. 10.8.1). Gjentatt beiting kan dermed gi uttapping av næringsreserver i røttene. Hos de fleste alpine planter dør all «overjordisk» biomasse om vinteren, slik at plantene må bruke oppsparte fotosynteseprodukter fra forrige år tidlig om våren. Jevn hard beiting har vist seg å føre til reduksjon i rotreservene hos flere alpine planter (Wielgolaski 1976, Chapin 1980, Archer & Tieszen 1983). Dette gjør at plantene får mindre energi til vekst neste år.

Regenerering/frøbanker. God evne til vegetativ formering vil være en fordel (Gunnar Austrheim, pers. medd.). Det er også klart at eventuelle frøbanker i jorda kan ha betydning.

10.2.4 Plantenes toleranse - muligheter

Med plantenes toleranse mener vi som nevnt evnen til å kompensere for effekter av beiting. I tillegg til at ulike grupper av planter har ulike forutsetninger pga. plassering av meristemer, vekstform og lagring i røtter, vil en rekke faktorer avgjøre i hvilken grad planter har muligheter til gjenvekst. Dette er ytre påvirkninger som værforhold, fuktighets- og næringsforhold i jorda, tidspunkt for beiting og selvfølgelig beitegrad, dvs. hvor ofte og hvilken mengde plantevev som beites.

Værforhold. Lysintensitet, temperatur og daglengde kan påvirke plantenes evne til gjenvekst (Hognestad 1998). Dette vil derfor føre til at muligheten til gjenvekst vil variere mellom år, innen en sesong, og mellom ulike voksesteder avhengig av blant annet områdets eksposisjon (aspekt). Det mest logiske er å forvente bedre evne til gjenvekst i perioder med gode vekstbetingelser (Hognestad 1998). En alternativ hypotese er at siden plantene vokser raskere under gode betingelser, skal det mer til for å kompensere dette på et seinere tidspunkt (Hognestad 1998). En kan dermed forvente at plantene har dårligere evne til å kompensere under gode vekstforhold (Hilbert *et al.* 1981, Georgiadis *et al.* 1989). En må huske på at det hele tiden sammenliknes med tilfeller der det ikke er beitet. Det vil derfor kunne være forskjell på «relativ gjenvekst» som ses i forhold til det som ikke er beitet (som er bedre under dårlige værforhold) og «absolutt gjenvekst» (som er bedre under gode værforhold).

Fuktighetsforhold i jorda. Plantene er avhengige av fuktighet for å vokse. Dette er relatert til det som er nevnt om værforhold. I områder med mye fuktighet, vil solvær kanskje gi perioder med bedre gjenvekst enn regn. I tørre områder kan det kanskje være omvendt. Dette har bare i liten grad blitt undersøkt (Strauss & Agrawal 1999).

Næringsforhold i jorda. Muligheten til å kompensere for tapt vev vil være lettere der det er mye næring. Økt næringsstress ser derfor ut til å favorisere saktevoksende planter med kjemisk forsvar, mens planter som utvikles over et visst nivå av næringstilgjengelighet ofte svarer med økt vekst (Jefferies *et al.* 1994, Augustine & McNaughton 1998). Planter syntetiserer karbon gjennom fotosyntese,

men er også avhengige av næring (særlig nitrogen) for vekst. Kjemiske antibeitestoffer er for en stor grad bygget opp basert på karbon-forbindelser (Jefferies *et al.* 1994). Hvis det er lite næring i jorda (næringsbegrensning), vil plantene vokse seint. Det blir da et overskudd av karbon som kan brukes til kjemisk forsvar. Hvis det er mye næring i jorda, vil plantene vokse raskt. Da brukes det meste av karbonet til vekst (karbonbegrensning), og det blir lagd lite antibeitestoff. Dette er grunnprinsippet i den såkalte *karbon-nærings hypotesen* (Jefferies *et al.* 1994). Den har fått en del empirisk støtte i undersøkelser, men det er fortsatt uvisst hvor generell denne forklaringen er. En skulle utfra denne hypotesen blant annet forvente at gjødsling skulle senke andelen antibeitestoff i plantene, men flere studier har vist at dette ikke alltid er tilfelle (Jefferies *et al.* 1994). Det kan derfor være variasjon mellom arter. Wegener og Odasz (1997a) fant i eksperimenter med småtundragress (*Dupontia fisheri*) fra Svalbard at planten kompenserte for klipping hvis det var tilstrekkelig med næringsstoffer tilgjengelig. I liknende eksperimenter klarte bogefrytler (*Luzula arcuata* ssp. *confusa*) imidlertid å kompensere uavhengig av tilgjengelig nitrogen (Bråthen 1995). I andre eksperimenter var det en ulempe med mye næring (Strauss & Agrawal 1999), men disse inkluderte i hovedsak økosystemer som var svært forskjellige fra høyfjellet i Norge. Det er imidlertid en alternativ hypotese at både for lavt og for høyt næringsnivå kan gi mer kjemisk forsvar.

Grad av konkurranse. Det er mange studier som viser at det er lettere å kompensere for effekter av beiting hvis det er liten grad av konkurranse mellom plantene (Strauss & Agrawal 1999). Dette kan skyldes at det er uheldig å miste høyde (apikal dominans) i konkurranse-situasjoner når lys er begrensende.

Tidspunkt for beiting. Hypotese 1: Beiting kan ha mindre betydning hvis den inntreffer så tidlig at planten får tid til å bygge opp igjen tapt vev (McNaughton 1983). Det er påvist at planter som spirer tidlig blir minst påvirket av klipping (Ouellet *et al.* 1994). Dette kan tyde på at evnen til gjenvekst er knyttet til beitetidspunkt i forhold til når planten spirer (Chapin 1980, Hognestad 1998). Spesielt finnskjegg, men også duskull (*Eriophorum angustifolium*), er typiske tidlige vårplanter. Kombinasjonen av god evne til å mobilisere næringsstoff og tidlig spiring kan være en årsak til den gode gjenveksten hos finnskjegg sammenliknet med starr og duskull (Hognestad 1998, kap. 10.8.1). *Hypotese 2:* Plantene henter ofte energi

fra lagringsreservene i første del av sesongen. Etter hvert som grønt materiale skyter fram, starter fotosynteseproduksjonen slik at næringstransporten etter hvert snur. Planter som blir beitet tidlig om våren har dermed mindre evne til gjenvekst sammenliknet med planter som blir beitet seinere i sesongen. Dette kan skyldes at planter som blir beitet tidlig må tære på reservelagrene i rotsystemet over en lengre periode før fotosyntesen tar over næringstilførselen (Wegener & Odasz 1997a, Hognestad 1998). Strauss og Agrawal (1999) mener generelt at etablerte planter lettere kompenserer for beiting tidlig i sesongen, mens overlevelsen til yngre planter er særlig sårbar idet de spirer.

Effekt på symbionter. Svært mange planter lever i tett «samarbeid» med andre organismer. Man vet generelt lite om hvordan beiting påvirker pollinatorer og mykorrhiza (sopprot), men i enkelte tilfeller kan dette være viktig (Strauss & Agrawal 1999).

Beitegrad. Beitegrad, beitepress eller beiteintensitet beskrives ofte som en rate eller frekvens, dvs. det antall ganger en gitt mengde plantevev fjernes innenfor en gitt tid. Beitegrad vil normalt øke med *bestandstetthet*, dvs. antall dyr som beiter innenfor et areal, og med hvor *stasjonære* beitedyra er. Her snakkes det ofte om *intensive* beitere (som sau) og *ekstensive* beitere (som rein), avhengig av hvor konsentrert beitingen foregår. Ved intensiv beiting vil effektene være sterke og lokale, istedet for svake og mer spredd. Effektene av beiting er mindre hvis det er en periode av året der vegetasjonen ikke utsettes for beiting (Augustine & McNaughton 1998, Frank *et al.* 1998). Blant ville dyr kan dette siste framkomme ved *sesongmessige trekk*. Menneskelig påvirkning av slike trekkmonstre kan påvirke vegetasjonssamfunnene og økosystem-prosessene i uønsket retning (Jefferies *et al.* 1994, Augustine & McNaughton 1998). Mangelen på sesongmessige trekk blant husdyr er en av grunnene til at disse ofte har en sterkere effekt på vegetasjonen enn ville dyr (Frank *et al.* 1998), i tillegg til at tetthetene av husdyr ofte er høyere (Oesteheld *et al.* 1992). Slike forhold gjør at det er uvisst i hvilken grad plantene i SVR i perioden etter sauesanking kan kompensere for tapt vev etter beiting, dette vil kreve spesielle undersøkelser. Det er imidlertid lite sannsynlig at de i særlig grad kan kompensere, med tanke på at sanking skjer i første halvdel av september (Øystein Holand, pers. medd.).

10.2.5 Beiteselektivitet - forutsetninger

Enhver faktor som senker graden av beiteselektivitet

vil også kunne fremme raskt-voksende arter i forhold til sakte-voksende planter med kjemisk «forsvar». Som for plantene, kan man skille mellom de forutsetninger og de muligheter dyret har til å være selektiv. Med forutsetninger til å beite selektivt mener vi bl.a. forhold som dyrets *kroppsstørrelse*, idet små beitedyr generelt er mer selektive enn større dyr (kap. 9.3.2). Det er også klart at *drøvtyggerne generelt beiter mer selektivt* enn hest (kap. 9.3).

Utgangsdominans. En annen viktig faktor er betydningen av utgangsdominans hos en gitt planteart (Bryant *et al.* 1991, Augustine *et al.* 1998). Denne faktoren vil være et «samspill» mellom dyrets forutsetninger og de muligheter miljøet gir. Graden av selektivitet endres ofte med hvor tilgjengelig en gitt planteart er. Dette kalles en *funksjonell respons*. Det er blant annet vist at urter med lav forekomst kan falle helt ut ved hard beiting av hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*), men ikke om urten dominerer i utgangspunktet (Augustine & Freilich 1998, Augustine *et al.* 1998). For at et kjemisk forsvar skal være effektivt mot store beitedyr, må beitedyr innta relativt store mengder vev med det kjemiske forsvaret (Bryant *et al.* 1991). I små doser har det kjemiske forsvaret liten effekt. En viss bredde i dietten kan være en strategi for å unngå for stor mengde av et gitt antibeitestoff (Hanley 1997). Hvis derfor en plante med kjemisk forsvar finnes i en svært liten mengde, vil den kunne beites på oftere, relativt sett, enn når den er vanlig (Bryant *et al.* 1991, Augustine & McNaughton 1998). Det er derfor ikke å forvente at planter med kjemisk forsvar vil invadere der beitebare planter dominerer, fordi de vil bli spist når de er sjeldne. Denne hypotesen støttes av observasjoner av at drøvtyggere unngår områder med stor mengde av kjemisk forsvarte planter, men at de samme plantene holdes nede av beiting der de er relativt sjeldne. Dette vil også kunne skje hvis plantene blir sjeldne pga. «katastrofer» (f.eks. branner) (Augustine & McNaughton 1998).

10.2.6 Beiteselektivitet - muligheter

Selv om et beitedyr har forutsetninger for å være selektiv, er det ikke alltid miljøet gir dyret muligheten til å være det. For at beitedyr skal kunne være selektive, må det være noe å velge i mellom. *Alle faktorer som senker tilbudet av beiteplanter*, dvs. mengden av beite å velge i mellom, *vil også kunne endre graden av beite-selektivitet*. Det er antatt at beiting på f.eks. røsslyng av sau skyldes liten tilgang på annet beite (Bjor & Graffer 1963).

(1) Det er klart at hvis raskt og seint voksende planter kommer opp til ulike tider (*asynkron fenologi*), vil selektiviteten senkes siden beitedyr velger unge planter (kap. 9.3.1). (2) I perioder med økt *bestandstetthet* av beitedyr, vil muligheten til å være selektiv avta, siden mengden av (særlig høyt prefererte) planter synker. (3) Senket tilgjengelighet av gress og urter om vinteren (*sesongmessig variasjon*), vil normalt også føre til hardere husdyrbeiting på planter som ellers ikke blir beitet. Det er vist fra Storbritannia at høst- og vinterbeiting av sau fører til økt skade på lyng og andre ved-aktige planter med lav grad av toleranse for beiting (Hester 1996). Dette gjør at valg av driftsform i saueholdet, blant annet slipp- og sanke-tidspunkt er viktig (kap. 10.2.8 & 16.3.2). (4) Det er uvisst om det i år med svært dårlige vekstforhold i SVR (*årlig variasjon*), dvs. tørkesomre, også kan bli økt beiting på lyng og ved-aktige planter. Observasjoner tyder på at mye av sauen i tørkesomre trekker fra høyfjellet og ned i skogen (kap. 10.11.1). (5) Det er også hevdet at dyr i *gruppe* beiter mindre selektivt (Augustine & McNaughton 1998), uten at dette er godt undersøkt.

10.2.7 Sauebeitingens betydning for ulike plante-grupper

Det er helt klart at sauebeiting kan påvirke ulike grupper av planter på forskjellig måte. Sauen selekterer som nevnt i rekkefølgen: urter>gress>starr og andre halvgress>lyng, busker og trær (Nedkvitne *et al.* 1995, kap. 9.4.1). Det er ikke laget noen fullstendig oversikt over plantenes toleranse mot beiting hos disse gruppene, men de må antas å følge: gress/halvgress>urter>lyngarter>treslag (Hester 1996). Bestandstettheten av sau vil uansett ha stor betydning for hvilke endringer som kan forventes. Det vil også sannsynligvis være store forskjeller mellom artene innenfor de enkelte grupper. Generaliseringene nedenfor må derfor tolkes med varsomhet (se også kap. 10.7).

Urter. Det kan forventes at forekomsten av en del urter reduseres ved hard sauebeiting siden de er svært høyt prefererte som beiteplanter av sau (Bowns & Bagley 1986). Det er påvist i studier i skog at enkelte sjeldne urter kan «gå ut» ved høy beitegrad av hvithalehjort (Augustine *et al.* 1998) og ved hard sauebeiting i næringsfattige lav- og lyngdominerte vegetasjonssamfunn (Bjor & Graffer 1963). Det er derfor sannsynlig at en del urter vil falle ut i næringsfattige områder med mye sauebeiting. Dette gjelder særlig

hvis disse i utgangspunktet er sjeldne (Augustine *et al.* 1998).

Gress og halvgress. Gress og halvgress har høy grad av toleranse for beiting (forutsetninger), siden delingsvevene sitter plassert utilgjengelig, samtidig som en vekstform i tuer bedrer opptak av næringsstoffer (kap. 10.2.3). Gress overtar ofte dominansen i plantedeckket ved sauebeiting (Bowns & Bagley 1986).

Lyng. Det kan forventes at røsslyng gradvis forsvinner ved hard beitegrad, siden den da kan bli beitet, og denne gruppen har lav grad av toleranse mot beiting. En gjennomgang av alle de undersøkelser som er utført på effekter av sauebeiting i Storbritannia, har vist at røsslyng er av de mest utsatte grupper for sauebeiting (Hester 1996). Det er imidlertid også fastslått at dette i stor grad skyldes høst- og vinterbeiting (kap. 10.2.8). Det er imidlertid klart at høye tettheter av sau i forhold til preferert beite vil kunne føre til skade på røsslyng. Effektene er ofte størst inntil områder med gress (Clarke *et al.* 1995a), siden sauen ikke foretrekker å beite i rene røsslyng-områder (Clarke *et al.* 1995b). Internasjonale studier har i ulike områder påvist både framgang (Hester & Baillie 1998) og tilbakegang (Welch 1998) av blåbær pga. beiting. I flere norske studier gikk blåbær fram ved husdyrbeiting, sannsynligvis pga. mindre konkurranse fra gress (Bjor & Graffer 1963, Myrberget 1987).

Busker og trær. Det er velkjent at hard sauebeiting kan holde løvskog nede (Bjor & Graffer 1963). I SVR har det særlig knyttet seg interesse til om vier, som er et viktig innslag i reinsbeitet, blir ødelagt av sauebeiting (kap. 10.9.4). Holand *et al.* (1999) hevder at dette ofte skjer ved for tidlig slipp av sauen på beite. Det ser imidlertid ikke ut til at sauebeitingen er så hard i SVR i dag at den kan hindre gjengroing med skog i arealer som tidligere ble hardt utnyttet til stølsdrift (kap. 10.9.5).

10.2.8 Betydningen av driftsform i saueholdet

Det er flere faktorer som gjør at valg av driftsform i saueholdet vil ha stor betydning på effektene av sauebeiting. Det er helt klart at det vil være store forskjeller mellom områder som også har vinterbeiting av sau. Andre forskjeller i driftsform kan også ha betydning. Vi antar at det er lite realistisk å få tilbake gamle driftsformer, men det kan i denne sammenheng likevel være interessant sammenlikningsgrunnlag. Vi tar her ikke med bestandstetthet, selv om dette kan være en hovedfaktor.

Tabell 14. Oversikt over hvilke faktorer, kombinasjonen av forutsetninger (kap. 10.2.3) og muligheter (kap. 10.2.4), som kan påvirke graden av plantenes toleranse, dvs. evnen til gjenvekst etter en beitepisode, til en gitt planteart.

Plantenes toleranse	Faktorer som påvirker toleranse	Faktorer som øker evnen til gjenvekst	Referanser
Forutsetninger	Plassering av delingsvev	Delingsvev plassert nær bakken/skades ikke ved beiting	McNaughton 1979
	Vekstform	Tuedannelse, lav høyde, tette skudd, blader som felles	Strauss & Agrawal 1999
	Fotosyntetisk rate	Rask	Strauss & Agrawal 1999
	Lagringsevne i røtter (og evne til å allokere fra rot til skudd)	Stor	Strauss & Agrawal 1999
	Tidspunkt for spiring	Tidlig	Hognestad 1998
	Regenerering/frøbanker	Rask/stor mengde	
Muligheter (miljø)- ikke biologiske faktorer	Værforhold	Mye lys (avhengig av habitat?)	Strauss & Agrawal 1999
	Fuktighetsforhold i jorda	Mye fuktighet (avhengig av habitat?)	Strauss & Agrawal 1999
	Næringsforhold i jorda	Mye næring (varierende effekt)	Jefferies <i>et al.</i> 1994, Strauss & Agrawal 1999
Muligheter (miljø) - biologiske faktorer	Grad av konkurranse mellom planter	Liten konkurranse	Strauss & Agrawal 1999
	Symbionter	Ikke tilstrekkelig undersøkt	Strauss & Agrawal 1999
	Beitegrad/frekvens (bestandstetthet, trekk)	Lav tetthet eller sesongmessig trekk hos beitedyret	Augustine & McNaughton 1998
	Tidspunkt for beiting	Tidlig for etablerte planter/seint for spirer	Strauss & Agrawal 1999

Tabell 15. Oversikt over hvilke faktorer, kombinasjonen av forutsetninger (kap. 10.2.5) og muligheter (kap. 10.2.6), som kan påvirke graden av beite-selektivitet til et gitt beitedyr.

Beite-selektivitet	Faktorer som påvirker selektivitet	«Retning på seleksjon»	Referanser
Forutsetninger	Kroppsstørrelse Vomfysiologi Funksjonell respons	Store dyr mindre selektive Drøvtyggere mer selektive enn hest En plante beites oftere, relativt sett, når den har lav dekningsgrad	Illius & Gordon 1987 Demment & Van Soest 1985 Augustine <i>et al.</i> 1998
Muligheter (tilbud)	Bestandstetthet Sesongmessig variasjon i beitemengde Årlig variasjon i beitemengde Asynkron fenologi Flokkliv (?)	Mindre selektive ved høy bestandstetthet Mindre selektive om vinteren Mindre selektive hvis «tørke-sommer» Mindre selektive hvis plantene kommer opp til ulik tid Dyr i gruppe mindre selektive	Augustine & McNaughton 1998 Hester 1996 Augustine & McNaughton 1998 Augustine & McNaughton 1998

Vinter- vs. sommerbeiting. Beite-selektiviteten vil senkes hvis det er få plantearter å velge på. Senket grad av selektivitet kan føre til at lite foretrukne deler av vegetasjonen likevel blir beitet. Dette kan ha to effekter: (1) Det blir beiting også på «beiteresistente» planter som finnskjegg. (2) Det kan også føre til mer beiting på planter med lav grad av toleranse mot beiting, som f.eks. vier og lyng. Om vinteren vil tilbudet av beiteplanter være mindre, siden mange planter er visne, og en ikke har gjenvekst. Mange av de studier som er gjort på effekter av sauebeiting, er utført i Storbritannia (oppsummert i Hester 1996). Her er det vist at dekningsgraden av lyng reduseres og at gress overtar ved hard beiting, men det er også vist at dette i stor grad skyldes høst- og vinterbeiting (Hester 1996). Også i Nord-Amerika beiter sauene ofte ute om vinteren (Stohlgren *et al.* 1999), selv om ikke dette gjelder alle områder hverken i USA eller Storbritannia (Hewson 1989). Vinterbeiting er stort sett lite aktuelt i SVR, med unntak av områdene langs kysten i Rogaland. Vinterbeiting vil med all sannsynlighet føre til betydelig sterkere effekter av sauebeiting på lyng og andre vedaktige planter. Kunnskapen fra forskningsprosjekter som er gjennomført tilsier at man må være særlig varsom med slipp-tidspunkt og sanke-tidspunkt (kap. 16.3.2).

Legegjeting vs. løsfеbeite. Under perioder med «rovdyr-plage» i SVR i tidligere tider, ble sauene samlet og holdt i flokker i avgrensede områder. Når dette var nedbeitet, flyttet flokken videre til neste område osv. Dette gjorde at beitepresset lokalt sannsynligvis ble hardere en kort periode, men at det så ble en lang periode hvile. En slik driftsform var sannsynligvis gunstig for vegetasjonen, idet det ga en periode hvor vegetasjonen fikk «hvile», og sannsynligvis mindre sjanse for sauene til å være selektiv.

Kjøring av sauene til fjells. Før kunne det ta 2-3 uker å gjete sauene til fjells. I dag kjører man stort sett sauene rett opp på fjellet (kap. 4). Hjortedyr som beiter fritt, vil vanligvis gradvis beite seg oppover i en høydegradient etterhvert som plantene spirer (kap. 9.3.1). Kjøring av sauene til fjells vil sannsynligvis føre til økt press på beitene i høyfjellet tidlig i sesongen, og dette kan som nevnt påvirke plantenes toleranse mot beiting negativt (kap. 10.2.4).

10.2.9 Gjødsling med ekskrementer og urin

Beitedyr returnerer en stor porsjon nitrogen fra plantevev tilbake til jorda i en lett mineraliserbar form (Hobbs 1996). Møkk fra drøvtyggere inneholder mer

Tabell 16. Virkninger av gjødsling av naturlig fjellvegetasjon på utbredelsen av en del arter (Håland 1971, gjengitt i Baadshaug 1974). Om plantene hadde gått frem eller tilbake ble vurdert etter en kvalitativ skala fra 0 (ingen endring), 1 (svak endring), 2 (middels endring), 3 (sterk endring) og 4 (svært sterk endring).

* indikerer at konkurranse med finnskjegg har hatt betydning.

Art	Bare N-gjødsling	NPK-gjødsling
Finnskjegg <i>Nardus stricta</i>	Som før	Frem - 4
Smyle <i>Deschampsia flexuosa</i>	Frem - 1	Frem - 2
Blåtopp <i>Molinia coerulea</i>	Frem - 2	Frem - 2*
Bjønnskjegg <i>Scirpus caespitosus</i>	Frem - 1	Tilbake - 1*
Stivstarr <i>Carex bigelowii</i>	Frem - 1	Frem - 1/2
Heisiv <i>Juncus squarrosus</i>	Tilbake - 2	Tilbake - 3*
Torvmyrull <i>Eriophorum vaginatum</i>	Tilbake - 1	Frem - 2
Skogstjerne <i>Trientalis europaea</i>	Frem - 1	Frem - 2
Røsslyng <i>Calluna vulgaris</i>	Tilbake - 4	Tilbake - 4
Fjellkrekling <i>Empetrum hermaphroditum</i>	Tilbake - 2/3	Tilbake - 3
Blåbær <i>Vaccinium myrtillus</i>	Frem - 1	Som før
Tyttebær <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tilbake - 1	Tilbake - 1
Hvitlyng <i>Andromeda polifolia</i>	Tilbake - 1	Tilbake - 2
Skrubb-bær <i>Cornus suecica</i>	Tilbake - 1/2	Tilbake - 1/2
Reinlav <i>Cladina</i> sp.	Tilbake - 2	Tilbake - 3
Brødlav <i>Cetraria islandica</i>	Tilbake - 2	Tilbake - 2
Mose	Tilbake - 4	Tilbake - 4

nitrogen relativt til karbon enn materiale fra dødt plantevev. Det blir altså ofte høyere nivåer av næring i jorda og større mikrobisk biomasse der det beiter drøvtyggere i moderate tettheter (kap. 10.5). Graden av gjødsling avhenger av størrelsen på dyrene og hva de spiser. Jo mer nitrogen i dietten, jo mer nitrogen skilles ut. Møkk og urin spres ofte ikke jevnt i landskapet, og kan derfor skape økt mangfold (kap. 10.3). Det er vist at sau prefererer flate områder til hvileområder, og dette resulterer i at 60% av ekskrementene deponeres på 15% av beiteområdet (Hobbs 1996). Det er klart at den rene effekten av gjødsling i seg selv kan fremme enkelte arter på bekostning av andre (Tabell 16, se kap. 10.9.3 for detaljer om forsøkene). Gjødsel fra beitedyr inneholder ofte både nitrogen og fosfor (McKendrick *et al.* 1980). Gjødslingseffektene i SVR så ut til å være at utbredelsen av røsslyng gikk tilbake, mens gress gikk fram. Finnskjegg gikk fram med NPK-gjødsling, men ikke ved ren nitrogen-gjødsling (Tabell 16, Baadshaug 1974).

10.2.10 Betydningen av tråkking

I en del tilfeller kan stor tetthet av beitedyr også føre til mekaniske skader på vegetasjonen grunnet nedtråkking (Hester & Baillie 1998). Dette rammer særlig mose og lav i perioder med tørke, men kan også

ramme andre plantearter som f.eks. røsslyng (Clarke *et al.* 1995b) og bartrær (Bjor & Graffer 1963). Tråkking kan også skape små åpninger i vegetasjonsdekke som letter frøsetting (Watt & Gibson 1988, Jónsdóttir 1991, Silvertown *et al.* 1992).

Jónsdóttir (1991) fant at den foretrukne planten stivstarr økte sin biomasse og utbredelse under sauebeiting på Island, selv om denne ble mye beitet (55% av biomassen fjernet), og de individuelle plantene ble mindre og blomstret sjeldnere. Dette skyldtes sannsynligvis mindre konkurranse med heigranmose (*Racomitrium lanuginosum*) som ble ødelagt av nedtramping. I et annet eksempel i Storbritannia ble det også vist en positiv effekt av beiting i perioden før åkerstorkenebb (*Geranium dissectum*) spirte om våren, mens beiting seinere i vekstsesongen likevel sannsynligvis var negativt (Silvertown *et al.* 1992). Dette er eksempler på at effektene av beiting kan være sammensatte (se Fig. 19), og vanskelige å forutsi.

Et annet problem er at nedtråkking kan påvirke mengden beite i negativ retning. Særlig lavbeitene er svært utsatt for påvirkning, samtidig som dette er en kritisk vinter-ressurs for villreinen (kap. 9.4.3). Lav vokser sakte og tråkkes lett i stykker når den er tørr (Holand *et al.* 1999). Studier har vist at sauen i SVR

normalt ikke beiter i lavdominerte samfunn (Bjåen 1998b, kap. 9.5.1). I varme perioder brukte sauen lavheier til hvileplasser i tillegg til snøleier, snøflekker og strandsoner. Store effekter av at sau tramper ned lav er derfor ikke sannsynlig med det vi vet i dag, men lokalt vil det forekomme (Holand et al. 1999). Det totale omfanget av nedtramping av lav er imidlertid ikke kartlagt gjennom spesielle undersøkelser.

Det har også vært framme at tråkk kan føre til åpninger i vegetasjonen som er positive for frøsetting (Nedkvitne *et al.* 1995). Miller *et al.* (1999) fant i et innhegningsforsøk at deknningen av snøsøte (*Gentiana nivalis*) gikk tilbake i innhegninger, på tross av at overlevelsen og veksten var bedre inne i innhegningene enn utenfor der det beitet sau. Miller *et al.* (1999) mente dette skyldtes at snøsøte var avhengig av frøsetting på åpen jord som en følge av tråkk av sau. I Skottland er snøsøte en sjelden art som man trodde var gått tilbake pga. beiting, tråkking eller plukking. Dette viser igjen at interaksjoner mellom beitedyr og vegetasjon kan være sammensatte, og at det ikke nødvendigvis er uønskede planter som går fram ved beiting.

10.3 Endringer i mangfold

Med mangfold, diversitet eller heterogeneitet tenker mange på *antallet arter*, men i økologisk sammenheng regner en ofte mangfold også som forholdet mellom *artsantallet og i hvilken grad enkelte planter dominerer* (Begon *et al.* 1990). Et system med 10 arter med lik dominans mellom artene, er mer mangfoldig enn et system med 10 arter der en eller noen få arter dominerer. Man skiller gjerne mellom mangfold på ulike nivåer eller skalaer. Det vanligste er å måle plantemangfold innen en flekk (eng. «patch»), såkalt «alfa-diversitet». Videre kan man måle mangfoldet av flekker, såkalt «gamma-diversitet». På stor skala kan vi snakke om diversitet av habitater eller landskaper. Vi skiller i den videre fremstilling mellom fire hypoteser; (1) at middels-beitegrad gir størst mangfold, (2) at beiting minsker mangfold, (3) at beiting øker mangfold, eller (4) at beiting ikke påvirker mangfold. Effekter av beiting på mangfold kan være avhengig av skala (kap. 10.7).

(1) En mye omtalt hypotese er *middels-beitegrad hypotesen* (Bjor & Graffer 1963, Grime 1973, Connell 1978, Perevolotsky & Seligman 1998, Wilkinson 1999). Den tilsier at *mangfold generelt øker fra lav til middels beitegrad, men at det minsker fra middels til*

høy beitegrad. Hypotesen sier i utgangspunktet ikke noe om forskjellen mellom høy og lav grad av beiting, men at moderat grad av beiting gir det høyeste mangfoldet av arter. I utgangspunktet kan en slik hypotese ikke bare gjelde planter, men sannsynligvis også omfatte insekter (kap. 11.4). Det forventes imidlertid at ulike plante-grupper eller insekt-grupper «rammes ulikt» av beiting. Hvis vi ser dette i forhold til det vi tidligere har diskutert om vegetasjonsendringer (kap. 10.2), kan man tenke seg at uten beiting vil raskt voksende planter uten forsvar dominere og skygge ut andre mindre konkurranse-dyktige arter. Ved økt beiting kan det forventes at mengden beiteresistente, saktevoksende planter øker i mengde. Samtidig vil arter som krever små åpninger til frøsetting gavnes av moderat beiting (kap. 10.2.10). Høyest arts-diversitet av planter ved middels grad av beiting er for eksempel påvist for tamreinens beiting på finsk side av Lappland (Helle & Aspi 1983). Undersøkelsene på effekter av sauens beiting ved Rosskreppfjorden fant et mer komplisert forhold mellom beitegrad og mangfold (Gjerde 1998, kap. 10.8.2). De mest grundige undersøkelsene av effekter av saue- og storfebeiting på vegetasjon (på skogsmark) i Norge (Bjor & Graffer 1963, kap. 10.8.5), viste også at middels grad av beiting generelt ga høyest grad av mangfold (Fig. 20). I fattige lav- og røsslyng-dominerte samfunn senket imidlertid beiting arts mangfoldet (Fig. 20). Her kommer altså *næringsforhold* inn som en viktig tilleggs-variabel (kap. 10.2.4). Analyser av en rekke svært forskjellige typer økosystemer (og beitedyr) viste at plantearts-rikheten sank med økende beitegrad i næringsfattige økosystemer, mens den økte i næringsrike økosystemer (Proulx & Mazumder 1998). Det er framhevet at sannsynligheten for hva som skjer med mangfoldet av planter pga. beiting, også vil variere avhengig av systemets forhistorie (Milchunas *et al.* 1988), dvs. om det har vært beitedyr i systemet i lang tid eller ikke, uten at dette er nærmere undersøkt. Dette er ofte en undervurdert faktor (Gunnar Austrheim, pers. medd.).

En kan også forvente høyest grad av mangfold av flekker ved middels grad av beiting. Ved en økning fra lav til middels bestandstetthet, vil det sannsynligvis bli en heterogen blanding av beitede og ubeitede flekker. Dette gjelder spesielt en art som sau, som beiter relativt konsentrert selv ved lav bestandstetthet. Med økende bestandstetthet forventes det at flere beiteflekker tas i bruk, og at diversiteten derfor vil minke ved høy beitegrad når alle flekker er i bruk. I

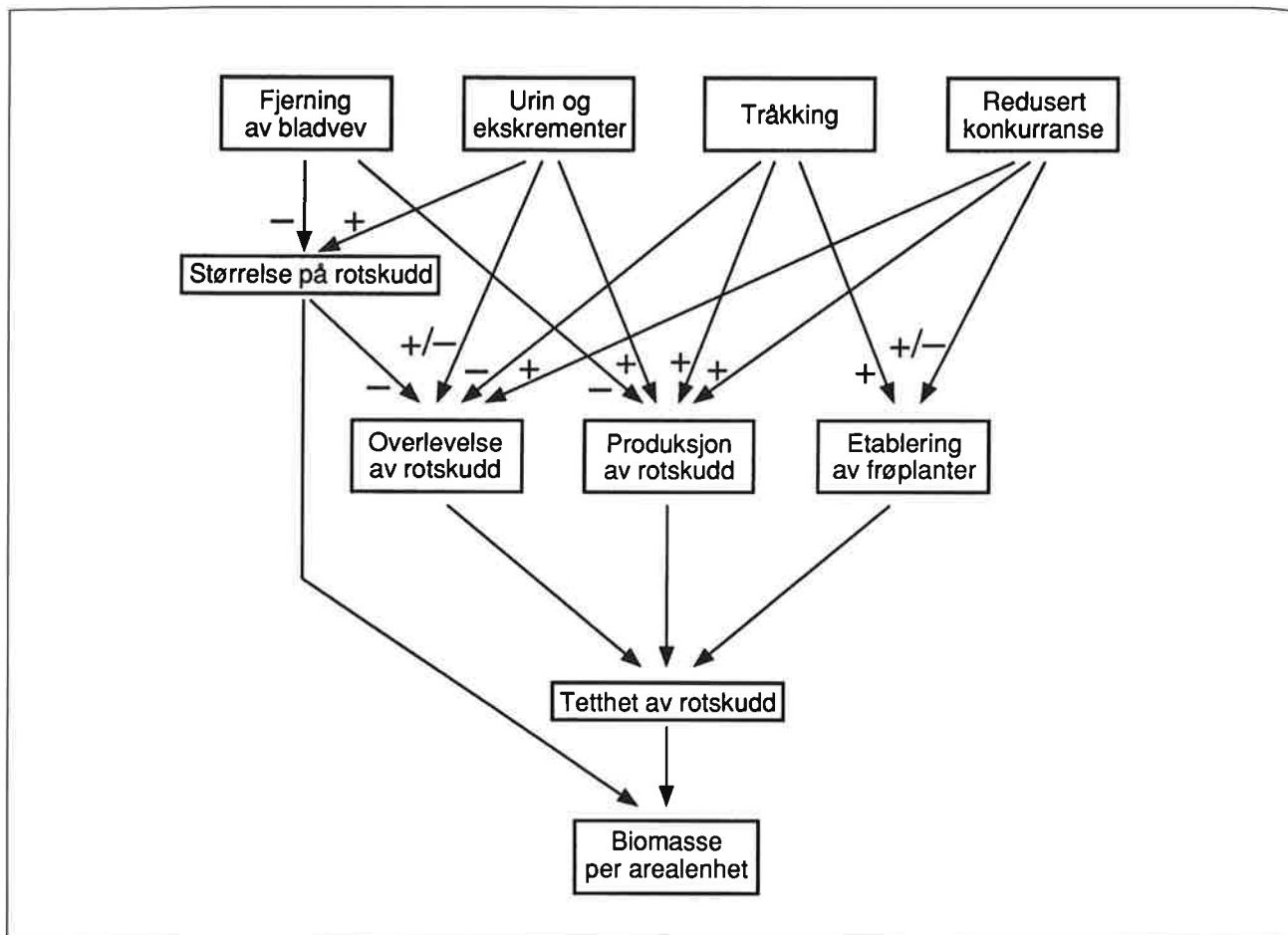


Fig. 19. Modell for positive og negative effekter av sauebeiting på bestandsdynamikk hos stivstarr (omtegnet etter Jónsdóttir 1991). Dette er et eksempel som viser at effektene av beiting på vegetasjonen i høyfjellet er sammensatt av en rekke faktorer. Summen av disse faktorene avgjør vegetasjons-utviklingen (kap. 10.2).

enkelte tilfeller kan økningen i mangfold forsterkes ved at enkelte beitedyr (f.eks. bison) oftere søker seg til tidligere beitede flekker som er gjødslet med møk og urin (kap. 9.11.3). Dette vil igjen øke konsentrasjonen av næring, og vi får derfor en syklus som forsterkes over tid (eng. «positive feedback», se f.eks. McNaughton *et al.* 1997). I systemer der det er sein eller ingen vekst etter beiting, vil gjerne sjansen for ny beiting avta (eng. «negative feedback»). Dette fører til at landskapet blir mer homogent. Dyrenes beiteatferd er altså avgjørende for disse prosessene (Augustine & McNaughton 1998, Frank *et al.* 1998). Det er påvist (korrelasjonsstudier, kap. 8.2) at seterlandskap i bruk har et høyere mangfold enn når de gror igjen (Bryn 1999), men det er uvisst hvilken rolle beiting isolert sett har for dette.

Vi kan altså forvente at middels grad av sauebeiting generelt gir høyere mangfold enn ingen beiting og at høy grad av beiting, med unntak av at beiting i næringsfattige områder, kan forventes å senke mang-

foldet (Fig. 20). Vi understreker at «middels grad av beiting» ikke nødvendigvis er *gjennomsnittlig* beitegrad i SVR i dag. Vi vet ikke i dag hvilke tettheter av sau som gir de ulike beitegradene i ulike områder.

(2) En alternativ hypotese er at *beiting generelt senker mangfoldet* ved at visse planter fjernes og andre får større dominans. Resultatene i flere studier kan tolkes som støtte for denne hypotesen (f.eks. Silvertown *et al.* 1992). Et grunnleggende problem i slike undersøkelser er imidlertid at hvis man bare sammenlikner «ingen beiting» med «høy grad av beiting», vil man ikke vite om «middels grad av beiting» har høyere mangfold (Kjell Dannell, pers. medd.). Et stort problem blir derfor å definere (særlig middels) *beitegrad*.

(3) Det er også vist ved studier av bl.a. sauebeiting i Storbritannia at *beiting kan øke mangfoldet* (Welch & Rawes 1964, Watt *et al.* 1996), og Bjor & Graffer (1963) fant generelt at beiting økte mangfoldet (kap. 10.8.5). Det samme problemet med sam-

menlikning av kategoriene «beitet» og «ikke beitet» gjelder her.

(4) En siste alternativ hypotese er at *beiting ikke påvirker mangfoldet* i det hele tatt. Det er gjort relativt få studier hvor resultatene støtter denne hypotesen på lokal skala. I meget omfattende undersøkelser av 26 arealer hvor beitedyr ble utestengt over varierende perioder fra 7 til 60 år i Rocky Mountains, USA, ble det imidlertid påvist svært liten effekt av beiting på mangfoldet (Stohlgren *et al.* 1999). Her undersøkte man effekter av beiting for en lang rekke beitedyr (inkl. storfe og sau). Heller ikke i områder hvor det beitet sau (om vinteren) ble det registrert store effekter, men mangfoldet var lokalt svakt høyere der det var beiting (Stohlgren *et al.* 1999).

Vi vil understreke at i de færreste studier har man eksplisitt undersøkt effekter av romlig skala. Det er

mindre sannsynlig at beiting generelt fører til større endringer når vi ser over en stor region, enn om vi ser på en utvalgt flekk (kap. 10.7). Et unntak kan være intensiv husdyrbeiting. I et studie av kvegbeiting i Argentina fant man at selv om beitingen økte mangfoldet lokalt, så sank mangfoldet (svakt) over en større skala (Oloff & Ritchie 1998). I undersøkelsen var mangfold ikke synonymt med artsantall, men forholdet mellom artsantall og dekningsgrad (se ovenfor). Stohlgren *et al.* (1999) fant derimot ingen effekter på stor skala. Slike forhold er ikke undersøkt i SVR.

10.4 Endringer i primærproduksjon

Det er liten tvil om at beiting stort sett er forbundet med kostnader for de enkelte planter som beites, siden beiting jo medfører at planten mister vev som

den bruker til fotosyntese (Belsky 1986, Brown & Allen 1989). De totale effektene av beiting er imidlertid ikke alltid så ødeleggende som en kunne anta, siden plantene ofte kan kompensere for tapt vev (kap. 10.2.3 & 10.2.4). Det er vist at beitedyr i Serengeti i Afrika økte primærproduksjonen med gjennomsnittlig 102% (8-344%), mens det er vist at primærproduksjonen i Yellowstone i USA økte med 43% (12-85%) etter beiting (Frank *et al.* 1998). Beiting kan selvfølgelig også senke primærproduksjonen (McNaughton 1983). I det følgende vil vi diskutere hvordan beiting *på kort sikt* kan endre primærproduksjonen, mens *langsiktige* effekter av beiting på planteproduksjon blir diskutert i forbindelse med omsetning av organisk materiale, dvs. nedbrytningsrater (kap. 10.5).

Etter å ha blitt beitet,

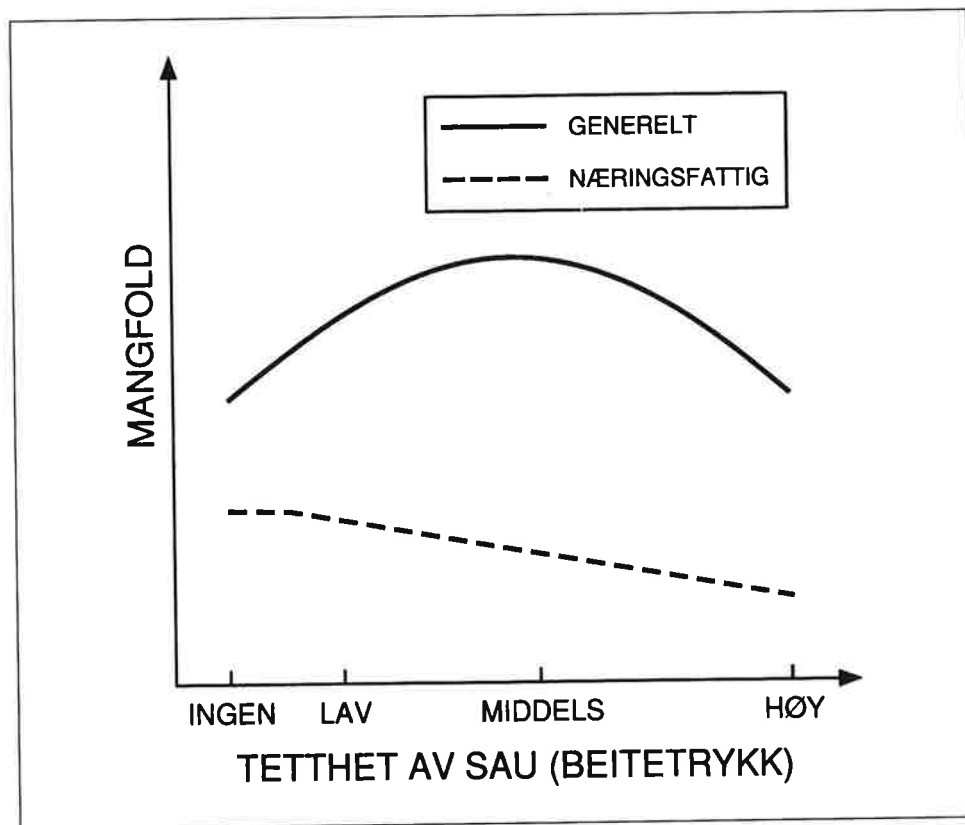


Fig. 20. Forholdet mellom beitegrad/tetthet av sau og mangfoldet av planter innenfor «flekker» av markvegetasjon (kap. 10.3). Generelt gir middels beitegrad det høyeste artsmangfoldet, mens beiting i spesielt næringsfattige habitater dominert av lav og røsslyng kan senke mangfoldet (Bjor & Graffer 1963). Dette resultatet gjelder innenfor en «vegetasjons-flekk», det er ikke undersøkt om beiting påvirker artsmangfoldet regionalt (kap. 10.7). Et problem med mange undersøkelser er at man har sammenliknet «ikke beitet» med «hardt beitet», og vi kan dermed ikke få undersøkt om middels grad av beiting gir høyest mangfold. Vi understreker at «middels beiting» ikke nødvendigvis er gjennomsnittlig beitegrad i SVR i dag.

kan det teoretisk skje tre ting. (1) Plantens relative vekstrate kan synke, eventuelt kan planten dø helt. (2) Vekstraten kan være konstant eller (3) den kan øke. Hvis vekstraten er lik eller mindre etter beiting, vil akkumuleringen av biomasse være høyere der det ikke er beitet. Plantens evne til kompensering omfatter en rekke ulike indre (forutsetninger, kap. 10.2.3) og ytre mekanismer (muligheter, kap. 10.2.4). Kompensasjon kan altså skje under gitte miljøbetingelser og der perioden mellom beitingene er tilstrekkelig lang. Hvilke responser som er mest sannsynlige vil avgjøres av plantenes toleranse mot beiting, der blant annet intensitet og tidspunkt for beiting i tillegg til nærings- og vanntilgang er viktige (Hilbert *et al.* 1981, Georgiadis *et al.* 1989, Augustine & McNaughton 1998, kap. 10.2.3 & 10.2.4).

Produktiviteten hos planter som blir beitet *kan* dermed økes ved et helt spekter av forhold (se f.eks. McNaughton 1979), selv om ikke alle mekanismer er like viktige:

1. Det kan føre til økt fotosyntetisk rate i gjenværende vev.
2. Det kan skje en overføring av næring fra andre deler av planten (f.eks. røtter) til aktivt fotosyntetisk vev.
3. Beiting kan fjerne mekanisk gammelt vev som er under maksimal fotosyntetisk rate.
4. Beiting kan øke lysmengden til underliggende potensielt mer aktivt plantevev.
5. Beiting kan medføre reduksjon i hastigheten av bladenes aldring og dermed forlenge plantens periode med aktiv fotosyntese.
6. Beiting kan aktivere hormoner som gir ny celledeling og delingsvev, og ofte ny skudddannelse. Dette kan iblant utløses ved at spytt fra beitedyr inneholder vekst-fremmende elementer.
7. Vannbalansen kan bedres siden overflatearealet for transpirasjon (fordamping) reduseres.
8. Næring vil tilføres fra møkk og urin (kap. 10.2.9).

Særlig viktig er sannsynligvis at beiting fører til dannelse av gressplener som karakteriseres av lav høyde, tett med skudd med ungt vev og dermed høy mulighet for produksjon (kap. 10.1). Det er også klart at beiting kan endre primærproduksjonen på lenger sikt (se kap. 10.5). Det er ikke sikkert at de kortsiktige og langsiktige effektene av beiting virker i samme retning (se kap. 10.5).

En kontroversiell og omdiskutert hypotese er den såkalte «*beite-optimerings-hypotesen*» (McNaughton 1979, 1983, Hobbs 1996). Beite optimerings-hypotesen går ut på at produktiviteten hos såkalte «*beitetilpassede*» planter som gress, er høyest ved middels beitegrad. Produktiviteten øker altså fra lav til middels grad av beiting, men synker fra middels til høy grad, f.eks. når beiting gir økt innhold av silikater i gress eller kjemisk forsvar i lyng og løvtrær. Det er altså *middels grad av beiting* som forventes å øke produktiviteten (se også kap. 10.3). At total primærproduksjon (av gress) over bakken ofte maksimeres ved moderat beiting kalles for «*overkompensering*» (McNaughton 1983). Det foreligger mye empirisk materiale som viser at dette faktisk skjer (Hobbs 1996). Høy grad av toleranse hos plantene (kap. 10.2.3 & 10.2.4) og liten grad av beiteselektivitet (kap. 10.2.5 & 10.2.6) øker sjansen for at middels beitegrad gir høyest primærproduksjon (Augustine & McNaughton 1998). Vi understreker at dette først og fremst gjelder i områder der beitetilpassede arter som gress dominerer. Økt primærproduksjon ble også påvist i innhegningene av sau på Stigstuv på Hardangervidda, selv om dette representerte forsøk med svært høy beitegrad (Wielgolaski 1976, kap. 10.8.4). Beitingen medførte imidlertid at næringsreservene i røtter etterhvert ble utarmet.

10.5 Endringer av nedbrytnings-prosesser og erosjon

Det er i hovedsak to effekter vi skal diskutere når vi snakker om nedbrytnings-prosesser og erosjon. Mange planter i høyfjellsøkosystemer er begrenset av mengden nitrogen i jordsmonnet. Mikroorganismer i jorda kan enten mineralisere nitrogen så det blir lett tilgjengelig for plantenes videre vekst, eller det kan binde det (immobilisering) slik at det ikke blir tilgjengelig (Hobbs 1996, Frank & Groffman 1998). Jo mer karbon i forhold til nitrogen det er i jordsmonnet, jo større er sjansen for immobilisering. Det er flere måter beitedyr kan påvirke om nitrogenet går til mineralisering eller immobilisering (kap. 10.5.1). En annen effekt er at høy konsentrasjon av beitedyr kan føre til så mye nedtråkking av vegetasjon at det oppstår fare for erosjon (kap. 10.5.2). Det er klart at *gjengroing* med skog i stor grad vil skygge ut annen vegetasjon og kraftig redusere primærproduksjonen av beite. Et unntak er i tilfeller hvor *gjengroing* med bjørk fører til at dvergbjørk blir skygget ut, da kan *gjengroing* øke mengden beite (Gunnar Austrheim,

pers. medd.). I områder hvor beiting kan hindre gjen-
groing, vil dette derfor være en hovedeffekt av beiting på lengre sikt (se kap. 10.9.5).

10.5.1 Endring i forholdet av nitrogen og karbon

Drøvtyggere kan endre energi- og næringsflyt i økosystemet på flere måter. Vi har allerede vært inne på at beitedyr kan (1) endre plantearts-sammensetningen (kap. 10.2). Dette vil medføre endringer av hvilke plantearter og/eller deler som går til dekomponering. Hvis andelen planter med kjemisk forsvar øker, vil omsetningen av næring gå saktere (kap. 10.2.1). Hvis andelen foretrukne beiteplanter øker, vil derimot nedbrytningen gå raskere (kap. 10.2.1 & 10.2.10). (2) Beitedyr vil også alltid endre den kjemiske sammensetningen av plantevev gjennom fordøyelse, der møkk og urin er endeprodukter (kap. 10.2.9). (3) Ved å fjerne plantevev, vil det også kunne skje endringer i forholdet mellom karbon og nitrogen i jordsmonnet. Beiting påvirker indirekte balansen mellom karbon og nitrogen i jorda ved at det setter i gang ny vekst hos planten. Karbon i nytt vev er lettere nedbrytbart enn i gammelt vev. Dette fører også til at mikroorganismene blir begrenset av karbon heller enn nitrogen, noe som fører til økt grad av mineralisering og dermed mer nitrogen til plantene. Effekten kan imidlertid variere avhengig av utgangsforhold og økosystem. (4) Fjernet vegetasjon gir økt solstråling. Dette vil igjen påvirke mikromiljøet for både planter og jordsmonn. (5) Beiting kan gjennom sin påvirkning av vegetasjonen også endre mengden og typen av brennstoff, og dermed forløpet av branner (Hobbs 1996). Dette er viktig i mange økosystemer (Bleken *et al.* 1997), men er lite aktuelt i denne sammenheng og vil ikke bli behandlet nærmere her.

Gjødsling med møkk og urin og fjerning av dødt plantevev øker raten i omsetningen av nitrogen og flyten av energi ved å returnere nitrogen til jorda i en form som er lett mineraliserbar. Dette øker omsetningen i røttene og mengden ustabil karbon til jorda. Dette reduserer igjen mengden nitrogen som går til immobilisering av mikroorganismene. Total-effekten av beitedyr avhenger derfor av i hvilken grad endringene i vegetasjonens artskomposisjon motvirker dette ved å øke mengden av uspiselige, saktevoksende og langsomt nedbrytbare planter (Pastor & Cohen 1997), eller forsterker effekten ved å øke mengden av spiselige, rasktvoksende og nedbrytbare arter (Jónsdóttir 1991). I økosystemer dominert av gress og lyng vil effekten i artssammensetning også

varierte avhengig av andelen av primærproduksjonen som blir beitet, plantenes fysiologiske forandringer og endringene i mikromiljøet i jordsmonnet. Vi må også huske på at det finnes økosystemer der det er små effekter av beiting på jordbunnsforhold over større arealer (Detling 1998, Stohlgren *et al.* 1999; se Schuman *et al.* 1999 for en sammenlikning av jordbunnsforhold etter hard og lett beiting).

10.5.2 Nedtråkking av vegetasjon og erosjon

Vi har nevnt at beitedyr kan tråkke ned bl.a. mose og lav (kap. 10.2.10). Nedtråkking av vegetasjon kan bli så omfattende at bar jord blir synlig, noe som kan etterfølges av utvasking av næringsstoffer siden vegetasjon mangler (Hester 1996). Generelt går husdyr over mindre områder enn hjortedyr når de beiter, og skadene kan dermed bli større fra husdyr. Nedtråkking er generelt regnet for å være et større problem der det er beiting av storfe enn sau (Bjør & Graffer 1963, Adams 1975), og et større problem der det er bratt enn der det er flatt (Hester 1996).

Det er klart at det i områder med sau blir tydelige spor i vegetasjonen, særlig ved salteplasser («saltslikker»), på hvileplasser, i stisystemer og sannsynligvis langs drifteveier. Disse lokale effektene av hard saue-tråkking er udiskutable. Siden sauene er gruppelevende og beveger seg lite på beite (intensiv beiter), kan en også få slike effekter selv ved lav tetthet av sau. Dette gjelder særlig de langhalede rasene (Holand *et al.* 1999, kap. 4.3.2). Det kritiske spørsmålet er om dette har betydning på større skala, eller om det bare er lokale effekter (kap. 10.7). I England, der sauetettheten er høyere og sauene ofte går ute hele året, ble det ikke målt økt utvasking av næringsstoffer i bekker ut fra beiteområder (Hester 1996). Dette til tross for at vegetasjonen stedvis var sterkt preget av nedtråkking. Problemet med økning i erosjon som følge av tråkking av beitedyr er ikke undersøkt i SVR.

10.6 Forholdet mellom bestandstetthet og beitegrad

Å forstå effekten av bestandstettheten av store beitedyr på plantesamfunn er særlig kritisk fra et forvaltningssynspunkt, fordi tetthet er nøkkelen en kan bruke til å manipulere disse prosessene (Augustine & McNaughton 1998). *Med økende bestandstetthet forventer en selvfølgelig økt beitegrad eller beitepress.* Dette vil gjelde innenfor et lokalt område. Vi vil imidlertid også her påpeke at i tillegg til dette, kan det skje endringer i en rekke andre prosesser. Vi vil

advare mot en for enkel vurdering av sauetall og beitegrad, delvis basert på det vi også skal diskutere om skalering (se kap. 10.7).

Med økende bestandstetthet kan en forvente endringer i både *beiteselektivitet* (kap. 10.2.6), pga. endring av mengden tilgjengelig beite, og i *plantenes toleranse*, pga. endring i frekvens og mengde av tapt vev (kap. 10.2.4). Vi forventer at dyrene blir mindre selektive når mengden beite går ned ved høy tetthet. Dette fører til en økt andel lavkvalitetsbeite i dietten, og er, i tillegg til redusert beitemengde, en mekanisme for reguleringen av bestander av beitedyr (kap. 9.7.2). En kan derfor forvente forskyvninger i den effekten beitingen har på konkurransen mellom foretrukne og mindre foretrukne arter ved endringer i bestandstettheten. Vi vil derfor understreke at det er sannsynlig at effektene av beiting ikke øker lineært

med *bestandstetthet*. Over en viss grense blir det sannsynligvis «uforholdsviss» mye større effekt på vegetasjonen. Dette kan skje i det øyeblikk sauen har beitet bort prefererte planter og begynner å beite på mindre foretrukne planter med lav toleranse mot beiting. Unntak er når spesielle plantearter aldri (eller veldig sjelden) blir spist selv ved høy tetthet. Eksempler på dette er gran (*Picea abies*) i barskogsøkosystemer. I SVR er sannsynligvis finnskjøgg en slik plante (kap. 10.9.3). I tillegg til å manipulere bestandstetthet i beiteeksperimenter, vil det derfor være viktig med mål på beiteintensiteten direkte på vegetasjonen.

Det kan være vanskelig å direkte relatere f.eks. antall sau sluppet på beite til beitepress (Fuller 1996): (1) Sauen foretrekker enkelte lokale områder med prefererte vegetasjonstyper eller områder rundt

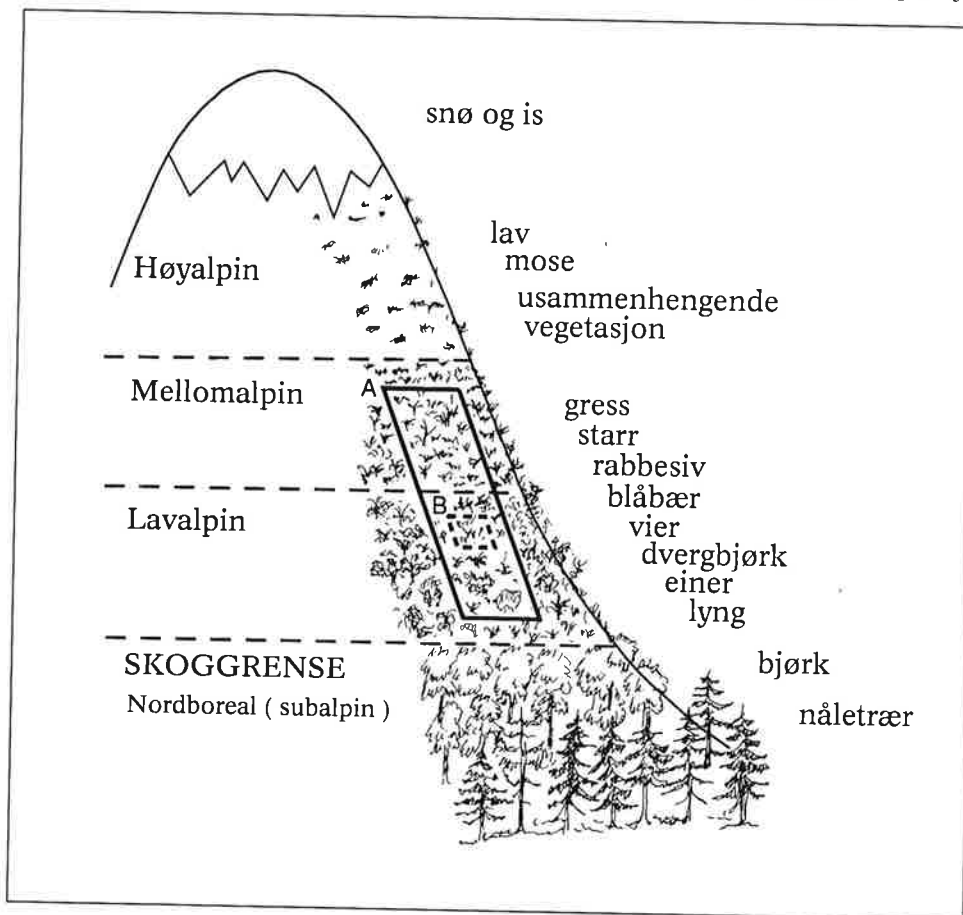


Fig. 21. Det vil være viktig i undersøkelser at det tas hensyn til skalering i rom. F.eks. kan en nedgang i lav-forekomsten pga. tråkking innenfor den mindre innhegningen **a**) være 10%, mens den samme tilbakegangen for den større innhegningen **b**) kan være bare 1%. Dette kan skje hvis sauen «ødelegger» det lille som er av lav innenfor prefererte vegetasjons-samfunn (der det er lite lav), men at sauen samtidig unngår fattige områder der lav dominerer. Det ene er like riktig som det andre, men det er viktig å ikke generalisere utfra observasjoner på en enkelt skala (kap. 10.7).

hvile- og salteplasser (Warren & Mysterud 1991, Warren *et al.* 1993). Selv om tettheten av sau generelt har økt, trenger ikke beitepresset å ha økt generelt. Det kan bare være at flere områder blir beitet, men med samme intensitet som tidligere. (2) Endringer i tetthet kan parallelt «skjule» endringer i raser, alderssammensetning eller at uerfarne dyr er satt på i besetningen. Dette kan påvirke måten beitet utnyttes på (Warren & Mysterud 1993). (3) Endringer i tetthet kan parallelt «skjule» endringer i driftsform (kap. 10.2.8 & 10.9.1). Dette kan gjøre at det samme sauetallet får større (eller mindre) effekt på vegetasjonen med dagens driftsform. (4) Mengden av andre beitedyr må også tas i betraktning. En nedgang i sauetallet i England, førte til en økning i beiting fra hjort (Hester 1996).

10.7 Skalering av beiteeffekter i tid og rom

Det er viktig å fokusere på hvilken skala i tid og rom effekter av beiting foregår på. Kunnskap om lokale variasjoner av beiteeffekter er avgjørende for en korrekt vurdering av husdyrs påvirkning på vegetasjonsdynamikken (Oloff & Ritchie 1998, Weber *et al.* 1998, Stohlgren *et al.* 1999). Konklusjonen i en grundig gjennomgang av litteraturen om effektene av beiting i nordlige økosystemer, er at (ville) beitedyr generelt ikke ser ut til å påvirke sammensetning av plantearter i forskjellige samfunn på lang sikt eller å endre retningen på plante-suksesjon på landskapsnivå (Jefferies *et al.* 1994). Det konkluderes likevel med at beiting kan ha store korttids-effekter på vegetasjonen, særlig på en fin romlig skala (1-20 m). Beitedyr kan lokalt senke eller øke hastigheten på suksesjonsprosesser, men over større skalaer (regionalt) vil særlig klimaet være avgjørende (Jefferies *et al.* 1994, Stohlgren *et al.* 1999). Unntak fra denne regelen finner vi i menneskeskapt økosystemer og også i en del spesielt utviklete beiteland (Jefferies *et al.* 1994, Augustine & McNaughton 1998). Det er uklart om SVR er et unntak fra grunnregelen om at effekter av beiting er lokale eller ikke. Med så mye sau som det er i SVR, er det sannsynlig at det har effekter utover det lokale.

I et studium som eksplisitt undersøkte effekten av skala, kom man fram til at det fantes forskjeller i sammensetningen av plantearter mellom beitet og ikke beitet areal på skala 1 m²-felter, men ikke når man skalerte opp til 1000 m²-felter (Stohlgren *et al.* 1999). Dette skyldes den svært store *heterogeneitet* som er vanlig i mange økosystemer. Det vil derfor generelt være en stor fare for feilvurdering ved å ekstrapolere data fra småskala-eksperimenter (kap. 8.3.1) til å gjelde hele økosystemet, f.eks. heiene i SVR. Den «hierarkiske» oppbyggingen med planterarter innenfor vegetasjonssamfunn, gjør også at man skal være forsiktig med tolkningen av prosentvise tall for hvor mye en art går fram eller tilbake (Fig. 21).

Et annet problem som vi allerede har omtalt, gjelder forholdet mellom bestandstetthet og beitepress (kap. 10.6). Innenfor et område med en gitt tetthet per km², vil en kunne finne områder som både er sterkt beitet eller helt ubeitet. Som eksempel kan vi nevne undersøkelsen av effekter av saubeiting med innhegninger ved Rosskreppfjorden i SVR (kap. 10.8.1). I studieområdet var det generelt ca. 10 sau per km² (Hognestad 1998), men likevel nesten ikke

sau som beitet i nærheten av innhegningene (Jonathan E. Colman, pers. medd.). Sammenlikningen av beitegrad ble derfor gjort mellom arealer med «ingen sau» og «nesten ingen sau», selv om det var «ingen sau» og «ca. 10 sau per km²» over en større region. I andre tilfeller kan forskeren ubevisst legge forsøksfeltene til områder med konsentrert beiting, slik at tettheten blir markert høyere enn det som gjelder for regionen (Stohlgren *et al.* 1999). Som vi har nevnt, ble det ikke påvist endringer i utvasking av næringsstoffer fra et område i Storbritannia, selv om det tilsynelatende var mye vegetasjon som var skadet ved nedtråkking av sau (Hester 1996, kap. 10.5.2).

En skal også være oppmerksom på at bestandstettheten i enkelte undersøkelser oppgis som «brutto areal», dvs. at impediment er medregnet, mens det i andre tilfeller vil være «netto beiteareal». Dette kan bety at en tetthet på 60 sau per km² «brutto areal», i virkeligheten vil tilsvare en langt høyere tetthet på det aktuelle beiteareal når impedimentet er trukket fra. *Dette er viktig med tanke på at det er mye impediment i mange områder i SVR.*

En stor utfordring for videre forskning blir derfor å avgjøre hvilken utnyttelses-grad som indikerer lav, middels og hard beiting (kap. 16). Dette bør sannsynligvis måles som % fjernet plantevev innenfor en gitt tid (og dermed angis som en frekvens). Det neste blir å finne overgangen fra bestandstetthet til beitepress i ulike regioner. Deretter må en kartlegge hvor store arealer innen de ulike regionene som har de ulike beitegradene (variasjon i rom), og eventuelle variasjoner over tid (variasjon i tid) (kap. 16). Det vil være viktig å gjøre undersøkelser av vegetasjonsutviklingen under beiting med tilstrekkelig hyppig frekvens, siden det kan forventes at *vegetasjonsendringene ikke vil være «lineære» over tid* (Fig. 22).

10.8 Studier av effekter av husdyrbeiting i Norge

Det generelle teoretiske rammeverk for effekter av beiting, er dannet på grunnlag av erfaringer fra en rekke ulike økosystemer. Et slikt rammeverk er helt vesentlig for å danne seg *forventninger* om hvilke økologiske effekter f.eks. sau har i SVR. Det er klart at forholdene i heiene i stor grad vil skille seg fra mange av disse økosystemene. Vi har i stor grad fokusert på kunnskap fra åpne «gress-økosystemer», istedet for skogområder. Studier som er utført i SVR eller i sammenliknbare områder er selvfølgelig av størst verdi, men de er fåtallige.

Ulike beitedyr kan gi ulike økologiske effekter,

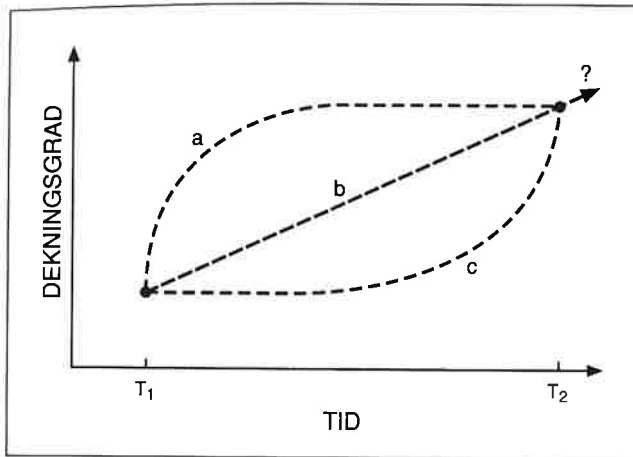


Fig. 22. Det vil være viktig i undersøkelser av beitingens effekter på dekingen av ulike plantearter at undersøkelsene går over lang tid og at de har god oppløsning (i tid). Man kan tenke seg at det med bare to målinger vil være vanskelig å avgjøre om **a**) vi får en stabilisering idet en ny likevekt nås, **b**) endringene fortsetter lineært over tid, eller **c**) effektene av beiting først blir synlige etter noen år. Man kan også forestille seg ulike kombinasjoner av de tre hendelsesforløpene.

og vi har derfor i det følgende fokusert på studier av husdyrbeiting. Studier av effekter av husdyrbeiting i Norge er imidlertid fåtallige. Det er også typisk at mange av de som kommenterer effekter av beiting i sine arbeider, ikke direkte studerte dette. Det samme gjelder for mye av litteraturen fra Storbritannia (Fuller 1996, Hester 1996). I tillegg til studiene av husdyrbeiting som er gjort i fastlands-Norge (se også Ahlén 1975), foregår det omfattende og gode studier av effekter av beiting av rein på Svalbard (Bråthen 1995, Wegener & Odasz 1997a,b, Wegener & Odasz-Albrigtsen 1998) og i Finnmark (Bråthen & Oksanen 1999). I Finnmark er det også igang forsøk med å holde sau og rein atskilt og sammen i innhegninger på innmark (Jonathan E. Colman, pers. medd.). I disse forsøkene vil også endringer i vegetasjonen bli studert. Det er i tillegg gjennomført en rekke grundige studier av effekter av beiting av elg på vegetasjonen (særlig bjørk og furu) i Sverige (Danell *et al.* 1985, 1994, Bergström & Danell 1995).

Det har vært gjennomført studier av simulert beiting og gjenvekst (kap. 10.8.1), og studier av effekter av sauebeiting på vegetasjonssammensetningen ved Rosskreppfjorden i SVR (kap. 10.8.2 & 10.8.3). Det har også vært utført studier av sauebeiting i innhegninger på Stigstuv på Hardangervidda (kap. 10.8.4).

De klart mest omfattende studiene av effekter av husdyrbeiting (både storfe og sau) i utmark på vegetasjonen, er gjort av Bjør og Graffer (1963) på skogsmark (kap. 10.8.5). Det er også gjennomført undersøkelser av effekter av sauebeiting på insekter og vegetasjon på Tranøy (kap. 10.8.6), og av storfe-beiting på fugler i skogsterreng ved Trondheim (kap. 10.8.7). De sistnevnte undersøkelsene er tatt med siden de berører effekter av beiting som i liten grad er undersøkt i høyfjellsøkosystemer. Vi har ikke tatt med studier av husdyrbeiting og gjengroingsproblematikk der det ikke er satt av referanseområder (f.eks. Skogen 1976, Pareliussen 1997).

10.8.1 Simulert beiting og gjenvekst, Rosskreppfjorden, SVR

Hognestad (1998) undersøkte sommeren 1997 effekter av beiting i lavalpin region ved Gråmannsfjell like nord for Rosskreppfjorden. Tettheten i området ble antatt å ligge rundt 10 sau per km², uten at dette ble sikkert fastslått. Det ble sluppet mindre sau på dette beitet denne sommeren enn tidligere (kap. 10.7). Fire innhegninger med gjerde av vanlig sauenetting (90 cm) ble satt opp; 2 i gressmyr (dominert av duskull) og 2 i gressnøleie (mindre ensartet). I dette området vokser finnskjepp i tuer. Det ble gjennomført to ulike undersøkelser; både om det var forskjeller i mengde eller kvalitet på beiteplanter innenfor (der sau og rein ikke beitet) og utenfor innhegningene (der sau og rein beitet). Det ble også gjennomført simulert beiting for å studere gjenvekst og endringer i kvalitet inne i innhegningene. Det er klart at simulert beiting ikke fanger opp eventuelle effekter av gjødsling med møkk og urin (kap. 10.2.9) eller tråkking (kap. 10.2.10).

Hognestad (1998) undersøkte om beiting fra sau (og andre dyr utenfor innhegningene) påvirket stående biomasse, *in vitro* fordøyelighet og nitrogeninnhold hos finnskjepp, starr (ulike arter slått sammen) og duskull i midten av juli og overgangen juli/august. Dette ble gjort ved å sammenlikne disse parametrene innenfor og «like utenfor» innhegningene. Det angis ikke om forsøksfeltene ble valgt tilfeldig, det er derfor uklart om dette var et eksperiment eller ikke (kap. 8). Resultatene viste at beitetrykket denne sommeren ikke påvirket stående biomasse hverken i midten av juli eller i juli/august for finnskjepp, starr eller duskull (Hognestad 1998). Dette må betegnes som overraskende. Det ble imidlertid praktisk talt ikke sett sau i nærheten av innhegning-

ene, slik at sammenlikningen med vegetasjonen utenfor innhegning gjelder svært lavt beitepress (kap. 10.7).

Hognestad (1998) gjennomførte også forsøk med å se på gjenvekst etter simulert beiting innenfor innhegningene. Det ble enten simulert 50% eller 100% beiting. Hver behandling ble gjentatt til sammen 6 ganger, med 3 gjentak i hver innhegning. Hvilke felter som fikk behandling (simulert beiting) eller ble brukt som kontroll ble valgt tilfeldig, dette er derfor et eksperiment (kap. 8.3). Finnskjegg som ble klippet 100%, hadde femten dager etter klipping ikke signifikant mindre biomasse (sammenliknet med kontroller) i midten av juli og i juli/august, selv om estimatene lå noe lavere. Stående biomasse for starr og duskull var imidlertid signifikant mindre 15 dager etter 100% klipping (sammenliknet med kontroller) både i midten av juli og i juli/august. Gjenveksten var generelt større for planter som ble klippet 100% sammenliknet med planter som ble klippet 50%, dette var signifikant for finnskjegg i første og andre periode, for starr i første periode og for duskull i andre periode. Dette tyder på at alle disse planteartene har evne til å erstatte tapt plantemateriale, og at de kan kompensere for et høyere beitetrykk enn det eksisterende (Hognestad 1998).

Beitetrykket sommeren 1997 påvirket heller ikke *in vitro* fordøyelighet og nitrogeninnhold i midten av juli og juli/august for noen av artene. Klipping helt ned til bakken (100%) ga økt nitrogeninnhold femten dager etter klipping både for finnskjegg og duskull medio juli og juli/august sammenliknet med kontroller, men ikke i august. Unntaket var finnskjegg der nitrogeninnholdet var høyere når planten var klippet 3 ganger sammenliknet med planter som ble klippet en eller to ganger. *In vitro* fordøyelighet var uforandret i alle periodene. En kan derfor forvente økt nitrogeninnhold hvis plantene blir utsatt for et jevnt hardt beitetrykk, mens *in vitro* fordøyelighet ikke ser ut til å endre seg (Hognestad 1998).

10.8.2 Sauebeiting og vegetasjon, Rosskreppfjorden, SVR - 1

Det har også vært gjort undersøkelser av eventuelle vegetasjonsendringer ved Rosskreppfjorden, med fokus på plante-mangfold, forandring i dekningsgrad av viktige beiteplanter for villrein og forandringer i biomasse ved endringer i beitepress (Gjerde 1998).

Det ble valgt ut 3 områder uten beiting, 3 med middels beitegrad og 3 med høy beitegrad. Feltene

med lav beitegrad («uten beiting») lå på 3 øyer i Rosskreppfjorden. Disse øyene ble beitet av sau fram til 1972, da Rosskreppfjorden ble demt opp. Det har av og til blitt fraktet sau ut til to av øyene også etter oppdemningen, og i 1996 med lav vannstand var det fast vei til øyene. Feltene med middels beitegrad ble skilt fra de med høy beitegrad av en elv, men enkelte sau krysset elva. Alle prøvefeltene lå i områder inntil vannet for å minske forskjeller i klima når en sammenliknet med øyfeltene som representerte lav beitegrad. Det var ikke mulig å få lik eksposisjon, terrengform eller høyde over havet på alle prøvefeltene. Det er klart at øyer skiller seg mikroklimatisk fra fastland. Denne undersøkelsen er et korrelasjonsstudium, med de begrensninger dette gir med tanke på slutninger om årsakssammenhenger (kap. 8.2). Det ble i den statistiske analysen kontrollert for forskjeller i klima og eksposisjon.

Skillet mellom beitegradene ble gjort ved å se på hvor mange møkk-grupper av sau som lå på feltene. I feltene med lav, middels og hard beitegrad var det gjennomsnittlig hhv. ca. 0.8, 1.2 og 4.0 møkkgrupper fra sau. Målinger av bruk ved hjelp av telling av møkkgrupper måler bare beitepress den aktuelle sesongen, eller for den tidsperioden møkkgruppene blir akkumulert (uten å løses opp). Det kan derfor være at feltene med «høy» og «middels» beitegrad ikke stemmer med tidligere bruk. Det kan derfor i utgangspunktet stilles spørsmålsteget hvorvidt inndelingene i lav, middels og hard beitegrad virkelig reflekterer disse beitegradene, men sannsynligvis gir de en viss pekepinn.

Det var like høy frekvens av graminoider i prøvefeltene med lav og hard beitegrad, men noe lavere der det var middels beitegrad. Det var litt høyere dekning av urter i feltene med lav beitegrad, men likt i de med middels og høy beitegrad. Dekningen av gulaks var høyest ved lav beitegrad, middels ved høy beitegrad og lavest ved middels beitegrad. Høyden på gulaks varierte mellom feltene pga. miljøvariable, men ikke etter at dette var justert for. Også for stivstarr og smyle ble det funnet klare effekter av miljøvariable, men ikke av beitegrad. Dekningen av finnskjegg økte med fuktighet i jordsmonnet, men det var ingen effekt av beitegrad. Finnskjegg-plantene var imidlertid høyere der det var hardest beitegrad, og i konkave terrengformer. Effektene av terrengform og en interaksjonsfaktor mellom prøvefelt og eksposisjon forklarte mye mer variasjon i høyden på finnskjegg enn beitegrad.

Biomassen var høyest der det var lavest beitegrad, og lavest der det var høyest beitegrad. Det var en tendens til at antall arter, mangfold og jevnhet var høyest for lav beitegrad, noe lavere for høy beitegrad og lavest for middels beitegrad. Det var imidlertid ingen signifikant forskjell mellom høy og lav beitegrad.

Gjerde (1998) konkluderte med at sauebeiting i SVR ikke hadde noen klar effekt på vegetasjonen utfra de målinger som ble gjort. Hun diskuterte om dette kan skyldes den lange historikken med beiting i SVR. Spesifikt syntes ikke gulaks, stivstarr og smyle, som alle foretrekkes av villrein, å bli påvirket av sauebeiting. Gjerde (1998) understreker faren av å trekke sikre konklusjoner basert på bare en feltsesong (se generell kritikk av studiedesign, kap. 10.11.3).

10.8.3 Sauebeiting og vegetasjon, Rosskreppfjorden, SVR - 2.

Forskere ved Universitetet i Bergen gjorde et parallelt studium på noen av de samme øyene i Rosskreppfjorden, men med andre kontroller (Seldal *et al.* 1998). Bestandstettheten samme år som undersøkelsene ble foretatt var hhv. 12.4 og 18.8 sau per km² i de to områdene utenfor øyene. I dette studiet unngikk man de største øyene der det av og til har beitet sau. De delte inn analysene etter om de undersøkte felter lå i «snøleie», «hellning» og «rygger». Forskjellene innenfor disse, avhengig av om det var øy eller ikke, ble tilbakeført til sauebeiting. Dette forutsetter blant annet at inndelingen i snøleie, hellning og rygger fanger opp relevante forskjeller i mikroklima og jordbunnsforhold. Dette ble ikke nærmere undersøkt, men hovedfagsstudenten som utførte den parallelle undersøkelsen angir at det ikke var mulig å få dette helt likt (Gjerde 1998, kap. 10.8.2). Seldal *et al.* (1998) klassifiserte artene som spisbare eller ikke basert på et tidligere studium av Selsjord (1966a).

Seldal *et al.* (1998) fant store effekter av beiting på artssammensetningen. Det var flere arter av spisbare urter, graminoider og lyng i snøleier som ikke var beitet enn i de som var beitet. I feltene hellning og rygger var det bare forskjell i spisbare urter og lyng, og ikke i graminoider. Antall lavararter var høyere der det ikke var beitet i kategorien hellning. Mye av variasjonen i artssammensetning kunne tilbakeføres til om arten var foretrukket av sau eller ikke. Arter som var foretrukket av sau ble mindre utbredt der det var sauebeiting. I to områder (1 og 2B) kunne ikke sammensetningen av planter relateres til om det

var beitet eller ikke. Antallet spisbare planter som blomstret var ofte høyere der det ikke var beitet i snøleier, men ikke i hellninger. Antallet lite foretrukne arter som finnskjegg blomstret bedre der det var beitet.

Innenfor snøleiesamfunn var utbredelsen av finnskjegg 1.8-4.2 ganger høyere der det var beitet, og spisbare arter som gulaks og smyle var hhv. 1.5-8.5 og 1.8-4.4 ganger vanligere der det ikke var beitet. Flere urter var også sjeldnere der det var beitet. På rygger var det bare en spisbar art (torvmyrull *Eriophorum vaginatum*) som var mer utbredt der det ikke var beitet, og lavmattene var bedre utviklet der det ikke var sauebeiting. Det var også mye mer polarvier (*Salix lapponum*) der det ikke var beiting. Seldal *et al.* (1998) refererer også til en art vier (*S. sylvaticum*) som ikke står i Lids flora (Lid & Lid 1994). De henviser til Wielgolaski (1975b) og mener derfor sannsynligvis rynkevier (*S. reticulata*). Det var mindre blåbær i snøleier som var beitet enn i de som var ubeitet, men ingen forskjell i hellninger. Tyttebær varierte i stor grad mellom feltene uavhengig av beitegrad (Seldal *et al.* 1998). Tyttebær (og tildels blåbær) går ofte fram ved beiting (kap. 10.8.5 & 10.8.6), og dette kan derfor antyde at øyene og fastlandet i utgangspunktet var forskjellige mhp. utbredelsen av ulike plantearter (se generell kritikk av studie-design i kap. 10.11.3).

Det ble også sammenliknet hvor mye ekskrementer det var av rype og hare (og sau) i de ulike feltene. Det var mer hare og rype på øyene enn på fastlandet. Vi anser likevel denne sammenlikningen som lite fruktbar, siden det på øyer også kan være lavere bestandstetthet av rovdyr og mindre forstyrrelse fra mennesker.

10.8.4 Sauebeiting i innhegninger, Stigstuv, Hardangervidda

Under den norske delen av det Internasjonale Biologiske Programmet (IBP), ble effekter av sauebeiting undersøkt i to innhegninger på omtrent en hektar, en på våteng og en på tørreng ved Stigstuv på Hardangervidda (Wielgolaski 1975a,b, 1976). Forsøket foregikk over 4 år i tørreng og 3 år i våteng i perioden 1969 til 1972. I tørreng-feltet hadde det tidligere vært tilfeldig beiting av sau og ku, i våteng av reinsdyr. Inn i innhegningene ble det sluppet en søye og 2 lam av Dala-rasen (et lam et år), mens spælsau ble brukt det siste året i tørreng (Wielgolaski 1976). Dette tilsvarer 300 sau per km². Det blir et sted angitt at inn-

hegningene på tørreng var «litt mindre» (Wielgolaski 1975b: 218). Det er klart at så små innhegninger er langt under den vanlige størrelsen på leveområder til sau, og under slike forhold er det kjent at det ofte dannes markerte stier langs gjerdene. Dette var tilfelle også i innhegningene på Stigstuv (Eivind Østbye, pers. medd.). Et annet problem var at det dannet seg svært store snøfonner langs gjerdene. Det ble forsøkt å få fonnene til å smelte raskere ved å kaste karbon på snøen (Eivind Østbye, pers. medd.), dette vil imidlertid også kunne endre forutsetningene for plantevekst. Sauene fikk beite fra starten av juli (når vegetasjonen var velutviklet) til starten eller midten av september. I andre innhegninger ble det ikke sluppet sau.

Primærproduksjonen var høyere i de beitede innhegningene, men røttenes biomasse ble etterhvert kraftig redusert i de beitede områdene (Wielgolaski 1976). Andelen lyng-dekning (eng. «shrub cover») gikk ned der sau hadde beitet i både våteng (fra 21.7% til 4.7%; i kontroll 33.1%) og tørreng (fra 25.1% til 3.8%; i kontroll 15.1%), selv om sauen spiste mindre enn 50% lyng. Årsaken til nedgangen i dekningsgraden av lav og mose i de beitede lokalitetene skyldtes nedtramping (Wielgolaski 1975a). Dekningen av tofrøbladete urter sank, mens enfrøbladete arter (gress/halvgress) økte i beitet våt- og tørreng. Den totale mengden vaskulære planter (karplanter) økte i tørreng, men gikk ned i våteng. Av urtene var det flere mineralrike arter som gikk kraftig ned i dekningsgrad, f.eks. setermjelt (*Astragalus alpinus*). Av gressartene økte stivstarr og smyle som var lite foretrukket av sau, men også fjellrapp (*Poa alpina*) økte, og på denne var 60-70% av biomassen fjernet. Også smyle var hardt beitet på tørreng, og sto for den største andelen biomasse i sauens inntak (Wielgolaski 1975b). Han mener dette kan skyldes stor evne til kompensering, og at smyle kan invadere der opptramping har gitt bar jord, eller at den spirer bedre etter å ha gått gjennom tarmsystemet til sauen. Han angir at grunnen til at disse plantene ikke ødelegges ved beiting kan være at de vokser i tuer (eng. «tuffed») (f.eks. fjellrapp, smyle og delvis slåttestarr *Carex nigra*) eller at de har renninger/stoloner (eng. «stoloniferous shoots») og rotstengler (eng. «rhizomer») med flere knopper (f.eks. stivstarr). Wielgolaski (1975a) mener at overbeiting av sau generelt fører til dominans av gress.

Det er verdt å merke seg at det ikke var replikater i Stigstuv-undersøkelsen, og dette er derfor ikke et

eksperiment (kap. 8.3). Det angis heller ikke om utgangsdekningen av planteartene ble målt i innhegninger med sau eller i kontrollfelter. Det er også klart at 300 sau per km² er langt over «normal tetthet» i fjellet. En så høy tetthet gjør at det sannsynligvis kan gi nedsatt kondisjon hos sauene. Lammene vokste 150 g per dag på tørreng og 200 g per dag på våteng, dette er lavere enn det som er funnet i andre fjellområder (Wielgolaski 1975b). Wielgolaski (1975b) angir flere arter som vanligvis ikke blir beitet av sau med beitegrader hardere enn 50%. Det ble også beitet på lav. Wielgolaski (1975b) angir derfor at beitepresset sannsynligvis var meget høyt. Data fra dette studiet har seinere blitt brukt til å modellere effektene av saubeiting på høyfjellsøkosystemer (Pastor 1995).

10.8.5 Beiteundersøkelser på skogsmark

De klart mest omfattende studier av effekter av husdyrbeiting i utmark i Norge på vegetasjon er gjennomført av Bjør og Graffer (1963) på skogsmark. Forsøkene innbefatter alt fra anslag av beitemengden i ulike skogbestand, kjemiske analyser av beite, avdrått, beitevalg, til effekter av beiting på bartrær som er interessante for skogbruksnæringen, særlig i foryngelsesfasen. Det ble anlagt 25 regulære forsøksfelter, 18 beitet av storfe (148-459 da) og 7 med sau (106-339 da), og mer kortvarige undersøkelser på en del andre felter. Feltene for sau var på Østre Toten (Oppland), Brandbu (Oppland), Follidal (Hedmark), Verdalen (Nord-Trøndelag), A. Moland (Aust-Agder), Lyngdal (Vest-Agder) og Avaldsnes (Rogaland). Deler vi antall dyr sluppet på feltenes størrelse, lå tetthetene i gjennomsnitt på 20 storfe per km² (i snitt 11-42 for de enkelte felter) og 135 sau per km² (108-160 i snitt for de enkelte felter). Det er uvisst om det inngjerdede arealet da er tatt med, eller om sauene også beitet på et større areal. Feltene lå vesentlig på hogstflater, og man fulgte den videre suksessjon. Det var bare en inngjerding per område og forsøket var derfor ikke et egentlig eksperiment (kap. 8.3). Beskrivelsene er også for en stor del kvalitative, men vi vurderer likevel undersøkelsene som meget gode.

Når det gjaldt endringer av vegetasjonssammen-setningen, sammenliknet man «beitet» og «ikke beitet/fredet» mark (fra 6-8 år). Det ble skilt mellom svak, middels og sterk avbeiting lokalt innenfor de ulike områdene (korrelasjoner). Konklusjonen om effekter på vegetasjon var basert på 13 storfe-felter og 5 saue-felter (dessverre slått sammen): *Engkvein* (*Agrostis tenuis*) var et godt beitegress som likte

gjødsling og som derfor brer seg lett på beitet mark. Den er ved siden av smyle den vanligste gressart på bærlyngmarkens snauflater. *Smyle* brer seg sterkt etter snauhogst. Smylemattenes noe tuede struktur gjør at dotter lett rives opp ved beiting, og det skaper muligheter for kolonisering av andre arter, oftest engkvein. Smylen er derfor ikke særlig sterk overfor beiting og når sin maksimale utvikling på fredet mark. *Sauesvingel* og *starr* viser fremgang på beitet mark. *Sølvbunke* er konkurransesterk og klarer seg godt både på beitet og fredet mark. *Blåbær* fortreges av smyle på fredet mark. Tross tråkk og beiting har den ikke gått tilbake på beitet mark. *Marimjelle* (*Pratensis* sp.) har gått frem på fredet mark. *Tepperot* viser sikrest fremgang på fredet mark. *Gjøksyre* (*Oxalis acetosella*), *hvitveis* (*Anemone nemorosa*) og *skogstjerne* er mer eller mindre på retur både på beitet og fredet mark. *Mosene* er sterkt avhengige av plantene i feltsjiktet, og det fører til stor variasjon. *Sigdmose* (*Dicranum* sp.) og *etasjemose* (*Hylocomium splendens*) har gått sterkest tilbake på fredet mark. To bjørnemoser (*Polytrichum* spp.) har tydelig fremgang på beitet mark. Artsantallet er på de fleste felter høyest på beitet mark, og når gjerne maksimum ved midtels sterk beiting. På mager mark (Folldal) med mye røsslyng og lav og få arter er artstallet størst på fredet mark, da sauene utryddet en rekke urter som gullris (*Solidago virgaurea*), mogop (*Anemone vernalis*), ryllik (*Achillea millefolium*), tyrihjelme (*Aconitum septentrionale*), løvetann (*Taraxacum* sp.) og groblad (*Plantago major*) m.fl.

Høyden på bjørk, osp, rogn og selje ble redusert med ca. 76% der det beitet sau og ca. 55% der det beitet storfe, mens gråor (*Alnus incana*) og eik (*Quercus* sp.) ble lite beitet. Gran ble nesten aldri beitet, men en del planter ble drept pga. tråkkskader (åpne sår/mer sopp etc.). Storfe økte avgangen av planter, mens sauene faktisk svakt senket avgangen sammenliknet med på fredete felter. I fattige områder (Folldal, Førdesfjord) skadet imidlertid sauene granplanter gjennom beiting. Det hendte også at sauene flekket barken av trær. Bjør og Graffer (1963) beskriver også hvordan sauene kan bli brukt i skogbruket til å rydde vekk «gress» for å bedre forholdene for granplanting, en praksis som er vanlig også i andre land (Lange 1996).

10.8.6 Saubeiting og utgjerdingsforsøk, Tranøy, Troms
Det har vært gjennomført studier av effekter av saubeiting på Tranøy i Troms (Myrberget 1987). Størrel-

sen på øya er 130 ha, og det har beitet sau der fra 1977. Antallet sau på beite økte fra 60 i 1977 til 175 i 1982. Omtrent 2/3 av dyrene var lam. Dette tilsvarer altså en økning fra 46 til 135 sau per km². Beitetrykket ble angitt som meget høyt, idet bæreevnen for tilsvarende øyer blir angitt til 30-50 sau per km² (Erling Skurdal, pers. medd., sitert i Myrberget 1987). Myrberget (1987) anfører derfor at «Da beitingen har vært meget hard på Tranøya, er resultatene ikke uten videre overførbare til andre mindre beitede områder». Øya bar også preg av tidligere tiders beiting med bl.a. storfe.

Dekningen av viktige plantearter/grupper ble beskrevet på 11 par flater som hver var på 100 m². I hvert par var den ene flaten ubeitet fordi sau ble holdt borte ved gjerde. Alle flatene var plassert i skog, enten i gress/staudeskog eller i blåbær/skrubbærskog. Feltene ble taksert i 1985 etter sterk beiting av sau i 7-8 år. Mengden insekter ble bestemt ved håvslag på feltene.

Dekningen av gress og urter var ikke vesentlig forskjellig på beitede og ubeitede flater, selv om beitingen reduserte høyden av de fleste arter til omkring 5 cm mot 10-50 i de ubeitede flatene. Dekningen av skrubbær gikk tilbake på de beitede feltene, mens derimot deknningen av blåbær og tyttebær gikk fram. Dekningen av gress og urter var ikke vesentlig forskjellig på beitede og ubeitede flater. Beitingen på bjørk (*Betula pubescens*) og vier var visse steder meget sterk, enkelte busker var ribbet for blader opp til 1 m over bakken. Beitingen så ut til å ha størst effekt på markvegetasjonen i frodig skog med mye gress og urter, samt på strandengene. Beitingen i disse områdene synes å ha ført til et nesten sammenhengende dekke av lavt gress.

Det var færre insekter i beitede sammenliknet med ubeitede flater i to av gress/staude-skogene. Det var også slik at individvektene til insektene var større der det ikke var beiting, slik at biomassen av insekter var mye høyere der det ikke beitet sau. Det ble ikke påvist noen slik effekt i blåbær/skrubbær-skog.

10.8.7 Storfebeiting og fuglefaunaen, Trondheim

Det er gjennomført en undersøkelse av effekter av storfebeiting i en gråorskog ved Trondheim (Pettérssen 1986). Han sammenliknet et beitet med et ubeitet område (korrelasjonsstudium). Tettheten av fugler minsket i området som var beitet, med unntak av to pionerarter, trepiplerke (*Anthus trivialis*) og gulspruv (*Emberiza citrinella*), som økte i tetthet. Mang-

foldet av fuglearter var derimot litt høyere i det beitede enn i det ubeitede området. Dette skyldtes en reduksjon i tettheten av en dominerende art i det beitede området. Endringene i fugletettheten skyldtes sannsynligvis at beitingen reduserte felt- og busk-sjiktet som mange av fuglene er avhengige av. Når felt- og busk-sjiktet reduseres, minsker mengden virvelløse dyr som fuglene spiser. Det blir også mindre skjul til reirplasser og til de voksne fuglene. Det ble også nevnt at kuene veltet overende et tre med flere hullrugere, og at dette kanskje førte til nedgangen i tettheten av fluesnappere og 3 meisearter (Pettersen 1986).

10.9 Sannsynlige effekter av sauebeiting i SVR

I dette kapitlet vil vi basert på både gjennomgangen av beiteeffekter på vegetasjonens sammensetning (kap. 10.2), og de studier som er gjennomført i og utenfor SVR (kap. 10.8), peke på en del særlig viktige faktorer for forvaltningen av SVR. Vi kommer ikke til å diskutere om sauebeiting påvirker plantenes morfologi, siden det er relativt opplagt (kap. 10.1). Det interessante i forvaltningssammenheng er (1) *i hvilken grad det skjer endringer i vegetasjonsbildet* (artssammensetning/mangfold) som resultat av sauebeiting, (2) *hvilke endringer som skjer*, og (3) *over hvor store arealer disse endringene gjør seg gjeldende*. Vi kan per i dag ikke gi sikre svar på dette, bare sannsynliggjøre enkelte forhold. Selv om ingen sikkert kjenner konsekvensene av å ha mye sau på utmarksbeite i SVR, vil tettheter opp mot 60 sau per km² (og lokalt mer) ha effekt.

Det har vært flere endringer i SVR av de to faktorene som påvirker sannsynligheten for endringer av vegetasjonssammensetning som en følge av beiting, nemlig graden av beite-selektivitet (kap. 10.2.5 & 10.2.6) og faktorer som påvirker plantenes toleranse (kap. 10.2.3 & 10.2.4). Selv om det derfor kan forventes at visse endringer i vegetasjonssammensetning kan skje, er det viktig å fokusere på over hvor store arealer (jfr. kap. 10.7) vi kan forvente endringer. Klima og jordbunnsforhold er ofte avgjørende på utbredelsen av ulike plantearter og grupper over større regioner (Jefferies *et al.* 1994, Strohlgren *et al.* 1999). SVR må karakteriseres som nedbørriktig (kap. 2.2) og med sur og næringsfattig berggrunn (kap. 2.3), noe som i stor grad preger vegetasjonsbildet (kap. 2.4).

I SVR knytter det seg mest interesse til om utbredelsen av gressarten finnskjegg endrer seg, og i til-

felle hvorfor. Vi har derfor oppsummert både nasjonale og internasjonale studier av effekten av beiting på nettopp denne arten (kap. 10.9.3). Det er også av forvaltningsmessig interesse hvis sauebeiting påvirker vier i betydelig grad (kap. 10.9.4). På samme måte kan det i områder nær tregrensen ha verdi å få klarlagt om sauebeiting kan hindre gjengroing (kap. 10.9.5).

10.9.1 Forskjeller på dagens og tidligere beitebruk

Historikken om beiting i utmark kommer stadig fram som et argument i diskusjonen om mulige effekter av beiting. I tillegg til at dyretallet er endret, har det skjedd endringer i driftsform og andre prosesser som også kan påvirke effektene av beiting. Basert på rammeverket for effekter av beiting på vegetasjonens sammensetning (kap. 10.2), skal vi forsøke å danne oss en forventning av om det er større effekter av sauebeiting på vegetasjonen i dag, enn av tidligere tiders husdyrbeiting. Om det forventes å skje en endring i vegetasjonens sammensetning avhenger av forholdet mellom plantenes toleranse (forutsetninger og muligheter) og beite-selektivitet (forutsetninger og muligheter) (kap. 10.2.2). Det er også klart at det er mindre slåttebruk enn tidligere (kap. 4.1). Effekten av nedgang i lite selektive «forstyrrelser» vil kunne være den samme som økt grad av beite-selektivitet (kap. 10.2.2). I SVR er det også viktig å huske at store arealer med svært godt beite er satt under vann de siste 50-årene (kap. 7.3). Det skjer også gjengroing av en del arealer i SVR, selv om omfanget ikke er tilstrekkelig kartlagt. Begge disse faktorene vil senke beitearealet sammenliknet med tidligere.

Beite-selektivitet. Det beiter i dag mer sau enn storfe sammenliknet med tidligere tiders bruk. Sau er mer selektiv enn storfe (kap. 9.3.2), og dette påvirker sjansene for vegetasjonsendringer (kap. 10.2.2). Sauene i dag er imidlertid gjennomgående av større raser enn tidligere (kap. 4.3.2), noe som til en viss (liten) grad vil påvirke eventuelle endringer i motsatt retning. Det samme gjelder at siden antallet sau har økt, kan det tenkes at de er mindre selektive enn de ville vært med redusert tetthet.

Beitegrad. Med beitegrad menes som nevnt hvor mye og hvor ofte vegetasjonen beites (kap. 10.2.4). Det har også i tidligere tider vært svært store husedyr-tall. Den totale utnyttelsen av beiteressursene var sannsynligvis større rundt 1850, delvis pga. intensivt slåttebruk. Det var også en god del mer vinterbeiting før, noe som vi vet får større konsekvenser for vegetasjonen (kap. 10.2.8). Vinterbeiting i høyheiene har

imidlertid aldri vært utbredt av naturlige årsaker.

Tid mellom beiting. Det har over tid også skjedd en kraftig omlegging av driftsformen i saueholdet. Det har blant annet skjedd en overgang fra legegjeting til løsfbeiting (kap. 10.2.8). Praksisen med legegjeting kan i prinsippet ses på som en imitering av sesongmessige trekkmønstre hos hjortedyr, som vil senke effekten av beiting, siden det gir vegetasjonen en periode med hvile. I dag kjøres også mye av sauen direkte opp i heiene, i stedet for å gradvis følge den nyspirende vegetasjonen slik det er vanlig at beitedyr gjør. Dette vil også kunne senke selektiviteten, og bidra til å belaste vegetasjonen over en lengre periode.

Sulteføring. Tidligere ble husdyrene sulteført gjennom vinteren. Dette gjorde at uttaket av beiteplanter per individ sannsynligvis var høyere for en gitt kroppsvekt, og at individene om våren beitet mindre selektivt (Erling Skurdal, pers. medd.).

10.9.2 Problemet med parallelle prosesser

Generelt for mange europeiske land har vært en overgang fra et relativt lav-intensivt jordbruk, til en enten fullstendig nedleggelse eller kraftig økt intensivering av jordbruket, med et påfølgende tap av arter (oversikt i Bakker & Berendse 1999). Det er generelt liten kunnskap om hvordan ulike tiders bruk har påvirket vegetasjonssammensetningen i Norge, men et grundig arbeid er nylig sammenstilt basert på studier utenfor SVR (Austrheim 1998). Dagens vegetasjonsdekke er et resultat av klima og næringsforhold, men sannsynligvis også av tidligere tiders bruk til slåttevirksomhet, beiting og naturlige suksesjoner (Austrheim 1998). Dette gjelder også for SVR. Det er m.a.o. flere parallelle prosesser som påvirker plantene, der beiting bare er en av flere forstyrrelsesfaktorer. *Et problem med korrelasjonsstudier (kap. 8.2) av effektene av beiting, er derfor at det parallelt skjer en rekke andre prosesser som også påvirker plantedekket. Hvis utbredelsen av f.eks. finnskjegg øker i SVR, skyldes det da økt sauebeiting, nedsatt slåttevirksomhet, klimaendringer, langtransporterte forurensninger eller redusert beiting med hest (kap. 10.9.3)? Det vil m.a.o. lett oppstå korrelasjoner mellom vegetasjonsendringer og en rekke faktorer som ikke nødvendigvis har noen sammenheng (kap. 8.2). For å bryte slike avhengigheter må man som nevnt gjennomføre eksperimenter (kap. 8.3). Dette har i liten grad blitt gjennomført.*

10.9.3 Øker utbredelsen av finnskjegg?

I SVR knytter det seg stor interesse til effektene av beiting på utbredelsen av gressarten finnskjegg. Denne planten utnyttet lite av sau og villrein, noe mer av geit og ku (Grant *et al.* 1985), men kan beites av hest (Nedkvitne *et al.* 1995). Den blir derfor regnet som en «uønsket plante» sett både fra aktører med saueinteresser (Time 1995) og villreinsinteresser. Finnskjegg forekommer både i sammenhengende matter og i spredte enkelttuer, men tuer regnes som det vanligste i SVR (Hognestad 1998). Hypotesen er at fordi finnskjegg ikke blir beitet, kan dekningsgraden øke på bekostning av mer spiselige arter. Når finnskjegg først er etablert, er det antatt at den vanskelig lar seg konkurrere ut.

Vi vil skille dette i to forhold: **(1)** Det er reist hypotesen om at *dagens utbredelse* av finnskjegg skyldes **(a)** *sauebeiting* (Åsen 1999). Vi reiser den alternative hypotesen om at *dagens utbredelse* av finnskjegg i SVR gjenspeiler **(b)** *klima og jordbunnsforhold*. Klima og jordbunnsforhold har ofte klare effekter på utbredelsen av ulike plantearter og grupper over større regioner (Jefferies *et al.* 1994, Stohlgren *et al.* 1999, kap. 10.7). Finnskjegg kan ikke klare å etablere seg under så ekstreme forhold som vi f.eks. finner i snøleier karakterisert ved musøre (*Salix herbacealfjellmo*; såkalt «musøresnøleie», Klaus Høiland, pers. medd.).

(2) Det er reist hypotesen om at utbredelsen av finnskjegg *øker* over tid i SVR **(a)** pga. *sauebeiting* (Seldal *et al.* 1998). Det er kjent flere alternative mekanismer som kan føre til økt utbredelse av finnskjegg; og vi reiser derfor følgende alternative hypoteser. Finnskjegg kan øke over tid i SVR pga. **(b)** *nedgang i hestebeiting* (siden hester beiter finnskjegg, Nedkvitne *et al.* 1995), **(c)** *nedgang i slåttevirksomhet* (som var lite selektiv, og som også slo finnskjegg, kap. 4.1), **(d)** *økt tilførsel av langtransporterte næringsstoffer* (forurensninger) som favoriserer vekst av finnskjegg (Tabell 16, kap. 10.2.9, se også Hartley & Amos 1999), **(e)** pga. *sur nedbør* som gir senket pH som en følge av langtransporterte forurensninger (dette kan favorisere vekst av finnskjegg, det er vist at finnskjegg er vanlig der det er svært surt, Fremstad & Elven 1987), **(f)** *klima-endringer med mer nedbør* (dette kan favorisere finnskjegg, det er vist at den er vanlig i oseaniske strøk, Fremstad & Elven 1987) eller *hyppigere smelte- og fryseperioder* (finnskjegg er resistent mot «isbrann», Rekdal 1998).

Vi gjør oppmerksom på at de alternative hypotesene (1a-b og 2a-f) ikke utelukker hverandre. Dette vil si at utbredelsen eller økningen i utbredelsen av finnskjegg i SVR kan skyldes flere faktorer. Det interessante blir å undersøke styrke-forholdet mellom de ulike faktorene, dvs. hvor mye av dagens utbredelse eller økning i dekningsgraden av finnskjegg skyldes sauebeiting, og hvor mye skyldes andre faktorer. Det er også ukjent om faktorene kombinert kan ha en forsterket effekt i forhold til hver for seg (en interaksjon).

Beiting kan øke mengden finnskjegg/beiting øker ikke alltid mengden finnskjegg. En forutsetning for hypotesene 1a og 2a er at sauebeiting kan øke mengden finnskjegg. Det har også internasjonalt vært fokus på effekter av beiting på dekningsgraden av finnskjegg (oppsummert i Warren 1998a). En økning i tetthet og forekomst av finnskjegg i områder med sauebeiting er påvist i flere studier, særlig i Storbritannia (Hester 1996). I en undersøkelse ble det påvist at tettheten av finnskjegg var halvert etter syv år uten sauebeiting (Welch & Rawes 1964). Effekten av beiting på finnskjegg kan også ha sammenheng med om den danner sammenhengende matter eller bare vokser som tuer. I en annen undersøkelse i Storbritannia der finnskjegg vokste i tuer med foretrukne beitearter i mellom, spredte ikke finnskjegg seg med moderat til høyt beitetrykk (Rawes & Welch 1969). Dette kan være et eksempel på at utgangsforholdene har betydning, siden relativ tilgjengelighet kan påvirke beitedyrenes selektivitet (kap. 10.2.6). Grant *et al.* (1996) fant at utnyttelsen av finnskjegg over tid holdt seg stabil for storfe og geit, mens den sank for sau. Dekningen av finnskjegg økte under sauebeiting (Grant *et al.* 1996). Vi kan dermed konkludere med at sauebeiting under visse forhold kan øke utbredelsen av finnskjegg, men at dette ikke alltid skjer.

2b. Hestebeiting. Selv om hesten kan beite finnskjegg, har antallet hester i SVR sannsynligvis aldri vært høyt nok til at dette har effekt over større arealer. Det blir f.eks. oppgitt at det bare var 88 hester i Suldal i 1801 (Pedersen 1982). «Sultne» hester som beiter på utvokst finnskjegg kan også få kolikk og død (Nedkvitne *et al.* 1995). Hypotese 2b kan derfor forkastes.

2d. Næringsstoffer (gjødsling) og utbredelsen av finnskjegg. Det er utført gjødslingsforsøk for å studere vegetasjonendringer (Håland 1971, sitert i Baadshaug 1974). Dette kan til en viss grad simulere enkelte effekter av lang-transporterte næringsstoffer. Det ble anlagt forsøksfelter i 4 områder i høydeleiet

740-820 m o.h., alle med surt og næringsfattig jordsmonn og oligotrof vegetasjon. Feltene var derfor representative for de beitemessig lite verdifulle heiene som utgjør en stor del av fjellbeitene i Vest-Agder og Rogaland (Baadshaug 1974). Finnskjegg gikk svært sterkt fram ved gjødsling med NPK-gjødsel (nitrogen, fosfor og kalium), men ikke hvis det bare ble gjødslet med N (Tabell 16, kap. 10.2.9). I lab-eksperimenter er det også funnet at finnskjegg er mer konkurransedyktig (i forhold til røsslyng) når det blir tilført næring (Hartley & Amos 1999). En forutsetning for hypotese 2d er altså dokumentert.

Naturlig og kulturbetinget forekomst av finnskjegg. Vi har altså sannsynliggjort at flere forhold påvirker utbredelsen av finnskjegg, det interessante blir som nevnt å avgjøre styrke-forholdet mellom faktorene. Botanikere skiller klart mellom to hovedtyper av vegetasjonssamfunn som domineres av finnskjegg (Fremstad & Elven 1987; vi ser da bort fra finnskjegg-typen A4d i blåbærskog). (1) Den ene inngår i fjellvegetasjon (kap. 2.4.2) gruppe *snøleievegetasjon* (T) av undergruppen *gressnøleie* (T1), finnskjegg-typen (T1a). T1a beskrives som et vegetasjonssamfunn totalt dominert av finnskjegg, bunnsjiktet er meget dårlig utviklet eller mangler. Det forekommer på stabil jord, oftest med tykt humuslag, der det er svært surt (pH 3.7-5.0) og der vann stagnerer under avsmeltingen. Typen forekommer i hele fjellkjeden, men har størst utbredelse i mer oseaniske strøk (som SVR). Gressnøleier forekommer der det er tykt og langvarig snødekke, som regel med utsmelting i slutten av juni eller begynnelsen av juli, men som regel med god vanntilgang gjennom hele sesongen, selv om overflaten tørker ut etter avsmelting. T1a forekommer på næringsfattig grunn med podsolprofil og med eller uten svak solifluksjon. (2) Den andre er en *kulturbetinget engvegetasjon* (G) av undergruppen kalkfattig tørreng (G2), finnskjegg-typen (G2d). Den beskrives som svært sterkt beitet, men av variabel regional utforming, bl.a. oseanisk preg i kystseksjonen og kontinentalt preg i indre strøk (og der særlig i nord-boreal sone). Generelt er G2d utformet som kalkfattig tørreng på kalkfattig og ofte også nitrogen/fosforfattig mark som er godt drenert eller tørr. Noen typer forekommer i områder med frisk, men ikke stagnerende markfuktighet. Det er foreløpig ukjent om redusert beiting kan føre til at gressnøleier av finnskjegg-typen kan få dominans av andre arter, eller om tilsynelatende naturlige gressnøleier også kan bli induert av beiting.

De interessante spørsmålene blir derfor hvor mye av utbredelsen til finnskjegg som er «naturlig» som følge av det nedbørrike klimaet og det sure og næringsfattige jordsmonnet i SVR, hvor mye er kulturelt betinget og resultat av sauebeiting, og hvor mye er eventuelt resultatet av økt sauebeiting de siste årtiene?

Åsen (1999) sier at slettene på bunnen av heiedalene ofte er dominert av stivt og næringsfattig finnskjegg. Finnskjegg tåler tykkere snødekke og smelter seinere fram enn blåbær som vokser lenger oppe i lesidene. Disse beskrivelsene fra SVR stemmer overens med de for vegetasjonssamfunn klasse T1a, dvs. naturlig forekommende gressnøleier av finnskjeggtype. Åsen (1999) anfører også at det er mer enn 70 stedsnavn i Sirdal som inneholder stavelsen «*finn*». Det er naturlig å sette dette i sammenheng med vegetasjon (og ikke finneinnvandring), siden navn som Smylehei, Smyleknuten, Finnstøl, Finnvellene, Storr-fjell og Bjørneskjeggheii vitner om steder preget av et ensformig plantedekke (Åsen 1999). Det har m.a.o. sannsynligvis vært dominans av finnskjegg i mange områder allerede på 1700- og 1800-tallet, hvor de fleste av dagens navn sannsynligvis stammer fra. Enten var SVR sterkt beitepåvirket allerede på denne tid, alternativt kan navnsettingen tilbakeføres på naturlig forekommende finnskjegg. Uansett utgjør stedsnavn selvfølgelig ikke noen vitenskapelig dokumentasjon.

Åsen (1999) trekker fram den nedlagte gården Fed i Ryfylkeheiene som eksempel på en lokalitet hvor finnskjegg-gresset dominerer fullstendig som følge av sauebeiting i lang tid. Navnet «fed» sikter muligens til fet, altså god, hvilket indikerer at andre planter enn finnskjegg sannsynligvis har dominert i utgangspunktet (Klaus Høiland, pers. medd.). Åsen (1999) skriver også at finnskjegg setter preg på vegetasjonen i feleger (se kap. 2.4), bakker og på stølsvoller. Det er altså sannsynlig at sauebeiting har induisert vekst av finnskjegg. Dette høres imidlertid ut til å være eksempler på lokale effekter (kap. 10.7).

Det har vært utført to studier som har forsøkt å se på om beiting øker utbredelsen av finnskjegg. Gjerde (1998) fant at jordbunnsforholdene var det avgjørende for utbredelsen av finnskjegg. Det var ingen effekt av beiting på utbredelsen, selv om høyden på de individuelle finnskjegg-plantene var større der det var lite beitet (kap. 10.8.2). Seldal *et al.* (1998) fant økt utbredelse av finnskjegg på øyer som ikke var beitet sammenliknet med fastland, men det ble bare i

liten grad kontrollert for jordbunnsforhold (kap. 10.8.3). Vi vil understreke at begge studier ikke er eksperimentelle (kap. 8.3), og at øyer som sammenlikningsgrunnlag ikke gir sikre svar (kap. 10.11.3).

Vi kan altså konkludere med *at det per i dag ikke er mulig å si sikkert hvor mye av utbredelsen av finnskjegg i SVR som er naturlig, og hvor mye som er beiteindusert*. Basert på det sparsomme materialet og de argumenter vi har anført, kan vi sannsynliggjøre at utbredelsen av finnskjegg i første rekke skyldes det sure og nedbørrike jordsmonnet i SVR. Fjerning av sau kan ikke endre på dette. Sannsynligvis har beiting i en del lokale områder ført til økt utbredelse av finnskjegg (bl.a. på setervoller og tidligere feleger), men det er uvisst hvor store arealer det dreier seg om. Det er også ukjent hvilken betydning opphør av slåttevirksomhet, samt økning i lang-transportert næring og forurensning, og klimaendring med mer nedbør har hatt å si for utbredelsen av finnskjegg i SVR. Det vil være interessant å få etablert innhegninger med kontrollert utenfor innhegningene i områder med ulik grad av sauebeiting, og med ulike jordbunnsforhold. Selv om dette ikke direkte er et eksperiment for å påvise om sauebeiting i seg selv påvirker utbredelsen av finnskjegg, vil det kunne svare sikkert på om endringer i klima eller lang-transporterte forurensninger påvirker utbredelsen. Det vil dermed i stor grad sannsynliggjøre effekter av sauebeiting.

10.9.4 Blir vier skadet av sauebeiting?

Det er flere som har trukket fram at vieren blir skadet pga. sauebeiting. Det er vist at sauene kan beite hardt på vier hvis det er høy bestandstetthet (Myrberget 1987, kap. 10.8.6). Det knytter seg stor forvaltningsmessig interesse til vieren, siden denne er antatt viktig både for reinsdyr og rype. Man kan finne vier i en rekke ulike vegetasjonssamfunn, i høgstaude-fjellbjørkeskog, sump-fjellbjørkeskog, reinrosehei, høgstaude-vierkratt og vierfukteng (Fremstad & Elven 1987). Vier trives gjerne best der det er konstant tilførsel av oksygen- og næringsrikt sigevann. Vierslekten omfatter en lang rekke arter, i Lids flora blir 31 arter listet opp (Lid & Lid 1994). Noen viktige arter er lappvier, sølvvier, ullvier (*S. lanata*), myrtevier (*S. myrsinites*), rynkevier/rukkevier, polarvier, bleikvier (*S. hastata*) og grønnvier (*S. phyllicifolia*). Det er vanlig med hybrider mellom mange av disse (Lid & Lid 1994). Musøre er også en vier, men omtales ofte separat pga. sin lave høyde. Musøre er høyt preferert av villrein i juli og august (Skogland 1994a),

mens den beites mindre av sau (Bjåen 1998b, kap. 9.5.1).

All vier blir ikke beitet av hverken sau eller rein. Sølvvier og myrtevier smaker beskt, og er dårlig beite (Høiland *et al.* 1997). Lappvier, ullvier og grønnvier er «milde» og utgjør godt beite. Lappvier, sølvvier og ullvier er grå, grønnvier og myrtevier er grønne. Skogland (1994a) mener at de grå vierartene er svært viktig reinsbeite i juli og august, men dette gjelder sannsynligvis ikke sølvvier (Høiland *et al.* 1997).

Seldal *et al.* (1998) fant mer lappvier på øyer som ikke var beitet enn på fastlandet som var beitet (kap. 10.8.3). Wielgolaski (1976) observerte hard beiting på rynkevier på Hardangervidda i et år med sein fenologisk utvikling (kap. 10.8.4). Holand *et al.* (1999) hevder at mye av beiteskadene på vier i SVR sannsynligvis skyldes for tidlig slipp av sau om våren. *Høy tetthet av sau eller for tidlig slipp er altså risiko-faktorer for vieren.*

Det er klart at all vier (og røsslyng) før eller senere vil visne og dø. Det interessante er derfor om en får nyetablering av vier der det beiter sau. Seldal *et al.* (1998) hevder at nyetablering er vanskelig der finnskjegg dominerer. Hva som er viktigst av sau- og reinsbeiting for overlevelse og nyetablering av vieren er ikke undersøkt, og hvor mye av vieren som skades er også ukjent. En rekke andre faktorer enn saue- og reinbeiting, som oversvømmelser, frost, smånagere og sopp, kan også drepe vier (Klaus Høiland, pers. medd.). Det relative styrkeforholdet mellom disse dødelighetsfaktorene er ikke kjent. Det er også ukjent om saubeiting kan gjøre vier mer utsatt for f.eks. frost. *Det gjenstår opplagt mye forskning på effekter av saubeiting på vier.* Dette peker seg ut som et viktig forskningsfelt. Det vil være vanskelig å skille effekter av rein- og saubeiting ved utestengning av beitedyr (kap. 10.11.2). Dette kan til en viss grad løses ved å legge feltene til områder hvor reinen sjelden beiter.

10.9.5 Gjengroing med skog

Svært mange av de åpne beiteland vi har i Europa er «avhengig» av intensiv beiting for å holdes åpne. Skogen har i sin tid blitt åpnet og/eller fjernet med hogst eller brenning (Bleken *et al.* 1997), og siden blitt holdt åpen blant annet gjennom beiting. En hovedeffekt av nedgang i beiting er derfor ofte gjengroing med skog (Bjor & Graffer 1963, Augustine & McNaughton 1998, Austrheim 1998, Staaland *et al.* 1998, Bryn 1999). Det er for eksempel kjent fra mange vestlandsområder at når geitehold har opp-

hørt, har tregrensen blitt flyttet oppover siden geiter har holdt nede busker og kratt (Nedkvitne *et al.* 1995). Generelt er storfe flinkere til å holde nede skog enn sau (Nedkvitne *et al.* 1995). Det er kjent fra Nord-Sverige at samene ofte lå med tamreinen i områder nær tregrensen, og at dette sannsynligvis senket tregrensen (Emanuelsson 1987).

Gjengroing med skog er også i ferd med å skje i deler av SVR (Holand *et al.* 1999). Utnyttingen av fjellbjørkebeltet og lavalpin sone har gått tilbake de siste tiårene. Skogen kryper oppover og den åpne beitepåvirkede fjellbjørkeskogen har grodd igjen. Dette skyldes sannsynligvis først og fremst at setringa er så godt som opphørt. Det åpne beitepåvirkede landskapet gror igjen på grunn av mindre husdyrbeite og mindre uttak av ved til brensel (Holand *et al.* 1999). Det gikk mye ved til ystinga (Brandal & Tjeltveit 1996). Gjengroingen vil på sikt føre til at beiteplanter i feltsjiktet blir skygget ut. Dette vil m.a.o. senke mengden beiteressurser. Det er altså mulig at saubeiting ikke klarer å holde skoggrensen like lav som i seterbrukets tid med sin omfattende vedhogst og beiting også med andre husdyr.

10.10 Monitorering av beitetrykk - vegetasjon

Det er en rekke faktorer ved vegetasjonen som kan være interessante i overvåknings-sammenheng. Alle undersøkelser vil kreve flere inngjerdede referanseområder (kap. 10.11). For overvåking av dominerende planter vil *dekningsgrad* sannsynligvis være det viktigste. Når det gjelder spesielt verneverdig flora (se Åsen 1999, kap. 2.4), må enkeltarter sannsynligvis i mange tilfeller overvåkes spesielt mhp. *tilstedeværelse*. I den internasjonale litteraturen har vi funnet to teknikker som benyttes i forvaltningen som enkle indikasjoner på når en kan forvente høyt beitepress på arter som er sårbare for beiting (som lyng, busker og trær). Det ene er høyden på gress (kap. 10.10.1), den andre er høyden på urter ved blomstring, og andelen urter som blomstrer (kap. 10.10.2). Det er ikke utviklet metoder for å taksere beiteskader på f.eks. vier.

10.10.1 Høyden på gress

Ut fra den generelle konkurranse-modellen for beiteutnyttelse (Illius & Gordon 1987, kap. 9.6.1) og det faktum at intens beiting ofte fører til dannelse av «gressplener» (McNaughton 1984, kap. 10.1), kan man tenke seg at måling av *beitehøyde* vil være en god indikator på beitepresset i et gitt område. Denne

vil også sannsynliggjøre utnyttelses-konkurransen (kap. 9.6). En kan derfor tenke seg at når gresset blir kort, vil beitedyr slå over på andre arter, slik at beite-skader kan oppstå. Gresshøyden har blitt brukt som et varselsignal om fare for overbeiting av storfe i USA (Hall & Bryant 1995). Hall og Bryant (1995) brukte også «hvor grønt gresset er» som en indikator, siden dette sier noe om innholdet av råprotein og dermed beitekvalitet. Hvis de mest foretrukne beiteplan- tene er av lav kvalitet («lite grønne») eller liten mengde («lav høyde»), er det økt fare for beiteskade på trær og andre ellers lite foretrukne planter. Hall & Bryant (1995) påpekte også faren for endring av pre- feranse i år med tørre beiter.

10.10.2 Høyden og blomstringsandel på urter

Det er altså en del belegg for at urter kan være særlig utsatt for beiting (kap. 10.2.7). Det har som nevnt også blitt foreslått å bruke høyden på urter som et mål på beitepress. Dette har blitt studert for forholdet mellom hvithalehjort og urten *Trillium grandiflorum* i Illinois i USA (Anderson 1994). Når det gjelder urter, kan man anta at beitedyr ofte vil velge de stør- ste plantene framfor de mindre (siden hele planten har god kvalitet). Når beitepresset på denne urten økte, ble høyden på den kortere for hvert år, sannsyn- ligvis pga. tap av fotosyntetisk aktivt vev og reduk- sjon i reserver under jorda. Høyden på *Trillium-* plantene var positivt korrelert med den prosent av urte-dekket som var beitet. Dette indikerer at foran- dringer i høyden på stengelen kan brukes som en indeks på urte-floraen generelt. Det er uvisst om dette fungerer like bra i høyfjellsøkosystemer som i barskog. Myrberget (1987) anga for forsøkene på Tranøy (kap. 10.8.6) at sterk saubeiting «medførte at urtene blomstret på meget kort stilk, om de over- hode satte blomster». Det bør derfor søkes etter urte- arter som kan fungere som indikatorer for beitepress på urter. Aktuelle parametre er altså høyde på planten ved blomstring, og eventuelt også andel planter som blomstrer/ikke blomstrer.

10.11 Valg av studie-design

Vi vil igjen framholde at det er først når man kjenner begrensningene ved et gitt studium, at man best kan vurdere resultatene (kap. 8). Vi vil her *kort* gjen- nomgå de mest brukte måtene for å undersøke effek- ter av beiting på vegetasjon. Vi har ikke tatt med de mange forsøk som også kan utføres eksperimentelt under mer kunstige forhold, der man f.eks. kan

klippe med saks (se f.eks. kap. 10.8.1). Helt klart vil dette også ha stor verdi for å forstå hvorfor enkelte arter fremmes/ikke fremmes ved beiting, idet beite- grad kan kontrolleres nøyaktig. Man vil imidlertid ikke fange opp faktorer som gjødsling med møkk og urin eller nedtråkking av vegetasjon.

På sikt vil inngjerding av sau i tilstrekkelig store innhegninger og med et tilstrekkelig antall gjentak (replikater) være en foretrukket metode (kap. 10.11.1). Dette krever betydelige ressurser, og det er lite realistisk å få så store innhegninger at det er snakk om at sauen har helt «naturlig» arealbruk. Det vil sannsynligvis aldri bli aktuelt med så store forsøk på mer enn et fåtall steder. Utestengninger kan gjøres små, men er beheftet med en del begrensninger (kap. 10.11.2). Det er viktigere å få et høyere antall gjentak med en slik design. Dette vil i de fleste tilfeller være den mest aktuelle studiedesign. Vi mener at bruk av øyer som ikke er beitet som sammenlikningsgrunnlag må vurderes svært forsiktig, siden det er usikkert hvilke andre faktorer enn beiting som også er for- skjellige mellom øyer og fastland (kap. 10.11.3). Dette kan imidlertid være et verdifullt første skritt, for å avgjøre om videre studier er nødvendige.

10.11.1 Innhegning av sau

Innhegninger av sau (med kontroller) er den eneste måten å få målt effekten av saubeiting på vegetasjo- nen isolert. Man stenger da ute eventuelle effekter av reinsbeiting, på godt og vondt. En annen fare er at man «låser» sauens arealbruk. Det er klart vist at sauen følger gradienter i den fenologiske plante- utviklingen som mange andre beitedyr (kap. 9.3.1). Det vil være svært viktig at størrelsen på innhegning- ene mest mulig tilpasses størrelsen på sauens leveom- råde. Det er forventet at effektene av saubeiting på vegetasjon vil være ekstra stor i tørke-år, når vanlig foretrukne planter har lavere kvalitet og forekommer i mindre mengde (kap. 10.2.6). Det er imidlertid også vist at sauen i tørkeår kan legge om arealbruken og i større grad utnytte skogsbeite (Smedsrud 1999). Det har også i SVR blitt observert at mye av sauen i tør- keår trekker fra høyfjellet og ned i skogen (Lars Arne Bay, pers. medd.). Av økonomiske grunner vil man aldri klare å få til en innhegning som er stor nok til å fange opp all den hetereogeneitet som møter en sau som løsfbeiter. Et alternativ vil derfor være å følge sau merket med radiosendere parallelt for hele tiden å vurdere realismen i forsøket. Da kan man i større grad kontrollere om sauens arealbruk i innhegning-

ene er representativ fra år til år. Vi vurderer samlet sett dette som en svært interessant mulighet. Vi mener at størrelsen på innhegninger bør ligge fra 0.5-1 km² og oppover. Vi mener det er viktig at alle målepunkter for vegetasjon, evt. også fangstpunkter for insekter og smågnagere, merkes opp før det bestemmes hvilke felter som skal få behandlingen «ingen», «lite» og «mye» sau.

10.11.2 Utestengning av sau - med gjerder

Fordelen med å sette opp gjerder som stenger sau ute, er at disse kan bygges relativt små. Kontrollene kan merkes opp like ved uten andre kostnader enn merkebånd. Det er flere ulemper og begrensninger med en slik design (Stohlgren *et al.* 1999). Det er viktigere å ha et relativt stort antall gjentak (replikater) når man stenger sau ute, enn inne. Totalt sett er imidlertid innhegninger såvidt lette å sette opp, at dette vil være meget nyttig, og langt bedre enn å sammenlikne med øyer (kap. 10.11.3). De viktigste begrensningene er (i tillegg til at forsøkene må gå over mange år):

(1) Man stenger også ute andre store dyr, som villrein. Det er derfor ikke mulig å skille effekter av rein- og sauebeiting, bare å sannsynliggjøre om det skyldes den ene eller andre arten. Når det gjelder finnskjegg, vil man i stor grad kunne tilbakeføre effekter av utestengning til sauebeiting (kap. 10.9.3), mens det for vier kan være vanskeligere (kap. 10.9.4).

(2) En får bare sammenliknet «ikke beitet» med «beitet». Det er altså ikke mulig å teste eksperimentelt «middels beite-grad hypotesen» (kap. 10.3) og «beite-optimeringshypotesen» (kap. 10.4). Man kan legge innhegninger i områder med varierende antall sau på beite for å prøve og løse dette. Dette vil imidlertid bare gi korrelasjoner (kap. 8.2), og vi kan derfor ikke sikkert si noe om også andre faktorer enn sauetall er forskjellige mellom områdene. Likevel vil dette være en god kompromiss-løsning.

(3) Det er også en fare for at resultatene i stor grad vil være avhengige av *hvor man subjektivt velger å gjerde inn*. Ved å legge inngjerdete områder i sentrale beiteområder med stor tetthet av sau, vil effektene forventes å bli større enn om man legger dem i bratte skrenter der sauen sjeldnere går, selv om disse kan være like i nærheten. Begge deler representerer viktige elementer i den mosaikk som sannsynligvis vil dannes ved sauebeiting. De fleste studier også internasjonalt har blitt lagt nær vei og i flatt terreng, det som kalles «tilgjengelighets-innsamling» (Stohlgren *et al.* 1999).

(4) Små innhegninger kan være lite representative for et større areal (se også punkt 3), og i enkelte fall trekke til seg beitedyr (Stohlgren *et al.* 1999). Vi kan derfor få «rare» resultater ved å sammenlikne med arealer like ved slike innhegninger, og vi kan ikke alltid stole på at resultatene er representative for den skala vi søker kunnskap om. Dette kan løses ved å legge en prøveflate også et godt stykke unna innhegningen (Stohlgren *et al.* 1999).

(5) I små innhegninger vil man dessuten kunne få store såkalte «kanteffekter». På høyfjellet vil gjerder lett fange snø og danne store fonner om vinteren (Eivind Østbye, pers. medd.), dermed endres betingelsene for plantevekst betydelig i og ved gjerdekantene. Dette kan løses ved å legge gjerdene ned om vinteren.

10.11.3 Utestengning av sau - med vann (øystudier)

Vegetasjonsendringer skjer over lange tidsrom. Det er derfor fristende å bruke øyer der det ikke har beitet sau som sammenlikningsgrunnlag. Dette kan være et positivt første skritt for å avgjøre om det er verdt å gå videre med slike studier. Vi advarer imidlertid mot å trekke konklusjoner fra øystudier for langt. Det sier seg selv at mikroklima og dreneringsforhold for en øy vil være annerledes enn på fastland, selv om man legger kontrollene med lik avstand fra vannkanten. Blant annet vil snøakkumuleringen kunne bli ulik, spesielt vil dette gjelde små øyer. Det er mulig å kontrollere for en del av dette i de statistiske analysene, men det vil uansett bare dreie seg om korrelasjoner. Det har blitt hevdet at øystudier er bedre enn innhegninger, siden det på øyene også kan beite reinsdyr (Seldal *et al.* 1998). Vi mener at øyer med stor sannsynlighet vil bli mindre brukt av reinsdyr om sommeren, slik at heller ikke øystudier kan skille effekter av utestengning av sau og rein.

Øystudier kan forbedres hvis man bruker øyene som innhegninger, og «gir» dem et visst antall sau eksperimentelt. Da vil imidlertid tidsfaktoren igjen bli den samme som for en «ekte» innhegning, men man ville spare kostnadene med gjerding. Vi mener at øystudier er mindre fruktbare, siden de ikke inneholder den heterogeneitet som er viktig i et høyfjells-økosystem. Basert på de tildels sprikende resultatene mellom de to øystudiene (kap. 10.8.2 & 10.8.3), vil det være naturlig å følge opp med inngjerdingsforsøk før man trekker sikre konklusjoner.

10.12 Oppsummering og konklusjon

Det er liten diskusjon om at beiting kan føre til

endringer i plantenes morfologi (kap. 10.1). Hard beiting vil ofte indusere skuddannelse, og dette kan medføre tette matter av gress («gressplener»). Planter som vokser raskt har mye næring og lite «forsvar» mot beitedyr, mens planter med mye forsvar vokser sakte. Beiting kan derfor føre til dominans av beite-resistente planter (kap. 10.2), men i andre tilfeller fortsetter beite-plantene å dominere. Dette skyldes at rask gjenvekst er en alternativ strategi til økt forsvar. Om beiting fører til dominans av saktevoksende og lite foretrukne planter avhenger av plantens evne til gjenvekst (plantens toleranse), og av beitedyrets selektivitet. Plantens toleranse er bestemt både av plantens fysiologi (forutsetninger; kap. 10.2.3) og miljøforholdene (muligheter, kap. 10.2.4). På samme måte har beitedyr ulike forutsetninger for å være selektive (kap. 10.2.5), og miljøforholdene vil avgjøre hvilke muligheter de har til å være selektive (kap. 10.2.6). Andre globale forstyrrelser (brann, slåttevirksomhet) vil senke effekten av beiting.

Sauen er en svært selektiv beiter, og det er derfor sannsynlig at dens beiting vil endre vegetasjonen (kap. 10.2.7). Generaliseringer er vanskelige siden artene reagerer ulikt. Gress fremmes ofte av sauebeiting. Urter er svært foretrukne og vil i enkelte tilfeller kunne gå tilbake (særlig i næringsfattig habitat), men dette er ikke alltid tilfelle. Ved hardt beitepress kan beiting på lyng, busker og trær med liten toleranse for beiting øke. Dekningsgrad av røsslyng går normalt tilbake ved hard beiting, mens blåbær kan gå fram. Driftsform vil være avgjørende for hva som er sannsynlig (kap. 10.2.8). Uavhengig av beiting, kan gjødsling med ekskrementer og urin (kap. 10.2.9) og nedtråkking særlig av mose og lav (kap. 10.2.10) gi uventede effekter av husdyrbeiting. *Vi vil understreke den store betydning bestandstetthet og næringsforholdene i jordsmonnet har på utfallet av beiting.*

Generelt gir middels beitegrad av sau det høyeste mangfoldet av planter, mens beiting i næringsfattige lav- og røsslyng-dominerte vegetasjonssamfunn ofte minsker mangfoldet (kap. 10.3). Det er også vanlig at middels beitegrad gir høyest primærproduksjon (kap. 10.4). Beiting kan også både øke og minske omsetningen av næringsstoffer (kap. 10.5.1), men det er lite sannsynlig at erosjon gir effekter utover lokale områder (10.5.2). Beitegrad øker normalt med økende antall beitedyr i et område, men det kan være farlig å generalisere ut fra tall for et større område (kap. 10.6). Dette bringer oss over på et helt sentralt punkt: Over hvor store arealer kan vi spore effekter

av beiting (kap. 10.7). *De fleste effekter av beiting er lokale, over større arealer er særlig klima og jordbunnsforhold avgjørende.* Det er likevel klart at beiting i sterkt menneske-påvirkede økosystemer kan gi større effekter også regionalt. Det er uvisst om sauebeiting i SVR gir regionale effekter, men det er ikke usannsynlig.

Korrelasjonsstudier av effekter av sauebeiting i SVR, der øyer sammenliknes med fastland, har begrenset verdi, og resultatene spriker (kap. 10.8.2 & 10.8.3). Selv om det har blitt utført en del studier av effekter av sauebeiting på vegetasjon i andre områder i Norge, har disse blitt utført ved bestandstettheter til dels langt over det som er vanlig i SVR (kap. 10.8.4 & 10.8.6), et mulig unntak er de grundige studiene av husdyrbeiting på skogsmark (kap. 10.8.5). Det er imidlertid lite sannsynlig at resultatene som beskriver effekter av sauebeiting i disse områdene kan overføres direkte til SVR. På den annen side, SVR er et fattig område med mye impediment, og det kan forventes at effektene av beiting f.eks. på lyng og trær inntrer tidligere i SVR enn i mange andre fjellområder.

Det er derfor per i dag *ikke* gjennomført nok studier til endelig å slå fast hva sauebeiting betyr for vegetasjonen i SVR. Det er ukjent om det er så hardt beitepress i SVR at vegetasjons-*endringer* skjer over større arealer, men dette er ikke usannsynlig. Det har vært endringer i husdyrholdet i SVR som kan forventes å gi endrede effekter på vegetasjonen i forhold til tidligere beitebruk (kap. 10.9.1). Det er imidlertid et problem å studere effektene av beiting på vegetasjonen uten inngjerdede kontroller, siden en rekke andre faktorer har endret seg parallelt. Dette er faktorer som mengden lang-transportert næring, forsuring og endringer i klima (kap. 10.9.2). Utbredelsen av finnskjegg i SVR er sannsynligvis for en stor del naturlig, hvor mye som eventuelt er indusert av sauebeiting er ukjent (kap. 10.9.3). Det er uvisst om det blir mer finnskjegg i SVR over tid, en rekke faktorer utenom sauebeiting er også aktuelle forklaringsmodeller. Vi vet svært lite om effektene av sauebeiting på vier, men det sannsynlig at tidlig slipp og høy tetthet av sau er uheldig, særlig i år med sein fenologisk utvikling (kap. 10.9.4). Sauebeiting ser ikke ut til å hindre gjengroing i SVR (kap. 10.9.5). Det er svært relevant for forvaltningen å følge utviklingen i SVR nøyer. Vi diskuterer derfor til slutt noen mulige indekser for overvåking av beitetrykk på vegetasjon (kap. 10.10) og fordeler og ulemper med de vanligste studie-designer som er brukt i forskningen på effekter av beiting (kap. 10.11).

11 Effekter av beiting på mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr

Beiting av drøvtyggere kan påvirke mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr direkte gjennom mange av de samme mekanismene som vi har vært inne på om interaksjoner mellom større dyr (kap. 9), og indirekte gjennom endringer av vegetasjonssammensetningen (kap. 10). Siden vi her snakker om veldig mange arter, har vi derfor bare oppsummert de viktigste mekanismene for de ulike dyregruppene, og fokusert på enkelte viktige viltarter.

Grundige undersøkelser av effekter av beiting på mindre pattedyr, fugler og insekter er nærmest fraværende i Norge, og det er også internasjonalt gjort relativt lite. Det er klart at mindre pattedyr, fugl og virvelløse dyr er svært ulike grupper, og at disse følgelig påvirkes i ulik grad og på ulike måter. Bakgrunnen for å samle disse i et kapittel er derfor mer et resultat av få studier, enn at de naturlig henger sammen.

Bestandstettheten av sau vil være helt avgjørende for hvilke effekter beiting kan ha på disse gruppene. Indirekte påvirkning gjennom endringer i vegetasjonen er sannsynligvis den viktigste mekanismen for påvirkning av virvelløse dyr (kap. 11.4). Når det gjelder interaksjon mellom drøvtyggere og mindre pattedyr og fugl, er det flere aktuelle mekanismer (kap. 11.1). Etter gjennomgangen av mekanismene gir vi en kort oppsummering av hva vi vet om effekter av beiting på små pattedyr (kap. 11.2) og fugler (kap. 11.3).

11.1 Mekanismer for interaksjon

En rekke arter har beiteoverlapp med drøvtyggere. For disse artene kan vi forvente beite-forbedring ved lav til moderat tetthet av sau, mens beite-konkurranse først inntreffer ved høy bestandstetthet når beitemengden er begrensende (kap. 11.1.1). En viktig mekanisme er sannsynligvis at beiting i stor grad kan minske mengden skjul (kap. 11.1.2). I den norske debatten har det også vært framhevet at beiting av drøvtyggere øker mengden induserte beitehemmere, og at dette er uheldig for enmagete beitedyr. Det er ikke vitenskapelig belegg for at dette er en viktig mekanisme med dagens kunnskap (kap. 11.1.3). Vi

beskriver også en del andre mulige mekanismer som er mindre godt undersøkt (kap. 11.1.4). *Det er hele tiden viktig å vurdere hvor mye den aktuelle mekanismen eventuelt kan påvirke bestandsøkologien*, ikke bare at den kan påvirke. Det kan altså være at en mekanisme er påvist uten at den har nevneverdig betydning for bestandsøkologien (f.eks. direkte predasjon av sau på smågnagere; kap. 11.1.4).

11.1.1 Beiteoverlapp: beite-forbedring og beite-konkurranse

Moderat beitegrad kan øke både kvalitet og produksjon av beite også for mindre beitedyr, såkalt beiteforbedring (se kap. 9.11). Dette kan tenkes å favorisere arter som spiser gress. Ved sterkt beitepress kan man forvente konkurranse om beite mellom husdyr og enkelte mindre beitedyr. Dette fordi beitemengden blir liten og den generelle kvaliteten på plantene kan synke ved hardt beitepress (Fig. 18, kap. 9.11). Dette gjelder f.eks. arter som hare, lemen og lirype. Man kan bruke de samme kriteriene til påvisning av konkurranse eller beite-forbedring som vi har vært inne på for interaksjoner mellom store dyr (kap. 9.10 & 9.11). Det vil føre for langt å gjennomgå i detalj alle de faktorer som påvirker bestandsøkologien hos mindre dyr, men dette vil avgjøre om konkurranse er sannsynlig (se kap. 9.1 & 9.10).

Overlapp i beitebruk sier som nevnt ingenting om graden av konkurranse (kap. 9.10.1), men kan likevel være nyttig for å gi en indikasjon om konkurranse kan forventes under gitte betingelser. Johannesen og Samset (1994) har regnet ut diettoverlapp for reinsdyr, sau, lirype, lemen og hare hovedsakelig basert på data fra Finse på Hardangervidda (Tabell 17). De brukte grove beiteinndelinger; starr/siv, graminoider, urter, lyng, moser og lav. De presenterte originale data på beitevalg av hare fra Finse på Hardangervidda, dataene på sau ble hentet fra en tidligere undersøkelse på Hardangervidda (Wielgolaski 1975b, kap. 10.8.4), dataene på reinsdyr var fra Skogland (1984), for lirype fra Tranøy i Troms (Blom 1980), og for lemen fra Monsen og Seldal (1990). De brukte

Tabell 17. Grad av beiteoverlapp (%) for ulike beitedyr i norske høyfjellsøkosystemer (etter Johannesen & Samset 1994). Merk at slike beiteoverlapp ikke direkte sier noe om graden av konkurranse (kap. 9.10.1).

	Reinsdyr	Sau	Lirype	Lemen	Hare
Reinsdyr					
Sau	60				
Lirype	17	19			
Lemen	22	23	1		
Hare	23	37	18	28	

Schoeners indeks for å måle nisjeoverlapp, denne regnes for å være god (Abrams 1980). De fant et moderat overlapp i diett mellom hare og sau, og nokså lite overlapp for sau og hhv. lemen og lirype (Tabell 17). Dette altså til tross for at grove kategorier for inndeling av beite ble brukt. Det er f.eks. vist at lemen spiser mye mose i tillegg til gress og halvgress (Batzli 1993), og dermed blir mulighetene for beite-konkurranse og beite-forbedring i utgangspunktet mindre.

11.1.2 Rovdyr og endringer i skjul-mengden

Predasjon er med stor sannsynlighet en viktig faktor for bestandsdynamikken til en rekke mindre pattedyr og fugl. Det er blant annet påvist at 80% av lemen som ble funnet døde i høyfjellet på Finse var drept av rovvilt (30% drept av røyskatt og snømus og 51% sannsynligvis av kråkefugl) (Steen *et al.* 1997). Også for lirype er predasjon en viktig faktor i bestandsøkologien (kap. 11.3.1). Det er klart at hvis beiting eller tilstedeværelsen av sau påvirker disse interaksjonene, kan det få effekt. Disse indirekte effektene av sau vil det være svært vanskelig å studere. Det kan også være en sammenheng mellom næringstilgang og predasjon, hvis små pattedyr oftere eksponerer seg når det er liten tilgang på næring (Ylönen 1994). Dette er ikke grundig undersøkt.

(1) Beiting kan redusere mulighetene for skjul på to måter. (a) Høyt gress kan gi høyere tetthet av smågnagere (eller fugler) pga. bedre skjul (Hewson 1982, Hester 1996), og intens beiting reduserer ofte høyden på gresset (kap. 10.1). Endringer i mengden skjul kan påvirke både voksne fugler og fugler som er avhengige av skjul til reirplass (Norris *et al.* 1997, 1998). (b) Beiting kan minske mulighetene for dyrs utnyttning av kamuflasje pga. mindre variert landskap

(Fuller 1996). Det motsatte kan sannsynligvis også skje (se kap. 10.3). Det er hevdet at sauen er en større «trussel» enn storfe siden sauen beiter gresset kortere (Norris *et al.* 1998).

(2) Det er foreløpig ukjent om *generalist-rovdyr*, som f.eks. rødvrev, er vanligere der det er mye sau (numerisk respons, se kap. 9.12), og om dette eventuelt kan føre til økt predasjon på smågnagere, hare eller fugler i den tiden av året hvor ikke sau er på beite. Det kan også bli økt tilgang på kadavre i områder med husdyr. Dette kan øke bestanden av åtsel-fugler som kråker, ravn og enkelte rovfugler (f.eks. kongeørn) eller rødvrev (Fuller 1996). Disse kan igjen ta egg eller beskatte voksne individer.

(3) Det er heller ikke kjent om *generalist-rovdyr* heller spiser sau enn «normale» byttedyr, og at det dermed kan bli mindre predasjon på smågnagere, hare eller fugler i den tiden sau går på løsfbeite (funksjonell respons, se kap. 9.12).

11.1.3 Induserte beitehemmere, enmagete og drøvtyggende beitedyr

Det har blitt framsatt en hypotese om at intens beiting fra drøvtyggere (særlig sau og tamrein) gjør at plantene hele tiden har et høyt innhold av en spesiell gruppe induserte beitehemmere, *proteinase-inhibitorer*, og at dette fører til jevnt lave bestander av enmagete beitedyr (Seldal 1998, Högstedt & Seldal 1998). Smågnagere, hare, orrfugl og rype er f.eks. alle enmagete. Det er gjennom matematiske simuleringer vist at dette er teoretisk mulig (Ergon 1996). Vi kan kalle den *proteinase-hemmer/ulike beitedyr hypotesen*.

At planter inneholder ulike kjemiske forbindelser som sannsynligvis virker for å hindre beiting, er godt dokumentert (Bryant *et al.* 1991, Jefferies *et al.* 1994, Augustine & McNaughton 1998). De beitehemmende stoffene som er diskutert tidligere induseres ikke gjennom beiting (kap. 10.2.1). Betydningen av induserte beitehemmere for *pattedyr* er lite undersøkt, men den er blant annet vist for hare i Kanada (Bryant *et al.* 1991). Slike mekanismer er imidlertid kjent planteforsvar mot insekter (f.eks. Neuvonen & Haukioja 1984, Ruhomäki *et al.* 1996, Karban & Baldwin 1997).

Vi kan skille proteinase-hemmer/ulike beitedyr hypotesen i to underhypoteser eller forutsetninger (jmfør kap. 8.1). (1) En antagelse eller forutsetning er at proteinase (trypsin)-hemmere har en generelt (sterk) negativ effekt på enmagete beitedyr, det vi

kan kalle *proteinase-hemmer/enmaget beitedyr hypotesen* (Seldal *et al.* 1994). (2) Den andre er at beiting fra drøvtyggere fører til økt innhold av proteinase-hemmer i vegetasjonen, det vi kan kalle *proteinase-hemmer/drøvtygger hypotesen*.

(1) Seldal *et al.* (1994) fant at ekstrakter fra eksperimentelt skadede stivstarr og duskmyrull senket den protein-oppløsende effekten til enzymet som spalter trypsin (som er en viktig type proteinase). Økt aktivitet av trypsin-hemmer minsket konsentrasjonen av løselige proteiner. Forholdet mellom trypsin-hemmer og konsentrasjonen av løselig protein var høyest i et område der lemen-bestanden var høy, sammenliknet med der den var lav. Det ble ikke undersøkt om dette skyldtes ulikheter i områdene i utgangspunktet, eller om det skyldtes beiting av lemen. Ergon (1996) undersøkte eksperimentelt skadde slåttestarr som ble føret til lemen i dyrestallen på forskningsstasjonen på Finse. Han fant at vekstraten til lemen var lavere når de ble føret med «stressede» planter, men bare hvis de ble gitt en liten mengde mat. I et annet eksperiment var det ingen effekt på vekst, men lemen som spiste stressede planter produserte 14% mer ekskrementer. Ergon (1996) mener at økt mengde ekskrementer tyder på at et (ukjent) antibeitestoff var involvert, men at resultatet med redusert vekst i det andre eksperimentet like gjerne kan skyldes at lemenene ikke fikk mulighet til å velge på samme måten mellom plantemengde og kvalitet. Hverken konsentrasjon av nitrogen eller nivået av trypsin-hemmer kunne forklare resultatet med økt utskillelse av ekskrementer. *Faktisk var mengden trypsin-hemmer litt større i ikke-stressede planter.* Det kan derfor være at et hittil ukjent antibeitestoff var involvert (Ergon 1996).

En forutsigelse fra proteinase-hemmer/enmaget beitedyr hypotesen er at hvis proteinase-hemmer påfører smågnagere et fysiologisk stress, vil størrelsen på indre organer som skal ta hånd om giftstoffene øke (eng. «hypertrophy») (Seldal *et al.* 1994). Seldal *et al.* (1994) påviste at størrelsen på bukspyttkjertelen og milten til individer samlet ute under nedgangsfasen av smågnagersyklus var større enn for lemen som var oppfostret i laboratorium. Det ble altså ikke undersøkt om det var forskjeller mellom frittlevende lemen i ulike deler av syklus. Videre testing av denne forutsigelsen fra underhypotesen er imidlertid gjennomført i Finland (Klemola *et al.* 1997). Klemola *et al.* (1997) veide bukspyttkjertler og lever til markmus (*Microtus agrestis*) og østmarmmus (*M. rossiaemeri-*

dionalis=*M. epiroticus*) i to år med «oppgangs-fase» og to år med «nedgangs-fase» i en 3-4 årig populasjons-syklus. Det var mindre organer hos markmus holdt under laboratorie-forhold enn de som var viltlevende (Klemola *et al.* 1997). Det var imidlertid ingen forskjell i organstørrelse hos dyrene i oppgangs- og nedgangs-fase. Ergon (1996) fant også at lemen «født i frihet» hadde større bukspyttkjertler enn de som var født i laboratoriet.

Toppen i økning av proteinase-hemmer kommer først etter ca. 30 timer. De fleste enmagete beitedyr (og drøvtyggere) spiser sannsynligvis opp hele planten før den forhøyede responsen kommer særlig langt. De funn som er gjort til nå støtter dermed ikke proteinase-hemmer/enmaget beiter-hypotesen.

(2) Det er ikke testet om beiting fra drøvtyggere fører til økt innhold av proteinase-hemmer. Seldal *et al.* (1994) har imidlertid testet økningen i proteinase-hemmer etter simulert beiting (klipping). De fant at økningen av proteinase-hemmer etter skade på plantevev varte ca. 90 timer (Seldal *et al.* 1994), altså snaut 4 dager. Det betyr at drøvtyggere for å holde nivået av proteinase-hemmer oppe må gjenbeite plantene svært ofte. Dette gir svært liten tid til gjenvekst for plantene, og det er sannsynlig at store beitedyr ikke har en så høy frekvens når det gjelder beiting på enkeltplanter. Det er dermed lite sannsynlig at denne proteinase-hemmer/drøvtygger hypotesen kan finne noen støtte i de funn som er gjort.

Vi kan derfor konkludere med at testing av forutsigelsene fra proteinase-hemmer/enmaget beitedyrhypotesen viser at denne sannsynligvis ikke er en generell forklaring på smågnagersvingninger (Klemola *et al.* 1997), og at proteinase-hemmer/drøvtygger-hypotesen er lite sannsynlig eller ihvertfall ikke godt dokumentert. Dette fører til at hele fundamentet for hovedhypotesen, dvs. proteinase-hemmer/ulike beitedyr-hypotesen, også faller bort eller ihvertfall ikke er sannsynliggjort (kap. 8.1).

Det er funnet en sammenheng mellom eksport av lirype og bær (blåbær og tyttebær) (Nordhagen 1928, Selås 1997, 1998). Det er foreslått at økt mengde ryper i «bærrår» kan ha sammenheng med at plantene produserer mindre antibeitestoff i år hvor de bruker mye energi på bærproduksjon. Denne hypotesen har blitt møtt med kritikk av forskere som hevder at én faktor ikke er nok til å forklare sykliske svingninger (Hansson 1998). Dette er per i dag ikke tilstrekkelig undersøkt, heller ikke hvilke mekanismer som eventuelt er involvert. *Det er generelt vanligere med kje-*

misk forsvar i trær og lyng enn i gress (kap. 9.3.3). Det er påvist «dynamisk forsvar» i vinterbeitet (vesentlig knopper fra trær) til hare i Kanada (Bryant *et al.* 1991), og at induserte antibeitestoffer kan forekomme i enkelte planter som lemen beiter kan ikke avvises (Ergon 1996). Det er likevel ikke dokumentert eller sannsynliggjort at dette alene gir store effekter på dødelighet, og at det er en viktig faktor til forklaring av smågnagersvingningene. Det er en rekke andre og mer sannsynlige mekanismer for hvordan (høy tetthet av) sau i større grad kan påvirke enmagede beitedyr.

11.1.4 Andre mekanismer

Det eksisterer også en del andre mekanismer for interaksjon mellom drøvtyggere og små pattedyr og fugler som er mindre godt undersøkt eller mindre viktige. Enkelte mekanismer for interaksjon er uavhengige av effekter på vegetasjonen, f.eks. *nedtrampning* av fuglereir/unger eller smågnagere (Fuller 1996). Nedtråkking av reir øker med økende bestandstetthet av sau (Fuller 1996), men er sannsynligvis ingen stor dødelighetsfaktor. *Forstyrrelses-konkurranse* (kap. 9.9) mellom sau og hare kan ikke utelukkes (kap. 11.2.1).

I en del tilfeller er det faktisk også påvist at *beitedyr regelrett kan spise smågnagere (og egg)*, sannsynligvis som en følge av mineralmangel (Bazely 1989, Provenza 1995). Dette antas likevel å være svært sjeldent og uten betydning i en større sammenheng.

I England er det også kjent at et flavivirus som gir *sykdom* (eng. «louping ill») hos ryer spres med sau som mellomvert, og det antas at sykdommen øker med antall sau (Fuller 1996). Denne sykdommen er ikke kjent på ryer i Norge (Hans Chr. Pedersen, pers. medd.).

Beitedyr (storfe) kan også velte overende gamle og ofte *tørre trær med reirhull* (Pettersen 1986). Dette kan påvirke mange arter, som f.eks. meiser, idet hulltrær er en begrenset ressurs. Det er imidlertid lite sannsynlig at dette har relevans for SVR.

Et sterkt redusert vegetasjons-dekke kan medføre at det legger seg is helt ned på bakken om vinteren, dvs. at en ikke får dannet et luftlag (såkalt «*sub-nival*») mellom snødekket og markoverflaten som smågnagere er avhengige av for vinteroverlevelse (Nigel G. Yoccoz, pers. medd.). Dette er ikke undersøkt.

11.2 Små pattedyr

Det foreligger relativt lite dokumentasjon på at beiting kan påvirke smågnagere, uten at dette sier noe om sannsynligheten for at det kan skje. Endringer i antallet smågnagere, vil igjen kunne påvirke predasjon på annet småvilt som f.eks. ryer (Hagen 1952). Hare, lemen og en del markmus-arter (*Microtus* sp.) er eksempler på arter som kan forventes å ha et overlapp i dietten med sau, og at de dermed kan oppleve beite-forbedring med lave tettheter av sau, men konkurranse ved høye tettheter (kap. 11.1.1). Det er likevel relativt små overlapp i diett vi snakker om (Tabell 17). Det er likevel sannsynlig at det i enkelte områder om sommeren kan oppstå konkurranse i år med mye smågnagere, siden smågnagere bruker mindre leveområder enn en sauebesetning (se Fig. 17, kap. 9.10). Det er også klart at hvis beiting endrer mengden insekter (kap. 11.4), vil dyr som er insektetere, som spissmus, kunne påvirkes. Nesten alle små pattedyr og også hare er avhengige av skjul (kap. 11.1.2), dette kan derfor være en viktig mekanisme.

Det er vist at effektene av beiting av storfe i USA kan slå ulikt ut for ulike smågnagerarter avhengig av hva slags habitat disse er tilpasset (Jones & Longland 1999). I en undersøkelse i Skottland var det mer smågnagere i 5 områder der det ikke hadde beitet sau på 25 år, sammenliknet med områder der det fortsatt beitet sau (Hope *et al.* 1996). Dette til tross for at det dreide seg om små endringer i vegetasjonen. I 6 områder var det ingen forskjell, kanskje som en følge av økt beiteaktivitet fra hjort (Hope *et al.* 1996).

11.2.1 Hare

Johannesen og Samsset (1994) har vist at det er noe overlapp i beitevalg mellom sau og hare (Tabell 17, kap. 11.1.1). Hewson (1989) fant i Skottland at slipp av sau om våren førte til kraftig minsket bruk av et område av hare, men det ble ikke undersøkt om dette skyldtes sesongmessige endringer i harens bruksmønster. Det ble observert at hare trakk unna der storfe og sau beitet, forstyrrelses-konkurranse mellom sau og hare kan derfor ikke utelukkes. Milchunas *et al.* (1998) fant høyest tetthet av haredyr på prærien i USA ved middels beitegrad av storfe, noe som kan vitne om at det skjer beite-forbedring ved middels tetthet og konkurranse (eller for lite skjul) ved høy tetthet. Seldal *et al.* (1998) fant mer haremøkk på ubeitete øyer enn fastland (kap. 10.8.3), men dette kan like gjerne skyldes at det er mindre

rovdyr på øyene. Det er altså fortsatt uvisst hvor mye beiting kan bety for hare.

11.3 Fugler

En gjennomgang av litteraturen om forholdet mellom sau (beitedyr) og fugler i Storbritannia er nylig foretatt av Fuller (1996). I likhet med i Norge har det også i England vært en økning i antall sau på beite. Fuller (1996) hevder derfor at dette med stor sannsynlighet har minsket habitat-kvaliteten for en rekke fuglearter, siden mange fuglebestander har gått ned. Fuller (1996) konkluderer likevel med at solid dokumentasjon som demonstrerer tilstedeværelsen og betydningen av disse mekanismene nærmest ikke eksisterer. Dette fordi lite relevante studier har blitt gjennomført, de fleste uttalelser om betydningen av beiting har anekdotisk karakter. I Norge er det bare en undersøkelse ved Trondheim som har sett på forholdet mellom beiting (av storfe) og fuglefaunaen (kap. 10.8.7). Der avtok tettheten av mange fugler under hard beiting, mens mangfoldet økte noe.

11.3.1 Ryper

Det knytter seg stor interesse til om sau har effekter på rypebestanden i SVR, noe som blant annet kom fram på et seminar i Kristiansand 15. mars 1999 om forvaltningen av ryper i SVR. Det er ikke gjennomført forskning for å påvise slike effekter. Under Svein Myrbergets rypeundersøkelser på Tranøy, fant man at tapet av egg (20%; 6-36) og kyllinger (50%; 24-60) var stort og at dette har stor betydning for utviklingen av rypebestanden. Dødeligheten blant voksne individer var om sommeren 7% og om vinteren 43% (ungfugl 75%). Dette har man tidligere ment var mindre viktige faktorer (Hans Chr. Pedersen, pers. medd.). Basert på pågående undersøkelser ser det imidlertid ut til at voksen-dødeligheten om vinteren også er en viktig faktor. Det er rovvilt som står for den største delen av dødeligheten. Man antar at rødreven er den viktigste dødelighetsfaktoren (også på fjellet), og at kongeørn også er viktig. Måren kan ha en viss betydning der det er skog (Hans Chr. Pedersen, pers. medd.).

Det er altså klart at predasjon er en viktig faktor i bestandsdynamikken til lirype (Hans Chr. Pedersen, pers. medd.). Sauebeiting kan dermed også påvirke rypene hvis det øker faren for predasjon (mengden skjul) eller hvis det endrer antallet av et generalist rovdyr som rødreven (kap. 11.1.2). Det er også en kobling mellom dynamikken av smågnagere og andre

viltarter som f.eks. rype, den såkalte «alternative byttedyr»-hypotesen (Hagen 1952). Det kan dermed være at sauebeiting ved å påvirke smågnager-bestanden også kan påvirke rypene. Direkte nedtramping av deler av et kull med rype-kyllinger er påvist kun en gang på totalt 25 års forskning med ca. 20 kull per år (Johan B. Steen, pers. medd.). Nedtråkningen skjedde i et område (Dalsbygda) med relativt lite sau. Nedtrækking av reir eller kyllinger er sannsynligvis helt uten betydning for rypebestanden totalt sett, like lite som nedtrækking av kyllinger av villrein eller turister påvirker rypebestanden (Johan B. Steen, pers. medd.). Om sauebeiting kan påvirke lirype og fjellrype på ulikt vis, er heller ikke undersøkt. Helt basale kunnskaper om fjellrypas bestandsøkologi er faktisk for en stor grad ukjent (Hans Chr. Pedersen, pers. medd.). Det er uvisst om senket mengde av insekter ved høy beitegrad kan påvirke rypekyllingene negativt. Det er også ukjent om beiteskader på vier påvirker rypebestanden negativt. Dette er imidlertid plausible hypoteser, men effektene vil være helt avhengige av bestandstettheten av sau.

Det har blitt anført at parallelt med økningen i antall sau det siste hundreåret, har det vært en nedgang i antall skutte ryper (data fra Sirdal: $n=7$, $r=-0.94$, $p<0.01$; Seldal *et al.* 1998). Vi ser imidlertid fra Fig. 4 (kap. 3.2.2) at den forrige toppen i eksport av ryper fra Kristiansand (antas å gjenspeile bestanden i hele SVR) faller nokså bra sammen med den forrige toppen i antall sauer i Rogaland ($n=8$, $r_{pc}=0.847$, $p=0.008$). Det er lite sannsynlig at antall sau gjenspeiler totalt antall husdyr i SVR i denne perioden, og det knytter seg meget stor usikkerhet til hvordan en rekke andre faktorer har endret seg i dette tidsrommet. Så enkle analyser er heller ikke gyldige når det er en parallell (positiv eller negativ) trend i utviklingen av rype og sau (såkalt autokorrelasjon), slik tilfellet sannsynligvis er i begge de analyserte tidsseriene. Den siste enkle analysen kan derfor ikke brukes til å si at sauebeiting fører til mer ryper, like lite som den første kan brukes til å si at sauebeiting fører til mindre ryper. *Dette viser klart at man må være veldig forsiktig i tolkningen av enkle tidsserieanalyser* (kap. 9.10.4). Ingen kan sikkert forklare de store rypeårene fra 1906-1915. Det ble i denne perioden drevet svært systematisk bekjempelse av rovvilt (Søilen 1995, kap. 3.2.2), og det har også blitt foreslått at det var rovvilt-bekjempelsen som ga mye smågnagere i samme periode (Steen *et al.* 1990). Det er stor uenighet om dette var årsaken, og rovvilt-bekjempel-

sen ga ikke mye ryper i perioden etter «toppårene» (Vidar Selås, pers. medd.).

Det er med dagens kunnskap lite sannsynlig at sauebeiting er en hovedfaktor som bestemmer størrelsen på rype-bestanden i SVR, men det er ikke dermed sagt at sau ikke kan påvirke rypene ved høye bestandstettheter. Disse forholdene er for en stor del ikke klarlagt, og grundige studier av både lirypas og fjellrypas bestandsbiologi vil være svært verdifulle også for å sannsynliggjøre hvor stor effekt sauebeiting har.

11.3.2 Orrfugl

Det er funnet en klar negativ sammenheng mellom beitegrad av sau og hjort og bestanden av orrfugl i Storbritannia (Baines & Hudson 1995, Baines 1996, Fuller 1996). Det var ingen forskjell i vegetasjonens sammensetning i områdene som ble sammenliknet, men det var 32% kortere og 36% mindre verikalt vegetasjons-skjul i områdene som var hardt beitet. Det var færre virvelløse dyr der det var beitet, og tilgjengeligheten av sommerfugllarver ble framhevet som en svært viktig faktor for orrfugl (Baines 1996). Effekten av sauebeiting var størst i lynghei-habitater, mens effekten av hjortebeiting var størst i furuskog (Fuller 1996). Selv om dette var et korrelasjonsstudium (kap. 8.2), virker det godt sannsynliggjort at effektene skyldtes beiting. Studier av forholdet mellom beiting og bestanden av orrfugl er ikke gjennomført i Norge.

11.4 Virvelløse dyr

Med virvelløse dyr tenker vi i første rekke på insekter. Det er likevel opplagt at beiting kan påvirke bestanden av nesten alle jordbunnsorganismer i den grad vegetasjon og økosystemprosesser endres (kap. 10). (1) Antallet insekt-arter vil sannsynligvis i stor grad følge mangfoldet av vegetasjonen. Vi kan derfor generelt forvente høyest antall arter ved moderat grad av beiting, med unntak av i fattige lav- og røsslyngdominerte vegetasjonssamfunn (kap. 10.3). (2) Uavhengig av om det skjer en endring i plantearts-sammensetningen, er det godt dokumentert at andelen planter som blomstrer kan bli mindre ved beiting (Myrberget 1987, Anderson 1994). Dette kan påvirke antallet individer av de ulike insektartene negativt. (3) Mindre høyde på vegetasjonen som en følge av beiting kan sannsynligvis også senke mengden insekter siden det gir mindre strukturelt mangfold. (4) En kan imidlertid også tenke seg at sau kan øke mengden av insekter som lever i møkk, eller på spesiell

nitrogen-rike planter som kan tenkes å vokse der det er gjødslet med møkk og urin. Vi regner da ikke med den effekten kadavre av beitedyr kan ha, eller de parasitter som sauene har med seg. Insekter kan selvfølgelig også bli spist sammen med vegetasjonen, eller trampet ihjel. Dette er sannsynligvis lite viktig, men det kan påvirke enkelte arter (Hester 1996).

Myrberget (1987) fant færre insekter og med mindre kroppsvekter der det var hard grad av sauebeiting enn der det ikke var beitet (kap. 10.8.6). Det er forløpig ikke undersøkt om middels beitegrad gir høyere mangfold enn lavere og høyere beitegrad i Norge. Milchunas *et al.* (1998) rapporterte om svakt høyere mangfold av arthropoder fra lav til middels beitegrad, men sterkt redusert mangfold ved høy beitegrad av storfe på savanner i USA.

11.5 Oppsummering og konklusjon

Svært lite er kjent om de effekter beiting kan ha på mindre pattedyr og fugler. Det er derimot dokumentert at predasjon er en viktig dødelighetsfaktor, og det er sannsynlig at ihvertfall moderat sauebeiting er en mindre viktig faktor enn predasjon. En rekke ulike mekanismer er kjent for hvordan sauene kan påvirke mindre pattedyr og fugler (Tabell 18), men uansett vil effekten av sauebeiting være helt avhengig av bestandstettheten av sau.

Sauene har middels grad av overlapp i beitevalget med hare, og lite overlapp med lemen og lirype (kap. 11.1.1). Det kan derfor forekomme en viss grad av beite-forbedring ved lav eller middels beitegrad, og beite-konkurransen ved høy beitegrad av sau. Ved endring i antallet insekter, kan beiting påvirke de arter som spiser disse insektene. Ingen av disse problemstillingene er tilstrekkelig undersøkt. Sannsynligvis kan bortbeiting av skjul være en viktig faktor for interaksjon mellom store beitedyr og små pattedyr og fugler, ihvertfall lokalt (kap. 11.1.2). Det er uvisst om tilstedeværelsen av sau kan endre mengden av generalist-rovdyr som rødvov, men det er klart at sau på beite også gir økt mengde kadavre. Det er med dagens kunnskap ikke støtte for hypotesen om at drøvtyggere øker mengden av beitehemmere som enmagede beitedyr ikke tåler (kap. 11.1.3). Det er også uvisst om redusert vegetasjonsdekke kan føre til at det ikke dannes et luftrom mellom snøen og bakken («subnival»), som smågnagerne er avhengige av for sin vinter-overlevelse. Det er lite sannsynlig at nedtrækking eller andre mer sjeldne mekanismer er viktige (kap. 11.1.4).

Det er vist at mengden smånagere og hare dyr kan bli mindre eller større ved beiting, men også at det ikke nødvendigvis skjer endringer (kap. 11.2). Høy tetthet av sau vil sannsynligvis gi mindre smånagere og hare, selv om dette ikke er godt dokumentert. Det er lite undersøkt om beiting kan påvirke enkelte fuglearter, men dette er sannsynlig (kap. 11.3). Det knytter seg spesiell interesse til å finne ut om saubeiting påvirker bestanden av ryper i SVR (kap. 11.3.1).

Det er sannsynlig at mangfoldet av insekter og

andre virvelløse dyr i stor grad vil følge mangfoldet i vegetasjonen (kap. 11.4). En kan dermed generelt forvente høyest mangfold ved middels beitegrad av sau, med unntak av i fattige lav- og røsslyng-dominerte vegetasjonssamfunn (kap. 10.3). Det er uvisst om mengden insekter (antallet individer) minsker ved saubeiting i SVR pga. mindre høyde på vegetasjonen og en lavere andel urter som setter blomster. Det er også uvisst hvor mange arter som er knyttet til sauemøkk, kadavre eller spesielt nitrogenrike planter som kan fremmes ved gjødsling med møkk og urin.

Tabell 18. En oversikt over ulike interaksjonsformer mellom husdyr og mindre pattedyr og fugler, og de ulike mekanismer som er involvert. Med «påvirkning» menes i hvilken grad effekten av et beitedyr på en annen art beitedyr er «positiv» (+) eller «negativ» (-). Betydningen av de fleste av disse mekanismene er ikke studert for forholdet mellom sau og de respektive dyregrupper i SVR, og noen av mekanismene er heller ikke aktuelle i den sammenheng. Referansene hen-speiler til generell litteratur om de ulike mekanismene. Med ingen/liten effekt menes enten at mekanismen ikke har dokumentert sterk effekt (f.eks. induserte antitibestoffer), eller at dødeligheten skjer så sjelden at det ikke har effekt på bestandsdynamikken (f.eks. nedtråking). For alle mekanismene vil effekten være helt avhengig av tettheten av sau.

Interaksjons-form	Mekanisme	Påvirkning	Effekt på hare/lemen/rype i SVR	Kap.	Sentrale referanser
Utnyttelses-konkurranse	Fjerning av plantebiomasse, evt. sammen med senket plantekvalitet (eller mengde insekter)	-	Mulig (liten/middels?)	11.1.1	Baines 1996
Forstyrrelses-konkurranse	Induserte antitibestoffer	-	Liten/ingen (?)	11.1.3	Seldal <i>et al.</i> 1994, Klemola <i>et al.</i> 1997
Beite-forbedring	Forstyrrelse	-	Liten/ingen (?)	11.1.4	Hewson 1989
	Vekst-stadium plante (plantekvalitet)	+	Mulig (liten?)	11.1.1	McNaughton 1976, Alpe <i>et al.</i> 1999
	Økt produksjon (plantemengde)	+	Mulig (liten?)	& 9.11	McNaughton 1979, Hobbs 1996
	Gjødsling (plantekvalitet/mengde)	+	Mulig (liten?)		Baadshaug 1974
Predasjon (indirekte)	Fjerning av skjul	-	Sannsynlig	11.1.2	Hewson 1982
	Numerisk respons til rovdyr	-	Ukjent	11.1.2	Fuller 1996
	Funksjonell respons til rovdyr	+	Ukjent	11.1.2	
Predasjon (direkte)	Spiser animalsk føde pga. mineralmangel	-	Ingen	11.1.4	Bazely 1989, Provenza 1995
Parasitter	Sau som mellomvert	-	Ingen	11.1.4	Fuller 1996
Nedtråking		-	Ingen	11.1.4	Fuller 1996
Fjerner subnivalen	Fjerning av plantebiomasse	-	Ukjent	11.1.4	

DEL IV - VERN OG FORVALTNING

I mandatet for denne utredningen, heter det at et av målene er å undersøke/klarlegge hva som bør gjøres for å komme fram til en funksjonell forvaltningsmodell som *både tar hensyn til tradisjonell bruk og samfunnsinteressene slik de blir formulert i dag* (se forord). Vi starter derfor først med en gjennomgang av bakgrunnen for saueholdet i SVR, de naturgitte forholdene og den kunnskapen man har om dette som danner viktige premisser for forvaltningen av sau i SVR (kap. 12). Vi beskriver deretter kort dagens forvaltningsordning for store beitedyr i SVR, der villrein i tillegg til sau blir viet spesiell oppmerksomhet (kap. 13). Forvaltningen står overfor valg

som ofte må basere seg på kompromisser mellom økonomiske interesser, naturvern o.l. (Storaas & Punsvik 1996). Sauen kan ikke forvaltes uavhengig av andre virksomheter og hensyn (kap. 14). Det er derfor naturlig å identifisere de viktigste konfliktrådene omkring sauehold i utmark (kap. 15). Vi definerer derfor hva et bærekraftig sauehold betyr sett både fra saueneæringens eget ståsted, fra jakt- og naturverninteressenes side, og i et flerbruksperspektiv. Basert på dette peker vi på den kunnskap forvaltningen bør ha om sauehold i utmark, med tanke på videre forskning og utvikling i SVR (kap. 16).

12 Grunnlaget for saueholdet i SVR

Målsetningen for saueholdet i Vest-Agder er å beholde eller øke fylkets andel av sauekjøtt- og ullproduksjonen i landet (Fylkesmannen i Vest-Agder 1995). Det legges vekt på å styrke saueholdet i de indre bygdene, og å utnytte utmarksbeitene best mulig. Dette gjelder sannsynligvis for hele SVR. Dette må imidlertid skje innenfor de naturlige rammer man har i SVR. Med jevnt økende bestandstetthet av sau, vil man før eller siden få reduserte vekter som resultat (kap. 9.7.2). Den totale mengden kjøtt som produseres (avdråtten) kan likevel økes, siden et økende antall kompenserer for den reduserte veksten til det enkelte individ (Fig. 23, Holand *et al.* 1999). Over en gitt bestandstetthet, vil imidlertid også avdråtten bli så dårlig, at det vil være mer lønnsomt med et mindre antall sau. Dette er bakgrunnen for at det er viktig å vite noe om ressursgrunnlaget i beiteheiene, uavhengig av hensynet til andre interesser (se kap. 15).

Målet med dette kapitlet er først og fremst å oppsummere kort de studier som er gjort for å kartlegge beiteressurser for husdyr i SVR (kap. 12.1). Vi viser til det som er gjort av beregninger av verdien av utmarksbeite (kap. 12.2), og beskriver noen sentrale forhold rundt tapet på utmarksbeite i SVR, siden dette er svært viktig for lønnsomheten i saueholdet (kap. 12.3).

12.1 Beiteressursene

Enhver forvaltning er avhengig av et solid kjennskap til ressurs-situasjonen for å kunne fatte fornuftige vedtak. Problemet i SVR er delvis at de beiteressurser man rår over er for dårlig kjent, uavhengig av hvilke økologiske effekter husdyrbeitingen i utmark måtte ha på øvrig dyreliv og vegetasjon. Vi oppsummerer kort de viktigste prinsippene for beitekartlegging, hvordan man kan avgjøre «bæreevnen» for et heieareal og nevner andre faktorer som avgjør bruksverdien av et gitt heiområde (kap. 12.1.1). De første omfattende beitegranskningene av heiebeitet i SVR kom i perioden 1913–1931 i regi av Norges Vel (kap. 12.1.2). Disse beiteregistreringene er m.a.o. gamle.

Det er klart at neddemminger av tidligere gode beitearealer og gjengroing kan føre til regionale endringer i beitegrunnlaget på en slik tidsskala. Vi framhever også at registreringene tildels baserte seg på grov romlig skala. Vi gir også en kort oversikt over en del andre beiteundersøkelser som er utført for sau på fjellbeite (kap. 12.1.3), og en del forsøk som er gjort for å øke bæreevnen for sau i disse fjellstrøkene (kap. 12.1.4). De sistnevnte tiltakene er i stor grad uaktuelle med dagens regler for forvaltning av heiområdene.

12.1.1 Noen viktige prinsipper

Beiteverdien til et areal vil i første rekke avhenge av (1) produksjon av beiteplanter (kg tørrstoff per dekar), (2) næringsverdi (føreheter per kg tørrstoff) og (3) utnyttelsesgraden (hvor stor del av plante-biomassen som blir tatt opp av dyra) (Rekdal 1998).

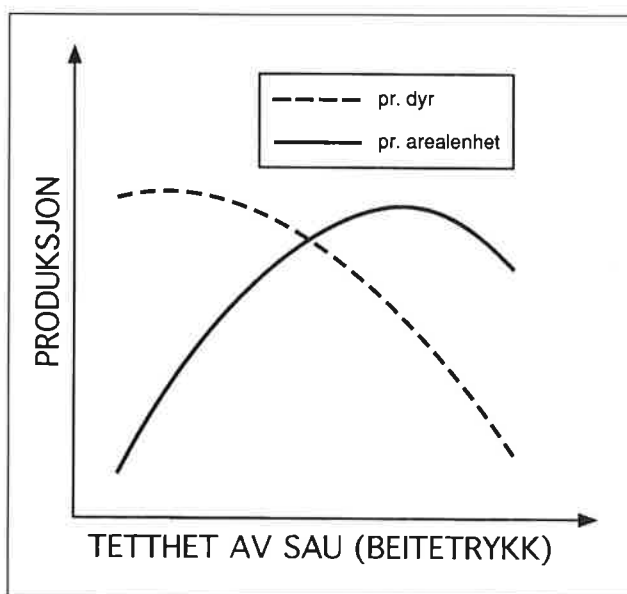


Fig. 23. Prinsippskisse av sammenhengen mellom produksjon per dyr og per arealenhet med økende bestandstetthet/beitetrykk (omarbeidet etter Holand *et al.* 1999). Ved økende bestandstetthet går vektene til individuelle dyr ned, men avdråtten totalt kan fortsatt økes noe siden det økte antallet mer enn kompenserer for nedgangen i vektene.

De naturgitte forholdene som berggrunn og løsmasser er selvfølgelig svært avgjørende for vegetasjonsutviklingen (Time 1995). Gressveksten i Rogaland er lite påvirket av høyde over havet, ihvertfall opp til tregrensen (Time 1995). Det er særlig lengden på beite-sesongen som er avgjørende. I Rogalands lavheier, opp til 600-800 m o.h., regnes det med 90-100 beitedager. Storfe kan bare beite i nærheier, mens beliggenhet for heiene er mindre viktig for drift av sau. God avgrensning øker verdien av et gitt heieareal, siden all gjerding er dyrt (Time 1995). Godt ly («livd») for dyra er også positivt. Verdien blir også redusert hvis det er store tap, enten det er til ulykker eller rovdyr (se kap. 12.3).

Beitekartlegging. Undersøkelser langs takseringslinjer var tidligere en mye brukt måte å kartlegge beite på, men hvordan linjene legges kan gi store utslag på resultatet (Yngve Rekdal, pers. medd.). En registrerer langs linjene med gitte mellomrom vegetasjonstype (eller impediment) (Time 1995). En har ofte gitt en slutt karakter for hele beiteområdet, men dette kan skjule lokale variasjoner som er viktige. Vanligvis bruker man en 10-delt skala (0.1-3.0 mye dårlig beite; 3.1-5.0 mindre godt beite; 5.1-7.0 godt beite; 7.1-9.0 mye godt beite; 9.1-10.0 særs godt beite). Linjetaksering med fly har vært brukt i forbindelse med taksering av lav (Yngve Rekdal, pers. medd.). Beitekartlegging blir i dag i stor grad utført ved Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging (NIJOS). NIJOS benytter en kombinasjon av befarings i felt og tolkning av flybilder (Rekdal 1998). Det er foreløpig uenighet om i hvilken grad fjernanalyse fra satelitt har god nok oppløsning til å være et reelt alternativ til dette (kap. 16.2.1).

«*Bæreevne*». I de fleste tilfeller vil det være behov for å si noe om hvor mange dyr det er plass til innenfor et gitt areal (Rekdal 1998). Dette vil i praksis være forbundet med vanskeligheter, blant annet avhengig av hvilke kriterier som legges til grunn (kap. 15.6). For beitenæringa vil optimal slaktevekt være et viktig mål (kap. 15.6.1). For å kunne si noe om dette kan man gå fram på to måter (Rekdal 1998): (1) *Beregning av førtilgang*. På basis av vegetasjonskart kan man utfra vegetasjonstype-fordeelingen i et område gi indikasjoner på hva en kan forvente av avdrått per dyr. Det forskningsmessige grunnlaget for å sette opp en slik tabell er ikke til stede i dag. Det er også uvisst om dette er veien å gå, i og med at det vil være stor variasjon mellom områder. (2) *Gjennom erfaringer*. En kan enten hente inn

data fra et annet liknende område, eller en kan prøve seg fram i et gitt område. Hvis det er dårlig tilvekst flere år på rad, kan dette indikere for høy bestandstetthet (kap. 9.10.4). Dette vil være en meget aktuell metode for å avgjøre om et sauehold er bærekraftig sett fra næringens side (kap. 15.6.1).

12.1.2 «Norske fjellbeite»

De første omfattende beitegranskningene av heiebeitet i SVR kom som nevnt i perioden 1913-1931 i regi av Norges Vel. En målsetting var å kartlegge eiendomsgrensene for å legge til rette for utskifting og dermed en bedre utnyttelse av heiene, et arbeid som ble presentert i «Norske fjellbeite, bind III, Framlegg til delingsplan for driftebeite i Aust-Agder og Vest-Agder» (Sløgedal 1948). Den andre målsettingen var å vurdere hvor mye sau det var plass til i de ulike områdene. Dette arbeidet forelå samlet først seinere i «Norske fjellbeite, bind VII, Heiebeite i Aust-Agder og Vest-Agder» (Sløgedal 1971). Her finner en data om areal, beitekvalitet og hvor mange dyr en del ulike heiområder har forutsetninger til. Tilsvarende beiteundersøkelser ble også gjennomført i Rogaland og publisert i «Norske fjellbeite, bind VIII, Oversyn over fjellbeite i Rogaland» (Vik 1953). Norges Vel sine beitegranskninger har et høyt vegetasjonsfaglig presisjonsnivå (Yngve Rekdal, pers. medd.).

Disse undersøkelsene dekker ikke alle heier som er i bruk i dag. Det er også flere andre begrensninger med disse undersøkelsene. De gir et veldig grovt bilde av beitesituasjonen (lav romlig oppløsning), og de antar et statisk bilde av beiteressursene over tid. Vi tenker da særlig på eventuelle langsiktige endringer som kan ha skjedd i perioden fra 1931 og fram til i dag (særlig pga. gjengroing, kap. 10.9.5). Det er også verdt å merke seg at beitekartleggingene fant sted før neddemningen av store arealer (kap. 7.3). Det har også blitt anført at det i for liten grad er tatt hensyn til dyrenes beiteatferd (utnyttelsesgrad), og at det normalt ikke er mulig å få en så fullstendig utnyttelse av beite som det er antatt i disse undersøkelsene. Dette betyr at tallene fra «Norske fjellbeite»-undersøkelsene ligger i overkant av det vi kan definere som et bærekraftig sauehold sett fra næringens egne kriterier (kap. 15.6.1).

12.1.3 Andre beiteundersøkelser

Vi har ikke laget en fullstendig oversikt over undersøkelser av bruken av utmark til sauebeite, men i stor grad fulgt Baadshaug (1974) som gir en oversikt over

studier av jordbruksmessig utnyttning av fjelltraktene fram til 1974 og supplert med noen nyere undersøkelser fra SVR. Time (1995) gir en oversikt over en del av det som er gjort av beiteundersøkelser i Rogaland siden den tid.

Baadshaug (1974) har sammenstilt blant annet data på tilvekst hos sau (og kviger) på ulike fjellbeiter (Tabell 19, se også Sandberg 1960). Det er imidlertid gjennomført en rekke undersøkelser etter dette, uten at dette er sammenstilt. Myre (1986) har undersøkt tilvekst gjennom beitesesongen på enkelte heier i SVR (Tabell 20). Baadshaug (1974) angir beiteverdi for ulike plantesamfunn (Tabell 21), avling av forskjellige typer fjellvegetasjon (Tabell 22), og han har også sammenstilt informasjon om hvilke plantearter som er mest utnyttet av husdyr (Tabell 23). Mer informasjon og data om dette finnes også i Baadshaug (1982) og Sævre og Baadshaug (1984). Noen oppdatert oversikt med nyere undersøkelser er ikke gjort.

Skogsbeite. Av undersøkelser over skogsbeite bør nevnes Kielland-Lund (1976), som diskuterer beitets påvirkning på ulike vegetasjonssamfunn i skog. Bjor og Graffer (1963) har gjennomført meget omfattende undersøkelser av fôropptaket av storfe og sau på skogsbeite (kap. 10.8.5). Stokstad (1986) har også sett på barskogsbeiting med sau. Skogsbeite regnes å være av liten betydning for forholdene i Rogaland (Time 1995).

Lyngbeite. Lein (1968) har utført forsøk med lyng som vinterbeite for sau. Dette er en ekstensiv driftsmåte som er lite brukt i dag. I publikasjonen «Vinterfôringsforsøk med sau» var hovedkonklusjonen at det var umulig å si hvor stort areal lynghei sauen hadde behov for ved siden av riktig innefôring (Rogaland landbrukselskap 1924, sitert i Time 1995). I følge Bjor og Graffer (1963) og Lein (1968) tok sau på lyngbeite om vinteren opp 0.14–0.23 f.e. (fôrenheter) per dyr og dag, eller i gjennomsnittlig 3.65 f.e. per dekar. Det anføres at lyngheier kan utnyttes bedre til kulturbeite (dvs. gjødsles) (Time 1995).

12.1.4 Måter å øke beitemengde eller kvalitet

Vi skal i det følgende fokusere på hvordan man kan endre selve beitemengden og/eller kvaliteten på beitet, selv om saueholdet også på andre måter kan bedre lønnsomheten, f.eks. ved gjerding mot skår-feste (Time 1995), eller gjennom ulike forebyggende tiltak mot rovvilt (Mysterud *et al.* 1996). Vi gjør opp-

merksom på at tidligere tiltak som gjødsling av fjellbeite, anlegg av kulturbeite og sannsynligvis også brenning, ikke lenger vil være tillatt i sentrale deler av heiene, hvis Verneplanforslaget av 1995 vedtas (kap. 14.3.1 & 15.6.4). Om tiltakene kan være aktuelle vil derfor avhenge både av økonomiske forhold og andre hensyn.

I tillegg til årlige variasjoner i beitemengde, vil det være langsiktige endringer som kommer som resultat av ulike suksesser i plantedekket. Spesielt fører gjengroing til utskygging av beiteplanter (kap. 10.9.5). Alle tiltak som hindrer gjengroing vil derfor kunne heve bæreevnen, med unntak av i områder med mye dvergbjørk (Rekdal 1998). Gjengroing ble tidligere hindret gjennom vedhogst, slåttevirkosomhet og ikke minst gjennom beiting med geiter, storfe eller sau (Bjor & Graffer 1963). Det er f.eks. lite sannsynlig at tilbud om gratis vedhogst til hytteeiere eller andre interesserte kan endre gjengroing i så stor skala.

Gjødsling av fjellbeite. Gjødsling av større heiarealer er per i dag lite lønnsomt, det kommer heller ikke til å bli tillatt i verneområder (kap. 15.6.4). Det har imidlertid vært gjort flere forsøk med gjødsling, kalking og oppdyrking av spesielle plantearter i Norge (se bl.a. Baadshaug 1974, 1982, NLVF 1977a,b). Siden en lenge hadde konstatert at tilveksten hos sau i Sirdalsheiene var lavere enn produksjonen i andre fjelltrakter, ble det i 1964 tatt initiativ til et prøvegjødslingsprogram i Valevatnområdet i Sirdal (Time 1995). I 1964 ble det forsøksvis gjødslet med urea fra fly, og i 1965 ble gjødslinga gjentatt. I tillegg ble det gjødslet tre nye felt med fosfor og med PK-gjødsel (fosfor og kalium). Noen av feltene ble også gjødslet i 1966. Basert på endringer av vegetasjonen sett i forhold til spredningskostnadene, ble det konkludert med at flygjødsling av fjellbeite til sau ikke var lønnsomt. De mente at dette spørsmålet senere igjen kunne bli aktuelt hvis en kunne finne billigere spredningsmåter for gjødsel, og helst etter at tilveksten på sau i forsøksområdene ble målt (Time 1995). Det har også vært utført forsøk med ensidig nitrogen-gjødsling (N) i Sirdal (Håland & Timenes 1980). Røsslyng gikk sterkt tilbake etter ensidig N-gjødsling, det samme skjedde hvis det ble brukt PK-gjødsel i tillegg. S sammensatt gjødsling fremmet veksten av finnskjegg (kap. 10.2.9). Gjødslingen førte til økt innhold av de næringsementene gjødseltypen inneholdt. PK-gjødsel ga sterk økning i fosfor og kalium i jorda. I dag er prisen på gjødsel i forhold til salgsverdien på kjøtt minsket (Time 1995). Time (1995)

Tabell 19. Undersøkelser av tilvekst hos sau på norske fjellbeiter, data er også angitt for enkelte skogsbeiter. Tabellen er langt fra komplett, men gir en oversikt over tilveksten i SVR sammenliknet med på en del andre fjellbeiter. Legg også merke til at dagens saueraser sannsynligvis vokser raskere (to nederste undersøkelser).

Beiteområde (m o.h.)	Beitetid (dager)	Antall søyer	Antall lam	Tilvekst søyer (g/dag)	Tilvekst lam (g/dag)	Referanser
Mæløy-beitet, Follidal	108	161	173	117	246	Sælland 1917
Fjellbeiter i Hedmark og Oppland	97	1258	2110	112	235	Selsjord 1958
Heiomeråder i Agder-fylkene og Rogaland	92	417	701	62	231	— « —
Nordre Hedmark og Sør-Trøndelag		1181	1952	124	240	Selsjord 1964
Oppland-Buskerud		1288	2153	109	239	— « —
Telemark		422	696	60	183	— « —
Aust-Agder		318	522	63	209	— « —
Vest-Agder og Rogaland		929	1525	49	215	— « —
Hordaland, Sogn og Fjordane		405	691	61	201	— « —
Øvre Valdres-Gausdal vestfjell (700-1300)	118	213	334	83	186	— « —
Ringebu-fjellet (800-1200)	120	336	591	119	250	— « —
Fjelltraktene i Dovre, Lesja og Skjåk (800-1400)	126	55	95	124	226	— « —
Ringsaker-åsen (550-600) 1)	108	43	71	119	234	— « —
Toten, Hadeland og Søndre Land (400-700) 1)	140	168	275	106	177	— « —
Biri, Vardal og Torpa (400-900) 1)	124	167	292	69	219	— « —
Tonsåstraktene Dokka-Bjørgo (500-1000) 1)	125	163	279	122	217	— « —
Lungsdalen, Hol (1100-1500)	70-83		33-56		254-286	Nedkvitne 1980
Øvre Sirdal (660-1000); tetthet 30-35 sau/km ²	107		11-42		243-312	Hamar <i>et al.</i> 1983

1) Skogsbeiter

Tabell 20. En oversikt over tilvekst hos lam på fjellbeite i SVR i 1986 (etter Myre 1986). Tilvekst er angitt i gram pr. dyr og dag.

Heiområde	Heieslipp-medio juli	Medio juli-medio august	Medio august-sanking
Sinnes, Sirdal	333	281	238
Knabenes, Fjotland	221	209	135
Hekkfjellvidda	292	204	
Ytre Åseral Vesthei	299	239	142
Skrivarknuten, Åseral	271	164	215

Tabell 21. Beiteverdien av forskjellige plantesamfunn for ulike beiteområder i fjelltrakter. Avbeitingen er bedømt etter en skala fra 0 (ingen beiting) til 4 (snaubeiting) (etter Selsjord 1960, 1966b, angitt i Baadshaug 1974).

Vegetasjonstype	Austfjellet, Tolga	Leirungs- dalen, Vågå	Iungsdalen, Hol	Sørheier, Agder	Nordheier, Agder
Greplynghei				0.4	
Krekling-rypebærhei				0	
Krekling-blokkebærhei				0.5	
Dvergbjørk-kreklinghei	+	1-			
Blåbær-bjørkeskog	2	2+		1.7	2.0
Einer-dvergbjørkkratt av blåbærtypen	1+	1+	1		
Blåtopp-blåbærbyrkeskog				2.0	
Blåbærrisheier	2	2	1+	1.7	1.7
Røsslyngheier				0	
Røsslyng-blåtoppheier				1.0	
Blåtopp-eng				2.1	
Blåtopp-finnskjegghei				2.3	
Finnskjegghei	1+		1	0.8	1.0
Finnskjegg-gulakshei				2.7	
Smyle-gulakshei	3		3	3.2	3.8
Fjellmarikåpe-smylehei	3-	3			1.5
Stivstarrhei			3-	2.6	2.1
Musøre-snøleie	1+		2	1.0	1.0
Dverggråurt-snøleie					1.3
Fjellburkne-snøleie			2	0.8	0.9
Bjønnskamsnøleie				0.8	
Vierkratt av sølvbunketypen	4	4	3	3.4	
Gressrikt vierkratt				2.3	2.9
Finnskjegg-sølvbunke- vierkratt				3.0	
Vierkratt av storkenebbtypen			2+		
Bjørkeskog av storkenebbtypen	3				

Tabell 22. Avling av forskjellige typer fjellvegetasjon målt i forsøksruter (etter Selsjord 1966b).

Vegetasjonstype	Antall ruter	Avling (f.e./dekar)
Blåbær-bjørkeskog	11	8
Einerkratt av blåbær-typen	2	10
Urterik bjørkeskog	2	43
Smyle-bjørkeskog	2	23
Sølvbunke-vierkratt	6	41
Sauesvingelhei	3	11
Engkveinhei	6	84

framhever også at pga. det sure grunnfjellet, bør isåfall gjødsling kombineres med kalking.

Kulturbeite. Kulturbeite defineres ofte som beite som er jevnlig gjødslet (Time 1995). En kan velge å anlegge kulturbeite på de beste lokalitetene, og Time (1995) gir en mer utførlig oversikt over dette tiltaket.

Brenning. Hvis man gjennom brenning fjerner planter som forsvarer seg kjemisk, vil raskt-voksende og foretrukne beiteplanter kunne øke sin dekningsgrad (kap. 10.2). Brenning kan også hindre jengroing med skog. Dette kan f.eks. være et tiltak for å fjerne overtakelse av finnskjøgg. Det er imidlertid en stor fare for at den organiske delen av selve jordmonnet (humus-delen) ved høy brann-intensitet vil bli redusert eller forsvinne, og dermed forringe beitet (Bleken *et al.* 1997). Dette er en særlig fare der den organiske delen av jordsmonnet er så tynt som i SVR. Tidligere svei en ofte av utmarksvegetasjonen på frossen mark om vinteren, og sådde frø fra viktige beiteplanter i asken tidlig på våren.

Sambeiting og vekselbruk. Sambeiting av flere husdyrarter kan, hvis tetthetene ikke er for høye, gi økt avkastning av begge arter (kap. 9.11.4). Det er for tiden planer om å starte et prosjekt for å undersøke om sambeiting med geit og/eller hest kan brukes til å hindre jengroing (Leif Jarle Asheim, pers. medd.). Med *sambeiting* menes i første rekke at to eller flere dyreslag beiter på samme tid i samme område (Nedkvitne *et al.* 1995). Det kan også brukes hvis ulike dyreslag bruker området etter hverandre enten til ulike tider i beitesesongen eller ulike år, men kalles da gjerne *vekselbruk*. Formålet med sambeiting er først og fremst mer effektiv utnytting av beitet, men hensynet til plantedekket kan også spille inn (Nedkvitne *et al.* 1995).

12.2 Verdien av utmarksbeite

Det er få undersøkelser som har tallfestet hvor mye utmarksbeitet betyr i den lokale kommune-økonomien i SVR. Totalt regnet en med at sauebeitet i SVR i 1993 tilsvarte en verdi på 36 mill. kroner (Mauland 1993). Time (1995) har vist en del prinsipielle framgangsmåter for verdisetting av utmarksbeite i lav-, mellom- og høyheier i Rogaland, men har ikke tallfestet dette. Lilleslett (1995) har imidlertid beregnet verdien av utmarksbeite og utmarksbasert husdyrhold for Hægebostad kommune, dette vil derfor være et eksempel.

I Hægebostad kommune beiter det 10000 sau og 380 storfe i utmark organisert i 7 beitelag (Lilleslett 1995). Det ble regnet ut at utmarksbeite utgjorde en verdi på 2.6 millioner kroner i 1995 (Tabell 24). Utmarksbeiting tilsvarte 37% av de førehetene som ble produsert på kommunens 10450 dekar store innmark. Det ville kreve en økning på 3843 dekar innmark for å produsere den samme førmengden. Sauens beiting i utmark i Hægebostad ga grunnlag for 42 årsverk. Summen av verdien av produkter og produksjonstillegg i saueholdet utgjorde omtrent 8 millioner kroner i 1995. I tillegg var utmarksbeitet viktig for storfeholdet. For husdyrholdet i Hægebostad under ett var summen av produkter og produksjonstillegg kr. 27.2 millioner.

Det er relativt store tap i Hægebostad (kap. 12.3.2). Det ble beregnet at tap utover normaltapp har kostet saueeierne i kommunen 4.25 millioner kroner (søyer: 637*1680; lam: 3228*985) de siste 15 årene, dvs. kr. 283300,- per år. Lilleslett (1995) mener at tapsøkningen sannsynligvis skyldes fredede rovdyr, men svært få skader er dokumentert.

Hægebostad kommune har et areal på 461 km² (Lilleslett 1995). Av dette er 36 km² vann, 160 km² produktivt skogareal og 13.4 km² jordbruksareal i drift. En vet ikke hvor mye utmark som benyttes til sauebeite i kommunen, men det oppgis 350 km² som et sannsynlig areal. Hvis en regner 30 da per sau, vil dette si arealer til ca. 12000 sau. Med et sauetall på 10000 i dag, betyr det at mesteparten av beiteressursene i kommunen er utnyttet.

12.3 Tapsforhold i sauenæringen

Tapstallene på utmarksbeite har vært og er helt avgjørende for lønnsomheten i saueholdet. Tapstall har også interesse for det som er diskutert om indirekte interaksjoner mellom beitedyr (kap. 9.12 & 11.1.2). Vi gir først en kort oversikt over variasjoner i tap i historisk tid, sammenstilt fra historiske kilder

Tabell 23. Avbeittingsgraden (Bgr) for en del vanlige plantearter i fjellbeiter. Resultater fra undersøkelser av hestebeiter i Sikilsdalen er angitt på en skala fra 0 (ikke beitet) til 3 (snaubeitet) (Vigerust 1949) og sauebeiter i forskjellige områder er angitt på en skala fra 0 (ikke beitet) til 4 (snaubeitet) (Selsjord 1960, 1966b).

Plantart	Sikilsdalen	Austfjellet, Tolga		Leirungsdalen, Iungsdalen, Vågå		Hol		Sørheier, Vest-Agder		Nordheier, Vest-Agder	
	Bgr	Bgr	Ant. ruter	Bgr	Ant. ruter	Bgr	Ant. ruter	Bgr	Ant. ruter	Bgr	Ant. ruter
<i>Gressarter</i>											
Blåtopp	2.0							0.9	136		
Engkvein	2.0	3	24	2	10	2+	3	1.3	38	2.5	11
Finnskjegg	0.9	(+)	24	0	4	0	6	0.1	199	0	16
Gulaks	1.4	2	50	1	56	1+	54	1.1	115	2.1	59
Sauesvingel	2.1	1	36								
Smyle	2.0	2-	110	1+	69	1	42	1.1	272	2.1	91
Sølvbunke	2.8	3-	30	3	6	1+	13	2.3	30		
<i>Halvgress</i>											
Bjønnskjegg	1.7							0.5	124		
Stivstarr	2.1	1	56	1-	52	1-	36	0.4	161	1.0	61
Seterstarr		(+)	8			+	7	0.2	41	0.4	30
<i>Urter</i>											
Engsoleie	0	1	26	1-	3	+	18				
Gullris	1.2	1-	82	+	56	+	22	0.4	47	0.3	22
Harerug	0.9	(+)	11	+	17	(+)	28				
Matsyre	1.3	+	47	+	28	+	54	0.6	21	0.5	47
Skogstjerne	0.4	0	74	0	50	0	14	0	206	0	40
<i>Lyng og busker</i>											
Blåbær	0.3	(+)	81	(+)	58	(+)	22	0.1	232	0.2	36
Fjellkrekling	0	0	74	0	51	0	9	0	185	0	21
Røsslyng								0	93		
Tyttebær	+	0	73	0	45	0	5	0	105		
Dvergbjørk	+	0	31	0	22						
Einer	0	0	59	0	35						
Musøre	+	+	23	(+)	18	+	24	0	78	0.3	63
Vier	0.2	0	17	0	24	0	5	0.3	34	0.4	8

(kap. 12.3.1), og deretter en kort oversikt over dagens situasjon (kap. 12.3.2), der vi også går inn på de vitenskapelige undersøkelsene som er gjort av lammetap i SVR, i Hornnes og Åseral (kap. 12.3.3) og i Suldal (kap. 12.3.4).

12.3.1 Tap i historisk tid

I historiske kilder er det først og fremst tap til rovvilt som blir omtalt. Dette sannsynligvis fordi en alltid må regne med et visst tap til sykdom og ulykker, mens rovdyr-tapene vil variere mer over tid og fra et område til et annet. Et unntak er beskrivelsene av

vass-syke på uteganger-sau på 1800-tallet (kap. 4.3.2). Fra gammelt av ble det hevdet at rødvrev og gaupe var en «trussel i utmarka heime», men at bjørn og jerv kunne slå til i høyheia (Brandal & Tjeltveit 1996). I SVR har det fra gammelt vært tap av sau til både rødvrev og kongeørn (Brandal & Tjeltveit 1996). Geitene var normalt mindre utsatt for rovdyrtapå enn sau. Rundt århundreskiftet ble enkelte heier stående ubenyttet pga. «rovdyrplage». I samme periode ble det hevdet at reinsdyra førte med seg jerv og gaupe, og at dette førte til økte tap av sau (Brandal & Tjeltveit 1996). Det er i historiske kilder også nevnt at jerv-

Tabell 24 .Verdien av utmarksbeite i Hægebostad kommune i 1995 (etter Lilleslett 1995). Det er beregnet et fôropptak pr. dag på 1.2 fôrenheter for sau/lam, 6 for hest og kyr og 2.6 for ungdyr. Prisen på fôrenheter er satt til 2 kroner.

Dyreslag	Antall på utmarksbeite	Beitedager	Opptak
Sau/lam	10000	100	1200000
Geiter	8	90	864
Kyr	72	60	25920
Ungdyr (kviger)	306	80	88128
Hest	9	80	4320
Totalt			1319232
Totalverdi (kr.)			2638000

ven tar langt mer sau enn den kan fortære (Eikeland 1966, Brandal & Tjeltveit 1996). «Jerveplagen» ble nevnt som spesielt stor i 1880-årene og særlig i Austheiene (Brandal & Tjeltveit 1996). I 1960-åra ble jerven påstått å være «nærgående» i Sirdalsheiene og Ryfylkeheiene, og da også i lavheiene (Brandal & Tjeltveit 1996). Det ble antatt at en jerv drepte ca. 240 sau og lam da den opptrådte i SVR i 1966 (NOU 1974). Denne jerven ble felt den 1. april 1967 ved Ørekvam i Suldal (Brandal & Tjeltveit 1996). Et annet individ ble avlivet i 1970 (NOU 1974). Jerven ble fredet 11. mai 1973. «Ulveplagen» i SVR varte fram til omtrent 1860, da statistikken viser at det ble skutt langt færre ulv enn før (Hertel-Aas 1998). Et unntak var en ulv som gjorde svært store innhogg i tamrein-flokkene på 1890-tallet (kap. 4.4).

Tall fra 1970 og utover for Jæren smalelags heier viser svært lave tapstall i forhold til både landsgjennomsnittet og tallene for Rogaland, ofte bare 1.5-2.0% (Hertel-Aas 1998). I de mer sydlige heiene som f.eks. i Bjerkreim har tapene tradisjonelt vært høyere. Hertel-Aas (1998) angir kilder som sier at tapene i Sirdals- og Setesdalsheiene for driftesau lå på mellom 1-2% fra slutten av 1930-årene og framover, men sier samtidig at tellingene er usikre.

12.3.2 Tapsomfanget i dag

Tapene av sau og lam i utmark kan deles i sykdom og parasitter, ulykker og tap til rovvilt. Vi har ikke gjennomgått tallene for de ulike faktorene, men vil bare kort påpeke noen ulike faktorer. Mest fokus er det ofte på tap til rovvilt, siden dette varierer tildels kraftig regionalt og over tid avhengig av bl.a. bestandene av rovvilt. Tapsomfanget i SVR i 1997 var i gjennomsnitt 3.58% for søyer og 7.27% for lam. Søye- og lammetapene varierte mellom hhv. 2.4% og 4.8% i Bykle til de høye tapene på 4.5% og 10.7% i Kvi-

nesdal og 4.7% og 12.8% i Hægebostad (Tabell 5, kap. 4.3.2). Hva som forårsaker tapene er for en stor grad ukjent, men det har vært gjennomført to detaljerte undersøkelser av dødelighet, en i Hornnes Vesthei og Åseral (kap. 12.3.3) og en i Suldal (kap. 12.3.4). Disse undersøkelsene dekker bare et år i hvert av områdene, og vil derfor ikke fange opp hele den regionale eller årlige variasjonen i tapsårsaker.

Ulykker. Ulykker på utmarksbeite i SVR er for en stor del skårfester, og mange heiområder har betydelige mengder gjerder for å hindre sauene i å komme ut i ulendt terreng. Ryggvelt og drukning er også relativt vanlige ulykker. I selve heiområdene er det selvsagt liten fare for påkjørsler og ingen fare for å bli påkjørt av tog, noe som kan være vanlige ulykkesfaktorer i andre områder.

Sykdommer og parasitter. Sauen kan ha en lang rekke ulike sykdommer og parasitter (se oversikt i Maurtvedt 1989). Skrapesyke har vært det største problemet de siste årene, med mange utbrudd i Rogaland (kap. 9.13.4). En del av sykdommene er knyttet til perioden på utmarksbeite, som f.eks. *alveld*, en sykdomstilstand som antas å være en følge av beiting av giftplanten rome i 1-2 uker. Dette er en planteart som er vanlig på mange av de fattige heiebeitene i SVR (kap. 2.4).

Predatorer. Tap til rovvilt innbefatter en rekke ulike rovdyr og kongeørn. Vi gir her en kort oversikt over bestandsstatus til de rovdyr som kan ha betydning for tap av sauelam (eller reinskallver). Det er også klart at hund tar sau i SVR (kap. 12.3.3 & 12.3.4), uten at dette vil bli kommentert i detalj her. Siden bestandene av de store rovdyrene generelt har økt de siste 10 årene, er det lite som tyder på at tapene til rovdyr vil bli mindre. SVR er imidlertid ikke definert som kjerneområde for noen av de store rovdyrene, og det er derfor sannsynlig at fellingstilltelse på skadeindivider vil bli gitt.

Kongeørn. Det er både kongeørn og havørn i området (NOU 1974). Havørnen tar imidlertid sjelden sauelam. Etter fredningen av ørn 6. september 1968, har bestanden sannsynligvis økt i årene etterpå (NOU 1974). Kongeørn-bestanden i SVR regnes i dag som stor (Pfaff & Bengtson 1995). Kongeørn kan beskatte lam på fjellbeite langt utover i beitesesongen, selv om tap til kongeørn oftest synes å være størst i første del av sesongen, mens lammene er små (Warren *et al.* 1998).

Rødrev. Reven har til alle tider vært en viktig tapsfaktor lokalt i SVR, med unntak av perioden hvor bestanden gikk kraftig ned pga. skabb. Reven tar normalt lam opptil 8 kg, men det er påvist at de i enkelte tilfeller kan ta lam helt opp mot 20 kg (Malmberg 1994). Tapene til rev vil derfor sannsynligvis være størst i første del av sesongen. Siden revebestanden i mange områder er tilbake, eller på vei tilbake, er det sannsynlig at tap til rev kan øke framover.

Gaupe. Det er en relativt god bestand av gaupe i SVR. Gaupe kan sannsynligvis lokalt være en viktig tapsfaktor på lam, men holder seg vesentlig i skogstereng. Gaupa kan ta lam hele beitesesongen. Det skytes årlig noen gaupe i SVR (Arne Rian, pers. medd.).

Bjørn. Selv om bjørnen er alteter, er sauen det viktigste byttedyret for bjørnen hvis det er tilgang på sau på utmarksbeite (Dahle *et al.* 1998). Dahle *et al.* (1998) påviste at 65-87% av energiinntaket kom fra klauvdyr, og da hovedsakelig sau, 6-17% av energien kom fra bær, 5-13% fra insekter og 2-6% fra urter og gress. Bjørnen er da også kjent for å gi store tapstall i enkelte områder av landet, og den foretrekker å ta søyer (Warren & Mysterud 1995b). Det er derfor en sammenheng mellom antall bjørn i et område og tapet av søyer (Sagør *et al.* 1997). De seneste årene er den svenske bestanden anslått til 650-700 dyr (Swenson *et al.* 1995). Antallet bjørn i Norge er omdiskutert. Norge er foreløpig klassifisert som et periferi-område for bjørne-bestanden i Skandinavia, men bestanden er i vekst (Swenson *et al.* 1998). Det er hovedsakelig unge hannbjørner som har de lengste sprednings-distansene, og den radiomerkede unge hannbjørnen «Läftos» vandrer i Agder er velkjent for de fleste. Per i dag vil streifbjørner generelt ikke utgjøre noen stor trussel for saueholdet i SVR, men det kan oppstå uforutsigbare og tildels høye lokale tap hvis unge vandrende hannbjørner etablerer seg i beiteområdene i kortere eller lengre perioder.

Jerv. Jerven er en predator på både sau og rein, særlig lam og kalver. I enkelte tilfeller kan jerven

drepe flere sau enn den utnytter (Landa *et al.* 1998), såkalt overskuddsdreping (Mysterud 1980). Jervestammen er i klar vekst. I Pfaff og Bengtson (1995) angis det at spor etter en jerv blir sett nesten hvert år i Valle og Bykle, og at det i en periode på midten av 1980-tallet var spor etter 2 dyr. Det blir årlig rapportert om jerv også i Sirdal (Tor Punsvik, pers. medd.).

Ulv. Ulven kan beskatte alle de store beitedyrene, og er kjent for å kunne gjøre store innhogg i sauebesetninger (Mech 1970). Nå øker ulvestammen igjen i Norge. Aftenposten melder at sporinger på snø 9-10. januar 1999 avdekket at det nå er minst 23 ulver på Østlandet (Kaarbø 1999). Ulven kan få store kull, og det har vært en vekst på ca. 30% årlig i ulvestammen i Norge de siste årene. Videre vekst vil sannsynligvis føre til streifindivider også i SVR. Det er nylig gjort sikre observasjoner av ulv flere steder i Aust- og Vest-Agder (Anonym 1999).

12.3.3 Tapsundersøkelse i Hornnes Vesthei og Åseral
I 1996 ble 268 lam i 6 sauebesetninger med tilsammen 750 dyr i Hornnes Vesthei og Åseral i Aust- og Vest-Agder merket med radiohalsbånd av typen dødsvarsler (Warren *et al.* 1997). Av de 32 radiolam som ble funnet i utmark, døde 28.1 % (9) av sykdom, 21.9% (7) i ulykker og 40.6% (13) som følge av rovvilt. Av de rovvilt-drepte ble 6 tatt av gaupe, 5 av kongeørn, 1 av hund og 1 av ukjent rovvilt. I 3 tilfeller kunne ikke dødsårsak fastslås pga. framskredet kadaverose. Flere vanlige lammesykdommer ble påvist, bl.a. lungebetennelse og diaré, og ulykkene omfattet bl.a. drukninger og fall i hull. Kadavre ble gjenfunnet gjennom hele beitesesongen fra slutten av mai til tidlig oktober, men flest ble funnet i den første halvdel av sommeren. Kadavre ble gjenfunnet i flere deler av beiteområdet, i et mønster som i stor grad gjenspeilet forsøksbesetningens bruksområder. Total lammedødelighet i de 6 forsøksbesetningene var på 14.8% (64), noe høyere enn gjennomsnittstapet i de to fylkene (kap. 12.2.2). Lammedødeligheten var høyere for lam med lav vårvekt (dvs. vekt før heisending) og med lavere tilvekst (vekstrate mellom fødsel og heisending). Det ble ikke påvist noen sammenheng mellom lammedødelighet og fødselsvekt, kjønn, alder på søye eller kullstørrelse (Warren *et al.* 1997).

12.3.4 Tapsundersøkelse i Suldal

I 1998 i Suldal kommune ble 271 lam i 5 sauebesetninger med tilsammen 330 dyr i Veka/Valskår sanke-

lag (totalt i sankelaget var det 7 besetninger med 367 lam og 292 søyer) merket med radiohalsbånd, såkalte dødsvarslere (Warren *et al.* 1999). Enkelte av forsøksbesetningene var fortsatt under oppbygging etter å ha vært i kontakt med skrapesyke dyr midt på 1990-tallet. Tilsammen ble det gjenfunnet kadavre eller rester etter 19 dyr, 16 radioinstrumenterte lam og 3 søyer. Seks radiolam ble ikke gjenfunnet, muligens p.g.a. utstyrsvikt. Av de gjenfundne radiolammene døde 4 av sykdom (25.0%), 4 i ulykker (25.0%) og 7 (43.8%) som følge av rovvilt (2 tatt av kongeørn, 1 tatt av rødrev og 4 tatt av hund). I ett tilfelle (6.3%) kunne ikke dødsårsak fastslås p.g.a. framskredet kadaverose. I slutten av sesongen ble et lam med typiske skader etter angrep av kongeørn tatt hjem, men det overlevde etter medisinerings og behandling. Blant de 3 søyene ble det påvist både sykdom og ulykker, men for én søye var det p.g.a.

kadaverose ikke mulig å fastslå dødsårsak. Den vanligste lammesykdommen som ble påvist var lunge- og brysthinnebetennelse forårsaket av *Pasteurella hemolytica*, mens ulykkene omfattet bl.a. fall fra fjellvegg og i bergsprekk.

Kadavre ble gjenfunnet gjennom hele beitesesongen fra slutten av mai til slutten av september, men de fleste ble funnet i den siste halvdel av sommeren. Kadavre ble gjenfunnet i flere deler av beiteområdet, i et mønster som i stor grad gjenspeilet forsøksbesetningenes beiteområder. Det ble ikke påvist noen signifikant statistisk sammenheng mellom lammedødelighet og fødselsvekt, alder på søye, tilvekst eller kullstørrelse. Høyere lammedødelighet var imidlertid forbundet med lavere vårvekt (dvs. vekt ved heising). Total lammedødelighet i de 7 besetningene i sankelaget var på 26 dyr eller 9.7%, noe høyere enn gjennomsnittstapet i Rogaland fylke.

13 Dagens forvaltningsordning for store beitedyr

Dagens forvaltningsordning for store beitedyr i utmark i SVR kan deles i hjorteviltforvaltning (kap. 13.1) og forvaltning av husdyr på utmarksbeite (kap. 13.2). Vi understreker at forvaltningen av hjortevilt og forvaltningen av husdyr på utmarksbeite *ikke kan ses på som isolerte felter*. Det er viktig med et helhetlig perspektiv på utmarksforvaltningen i SVR. Dette prinsippet er vektlagt i de nye verneplanforslagene for SVR, der hensynet til villreinen er tillagt særlig vekt (kap. 14).

13.1 Hjorteviltforvaltningen

Vi gir først en kort oversikt over lovverk og forskrifter som regulerer hjorteviltforvaltningen på ulike nivåer (kap. 13.1.1). Forvaltningsapparatets oppbygging og funksjonsområder er delvis lovbestemt og delvis basert på erfaring og valgt strategi. Vi gir deretter en kort oversikt med fokus på forvaltningsapparatet for villrein (kap. 13.1.2), og noen viktige prinsipper for hjorteviltforvaltningen, der minsteareal, vald, tellende terreng, rettet avskyting, avskytingsavtale og flerårig driftsplan er sentrale begreper (kap. 13.1.3). Til sist tar vi for oss målsettingen med villreinforvaltningen i SVR, siden dette er avgjørende informasjon for forståelsen av konfliktene mellom sau og villrein (kap. 13.1.4).

13.1.1 Lovverk og forskrifter

Lovverk og forskrifter regulerer hjorteviltforvaltningen på alle nivåer. De setter grenser, men er først og fremst redskaper som peker på muligheter og plikter for forvaltningen (Skåtan 1993a). Vi oppsummerer derfor de viktigste lover og forskrifter som er av betydning for forvaltningen av hjorteviltet, særlig reinsdyr (etter Skåtan 1993a).

Lov om viltet. Viltloven med forskrifter er først og fremst et virkemiddel når det gjelder *bestandsforvaltningen*, men den åpner også for vern av viktige *leveområder* for viltet (Skåtan 1993a). Lovens formål er: «Viltet og viltets leveområder skal forvaltes slik at naturens produktivitet og artsrikdom bevares. Innenfor denne rammen kan viltproduksjon høstes til gode for landbruksnæring og friluftsliv». Elementer og

tema i loven som er viktige for villreinforvaltningen er: Viltorganene (omhandler organisering og plikter), vern av viltets leveområder (omhandler muligheten til å verne viktige viltbiotoper mot utbygging og annen virksomhet, herunder også ferdse), retten til jakt, jakttider og utøvelsen av jakt, arealvilkår og rettet avskyting, sammenslåing av eiendommer til felles viltområde, jegeravgift, fellingsavgift og viltfond, hunder (om båndtvang og løshunder) og straffereaksjoner ved brudd på loven.

Plan- og bygningsloven. Plan- og bygningsloven er et viktig virkemiddel i forvaltningen av villreins leveområder. Den pålegger kommunene arealplanlegging. Villreininteressene kan ivaretas lokalt ved mulighet for påvirkning i planleggingsfasen ved utarbeiding av fylkesplan, kommuneplan og reguleringsplan. Utbygginger over en viss størrelse er pålagt konsekvensutredninger (Skåtan 1993a).

Lov om naturvern. Bevaring av viktige villreinområder vil kunne inngå som en del av verneformålene ved bruk av naturvernlovens vernebestemmelser. Områdene kan da sikres ved å benytte en av lovens tre verneformer: naturreservat, nasjonalpark eller landskapsvernområde. Verneformålene ivaretas ved å utarbeide verneregler for det enkelte område (Skåtan 1993a).

Lov om motorferdsel i utmark. Lov om motorisert ferdse i utmark og vassdrag kom i 1977 (Storaas & Punsvik 1996). Lovens formål er «ut fra et samfunnsmessig helhetssyn å regulere motorferdselen i utmark og vassdrag med sikte på å verne om naturmiljøet og fremme trivselen». Utgangspunktet for loven er at motorisert ferdse i utmark og vassdrag skal være forbudt. Til vanns er motor tillatt på sjøer med et areal over 2 km² (Skåtan 1993a). Ut over dette kan kommunene gi dispensasjon til motorisert ferdse ut fra regelfestede kriterier og på bestemte vilkår. Søkeren må påvise et særlig behov, og behovet må ikke knytte seg til turkjøring. Behovet må ikke kunne dekkes på annen måte. Behovet må også vurderes mot mulige skader og ulemper, ut fra målet om å redusere motorferdselen til et minimum (Storaas & Punsvik 1996).

Lov om friluftslivet. Lov om friluftslivet omtaler og regulerer friluftslivet. Som et hovedprinsipp fastslår den fri ferdsel i utmark, den såkalte «allemannsretten».

13.1.2 Forvaltningsapparatet i viltforvaltningen

Forvaltningsapparatets oppbygning og funksjonsområder er delvis lovbestemt og delvis basert på erfaring og valgt strategi. Vår oppsummering bygger på Jaren (1990) og Skåtan (1993a).

Miljøverndepartementet. Miljøverndepartementet (MD) utarbeider forslag til det lovverket som den politiske ledelsen vedtar, og trekker opp retningsgivende linjer for de underordnede forvaltningsorganene. MD er videre øverste planmyndighet, og er derfor siste klageinstans. I store og viktige inngrepsaker vil derfor ofte det siste ordet ligge i MD. Den politiske ledelsen vil også legge de økonomiske rammene ved budsjettbehandlingen hvert år, og retningslinjer for hvordan de bevilgede beløp skal benyttes.

Direktoratet for naturforvaltning. Direktoratet for naturforvaltning (DN) er et overordnet rådgivende fagorgan. Hovedoppgaven er å utarbeide strategier for hvordan de utøvende organer skal arbeide med de ulike sakene. DN har også viktige oppgaver i å definere forsknings- og utredningsbehov, samarbeide med forskningsinstitusjoner, og som kunnskapsformidler. DN legger viktige premisser ved utarbeiding og vedtak av forskrifter og ved den årlige fordelingen av økonomiske ressurser til villreinforvaltningen. DN er også klageinstans for vedtak fattet på lavere nivå.

Fylkesmannens miljøvernavdeling. Fylkesmannens miljøvernavdeling (FMM) har som oppgave å gi informasjon og veiledning, og yte faglig bistand. FMM foretar faglige vurderinger og fordeler økonomiske ressurser. FMM har en viktig rolle i å avgis uttalelser eller fremme innsigelser i arealsaker der naturressurser er viktige.

Villreinnemnda. Villreinnemnda er statlig og består av en representant for hver av de kommunene vedkommende villreinområde omfatter. Villreinnemnda har myndighet for hele villreinområdet og er det utøvende forvaltningsorgan som i de fleste sakene fatter vedtak. Villreinnemndas oppgaver er fastlagt i forskrift for forvaltningen av hjortevilt. Forskriftene kan kort oppsummeres slik: Innhente forslag og fatte vedtak om årlig fellingskvote og rettet avskyting; fatte vedtak om godkjenning av driftsplaner, avskytingsavtaler og fellesjaktavtaler; administrere kontroll-

kort-ordningen; føre tilsyn med at det blir utarbeidet driftsplaner, at oppsynet fungerer og at jakta blir drevet på en forsvarlig måte; og fungere som høringsinstans i areal- og inngrepsaker og avgis uttalelser om forhold som berører villreinområdet.

Viltmyndighetene i kommunen. Viltmyndighetene i kommunen godkjenner vald, og tildeler valdene fellingsstillatelser i samsvar med villreinnemndas kvotevedtak, og distribuerer kontrollkort. Videre sammenstiller de og rapporterer fellingsresultatene, og har ansvaret for ettersøk og ivaretagelse av skadet vilt.

Jaktrettshaverne. Jaktrettshaverne i et villreinområde har ansvar for organisering og tilrettelegging av den løpende driften av området. Dette omfatter bl.a. utarbeiding av driftsplan og gjennomføring av de tiltak i området som driftsplanen foreslår; forestå registreringer; årlige kvoteforslag til villreinnemnda og vedtak om vektbasert avskyting; organisering og gjennomføring av oppsyn som skal sikre at jaktutførelsen er i tråd med avskytningsplanene og følge med og rapportere forstyrrelser og arealkonflikter; forhold vedrørende selve jaktutøvelsen, som organisering av vald, oppretting av fellesjaktavtaler, og omsetting av jakt; drive informasjonsvirksomhet mot jegerne og andre brukere av heia.

Villreinnrådet. Villreinnrådet er en frivillig sammenslutning av rettighetshavere og kommunale viltorganer. Alle villreinområder har anledning til å være med. DN er fast representert i styret, men har ikke stemmerett. Rådet har som formål å virke som bindeledd mellom de enkelte villreinområder. Rådet tar opp til behandling og søker å komme med forslag til løsning i saker som har felles interesse for villreinområdene. Rådet samarbeider med og avgis uttalelser ovenfor offentlige myndigheter, private organisasjoner og andre. I praksis vil det være rådets føringer som legges til grunn når ressursbruk og overordnede strategier legges for det enkelte villreinområdet.

Oppsynet. Oppsynet organiseres fra Villreinnemnda. I 1996 var det 14 lokaloppsyn i virksomhet og i tillegg har lensmannskontorene i Valle og Sirdal deltatt. Oppsynsordningene er for tiden under endring. Statens naturoppsyn er en ny enhet innenfor miljøvernforvaltningen (<http://www.naturforvaltning.no>). Den sentrale ledelsen av SNO er etablert som en ny avdeling innenfor Direktoratet for naturforvaltning. SNOs formål er å ivareta et samlet og helhetlig oppsyn av nasjonale miljøvernoppgaver og å forebygge miljøkriminalitet.

Jegerne. Jegerne er avgjørende for om de mål som

forvaltningen forøvrig har satt seg, virkelig blir nådd. Det er derfor viktig at jegerne er godt informert om forvaltningsmålene og motivert til å følge dem opp.

13.1.3 Viktige prinsipper i hjortevilt-forvaltningen

For hjortevilt er det som hovedregel fastsatt *minsteareal* for tildeling av fellingskvoter, og med unntak av villrein er minstearealene vanligvis kommunevise (Storaas & Punsvik 1996). I en del tilfeller er det fastsatt ulike minstearealer for forskjellige deler av kommunen. Det geografiske området som er godkjent for jakt etter en eller flere hjorteviltarter, og som får tildelt fellingsstillatelser fra kommunen, kalles *vald*. Valdets skal være et sammenhengende areal som tilfredsstillende reglene for egnet utforming og terrengtype. Valdets *tellende terreng* er utgangspunkt for kvotetildelingen, men det arealet som kan jaktes på kan ofte være større. Tellende areal for reinsdyrjakt ligger vanligvis over skoggrensa, mens skogarealer og myr normalt inngår i tellende arealer for de øvrige hjorteviltartene. Kommunen har anledning til å justere sitt minsteareal opp eller ned med 50% dersom særlige hensyn tilsier det (beiteskader, påkjørselsfare, dyretetthet o.l.) (Storaas & Punsvik 1996). En oversikt over de fleste vald innenfor Setesdal-Ryfylke villreinområde er gitt i Figur 24. Forvaltningen av rein i Setesdal-Ryfylke villreinområde er videre inndelt i 7 ulike soner (Fig. 25, Jerstad 1999).

Godkjente vald skal automatisk få tildelt en årlig kvote i tråd med følgende tildelingskategorier (kalv kan felles på alle typer fellingsstillatelser) (Storaas & Punsvik 1996):

For elg:

- a) kalv (1/2 år), voksent hanndyr, voksent hunndyr
- b) kalv, voksne hanndyr, valgfrie dyr

For hjort:

- a) kalv (1/2 år), voksent hunndyr, voksne hanndyr, «spissbuk»
- b) kalv, voksne hanndyr, valgfrie dyr

For villrein:

- kalv (1/2 år), simle og/eller simle/ungdyr (1 1/2 år), valgfrie dyr

Også for rådyr danner minstearealet grunnlaget for tildeling av kvoter, men kvotene er ikke rettet mot bestemte kjønnsgrupper eller aldersklasser. Et unntak fra den vanlige forvaltningsordningen for rådyr, er den forsøksvise ordningen med fri avskyting eller

egen avskytningsplan for jaktterreng over 5 km² (5000 daa) i Vest-Agder, Akershus (1994-98) og Nord-Trøndelag (DN 1995). I Vest-Agder har de innført fri avskyting på slike terreng, mens de i Nord-Trøndelag krever en avskytningsplan med minst 50% kalv i uttaket (Vidar Holthe, pers. medd.).

Som et alternativ til pålagt rettet avskyting, kan det for større vald inngås en bindende skriftlig *avskytningsavtale* (Storaas & Punsvik 1996). Avskytningsavtalen skal være knyttet til en *flerårig driftsplan* for arten i et større område, og kommunen godkjenner avtalen etter søknad fra rettighetshaver. For villrein inngås slike avtaler med villreinnemnda (kap. 13.1.2). Et driftsplanområde vil vanligvis være et vald. Driftsplanen og de årlige avskytningsavtalene kan gå langt mer detaljert inn på kategorier av dyr som skal felles. Det er for eksempel vanlig at ungdyr (kalv og halvannetåring) er en kategori, og mange driftsplaner omfatter også smådyr (ungdyr og dyr under bestemt slaktevektgrense). Egne «skrapdyr»-ordninger praktiseres også i mange vald. Driftsplanområdet er juridisk et vald, og får sine årlige fellingsstillatelser utstedt som valgfrie dyr. Det årlige antallet må overholdes, men det gis en viss mulighet til å variere fra år til år når det gjelder sammensetningen av type felte dyr. Det sentrale er at sammensetningen av de felte dyra stemmer ved driftsplanperiodens avslutning, som gjerne er etter 3-5 år (Storaas & Punsvik 1996).

13.1.4 Mål for villreinforvaltningen i SVR

Beslutningsgrunnlaget for forvaltningen av villrein i SVR er data på arealbruk, beitegrunnlag, bestandsstørrelse, bestandsstruktur, kondisjon, kalveproduksjon og overlevelse samt fellingsstall (Skåtan 1993a, kap. 9.8.1). I mars 1999 ble ny avskytningsplan for villrein i SVR og Setesdal Austhei nord vedtatt, der en også finner informasjon om den siste utviklingen i reinstammen (Jerstad 1999). En del forslag til viktige prinsipper for forvaltning av reinstammen i SVR er også presentert i Storaas og Punsvik (1996). I utkast til driftsplanen for SVR, som gjelder for perioden 1999-2003, har man satt som hovedmål at: «*Forvaltningen av villreinbestanden i Setesdal-Ryfylke skal i planperioden legge grunnlaget for en positiv utvikling av bestandens kvalitet og kalvetilvekst*». Siden en forbedring av villreinbestandens kvalitet og kalveproduksjon vil være en langvarig prosess, har man satt flere delmål som skal bidra til at hovedmålet oppnås. (1) Vinterbestanden i Setesdal-Ryfylke skal i

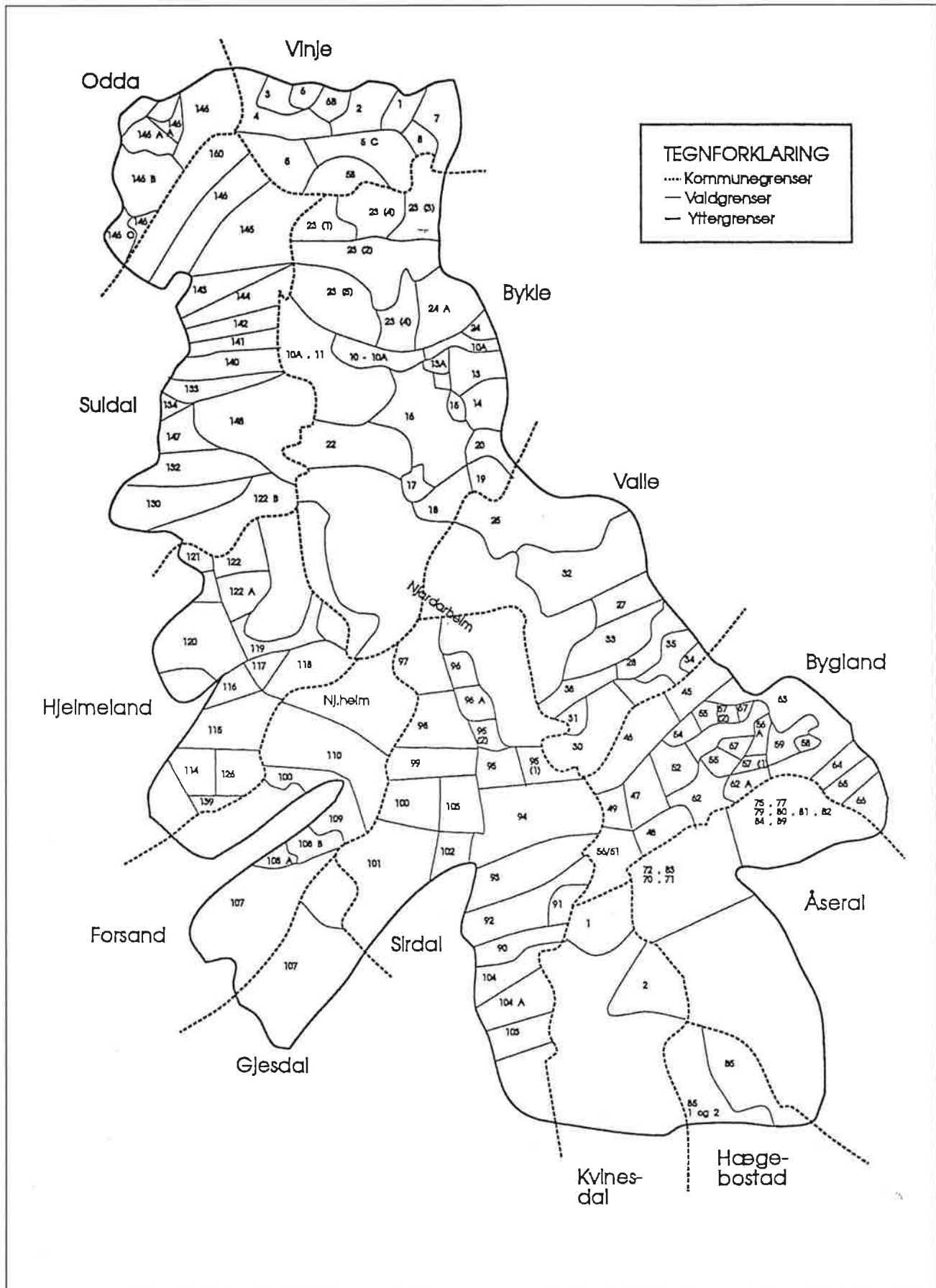


Fig. 24. Oversikt over valdgrenser og kommunegrenser for Setesdal-Ryfylke villreinområde (etter Skåtan 1993a). Oversikten er ikke komplett.

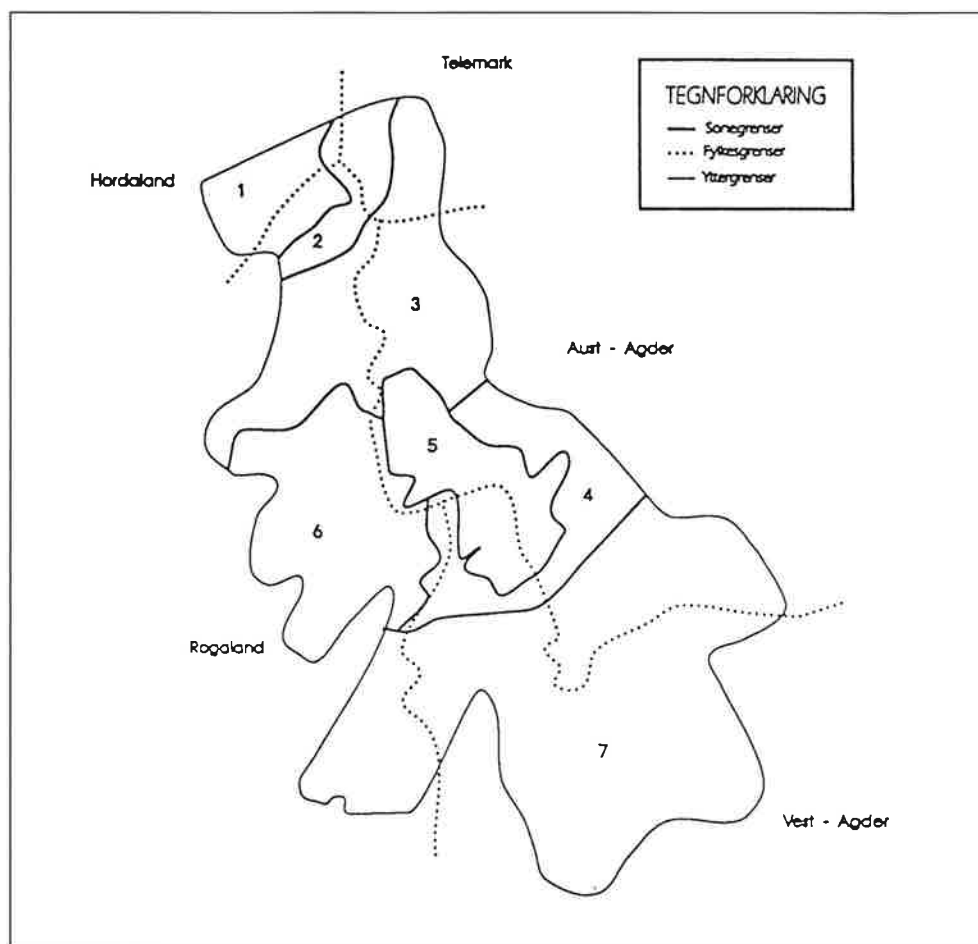


Fig. 25. Oversikt over de 7 ulike forvaltningssonene for villrein i Setesdal-Ryfylke villreinområde (etter Jerstad 1999).

løpet av planperioden reduseres fra minst 3000 dyr vinteren 1998/99 til ca. 2000 vinterdyr. (2) Storbukkandelen skal økes til minst 20% fra og med år 2000. (3) Simle/bukk-forholdet i bestanden skal endres fra 60/40 til 50/50 i løpet av planperioden. (4) Det skal etableres et system innen Setesdal-Ryfylke villreinlag som skal stimulere til sparing av store simler og kalver i løpet av planperioden. (5) Det gjennomføres organisering og samjaktordninger i løpet av tre år slik at et tilstrekkelig antall dyr med riktig fordeling kan bli felt under jakta uten bruk av forvaltningssoner.

13.2 Forvaltningen av husdyr på utmarksbeite

I organiseringen av husdyr på utmarksbeite, skjedde det et viktig skifte i 1970 med innføringen av organisert beitebruk (kap. 13.2.1). I perioden fra 1840 til 1970 var heiesjefene alene om å organisere driftebeitingen (kap. 13.2.2). Særlig de mindre (og minst lønnsomme) drifteheiene gikk raskt over til organisert beitebruk. Saueierne får gjennom organisert beitebruk muligheten til selv å være med på å bestemme hvor mye sau det skal være i heia (beite-

press), og de kan selv holde et visst oppsyn. Det sosiale aspektet ved heieføring trekkes ofte fram som viktig (Brandal & Tjeltveit 1996, Hertel-Aas 1998). I tillegg har dagens gode transport-muligheter minsket behovet for heiesjefer, men fortsatt står heiesjefene for organiseringen av en del av drifteheiene. En oversikt over beite- og sankelag og antall sau sluppet er samlet for Aust-Agder i Tabell 25, for Vest-Agder i Tabell 26 og Rogaland i Tabell 27.

13.2.1 Organisert beitebruk

Ordnningen med organisert beitebruk ble opprettet i 1970 som et samarbeid mellom

Norsk sau- og geitallslag

og Landbruksdepartementet (Maurtvedt 1989). Målet med ordninga var å redusere tapet av dyr på utmarksbeiter gjennom organiserte tiltak i form av tilrettelegging, tilsyn og sanking. Samtidig ville en i samarbeid med landbruksadministrasjonen og grunneiere/beiterettshavere fremme utnyttningen av de store beiteviddene i utmarka. Denne målsettinga skulle nås gjennom organisering av beitebrukerne rundt om i landet i *beitelag*. Per i dag finnes det vel 950 lag, der både sau (80% av alle sauer på beite), storfe (10%) og geit (15%) er med. Av disse finnes 23 lag i Aust-Agder, 27 i Vest-Agder og 65 i Rogaland.

Nye lag og nyorganisering av slike godkjennes av fylkesmannen etter regler fastsatt av Landbruksdepartementet. Laget skal registreres i *beitekommunen* (-fylket), som ikke nødvendigvis er der medlemmene bor. Sett i landssammenheng er dette spesielt utbredt i SVR som en følge av at mange leier seg heiebeite. For eksempel beiter det sau fra hele 30 kommuner fra 3 fylker i Sirdal og sau fra 16 kommuner i Åseral.

Laget må årlig levere inn oversikt over antall dyr som er sluppet om våren og sanket ned om høsten. Det blir gitt et tilskudd på kr. 5,- per småfe og kr. 10,- per storfe. I tillegg ytes det tilskudd på opptil 50% av kostnadsoverslag til investeringer i beiteområdet, så som sperregjerder, bruer, skillekvever, gjeterhytter osv. (Erling Skurdal, pers. medd.).

13.2.2 Heiesjefer

Ordningen med heiesjefer er sammenstilt av Hertel-Aas (1998), der Høyfjellskommisjonens forhandlinger, domsavsigelser og avhør av vitner har vært de viktigste kildene. Bakgrunnen for heiesjefordningen var at etterhvert som avstanden til driftbeitene økte, kjente ikke husdyreierne og beiteeierne hverandre. Det var derfor rasjonelt med en mellommann som organiserte heiebeitet. En heiesjef er derfor en person som leier heiebeiter av en eller flere grunneiere (noen er selv grunneiere), og som leier

beiteretten ut igjen til saueeierne mot en gressleie per dyr. Heiesjefen står i prinsippet ansvarlig for å få dyra på plass i heia, for gjeting og tilsyn, for innsamling om høsten og for drivinga til skilleplassen. Ordningen kom fram på en tid hvor samvirketanken ikke hadde slått gjennom. Heiesjefene er selvstendig næringsdrivende (entreprenører), det var derfor konkurranse også mellom heiesjefene om å få nok driftesau. De får sin inntekt fra differansen mellom den samlede gressleia for heia og utlegget til grunnleie, gjeterer, mat, gjerding m.m. Han er ikke ansvarlig for tapte dyr, men får heller ikke gressleie for disse. *Gressleie* er altså den prisen saueieren betaler for beite, tilsyn og gjeting mv. per dyr. Et dyr som er tatt i beite mot gressleie kalles *gress-sau* («gress-smale»), gresskreaturer, gressfe eller leiefe. Både hegningsfeordningen og den tradisjonelle driftetraffikken kan ha vært opphav til heiesjefordningen (Hertel-Aas 1998).

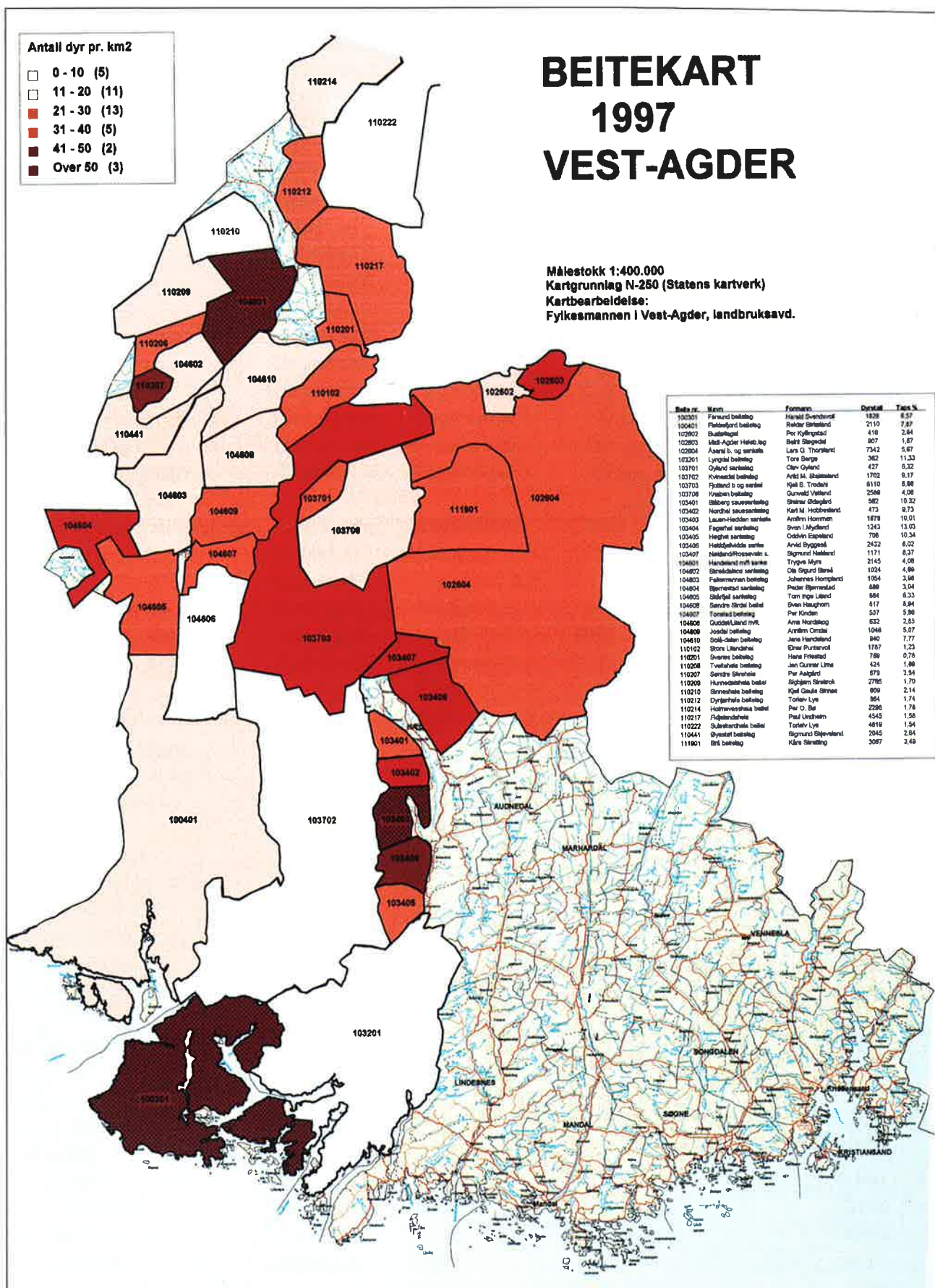


Fig. 26. Oversikt over bestandstettheten av sau og de ulike beitelagene i Vest-Agder (etter Rian & Gyland 1996).

Tabell 25. Organisert beitebruk i Bygland, Valle og Bykle i Aust-Agder og antall sau i 1996 (merket «*») eller 1998. Det er ikke laget noen fullgod oversikt over hjemmekommuner, men sauene i heiene nedenfor stiplet linje kommer for en stor del fra Jæren smalelag i Rogaland.

Navn	Beitekommune	Antall sau	Antall lam	Totalt antall
Bygland sankelag	Bygland	1201	1903	3104
Austfjell sankelag	Bygland			1461*
Aamli gjetelag	Valle	186	345	531
Uppstad/Garane sankelag	Valle	576	916	1492
Vesthei sauesankelag	Valle	566	872	1438
Vest/Oveinang gjetelag	Valle			461*
Hisdal beitelag	Valle	85	144	229
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>				
Langeidheia	Bygland			4376*
Kviheia	Bygland			2573*
Rysstadheia	Valle			3845*
Nomeland/Opstadheia	Valle			3871*
Holmevassheia	Valle			2383*
Strand beitelag	Bykle			2685*
Brattelibeite	Bykle			241*

Tabell 26. Organisert beitebruk i Kvinesdal, Hægebostad, Sirdal og Åseral i Vest-Agder med antall sau for 1997. Tallene omfatter sau som beiter i kommunen (beitekommune), men sauene kan «høre hjemme» i andre kommuner (hjemme-kommune). I de tilfeller hvor det står et fylke under hjemme-kommune, skyldes det at det kommer sau fra flere kommuner.

Navn	Hjemme-kommune	Beite-kommune	Antall sau	Antall lam	Totalt antall
Gyland	Flekkefjord	Kvinesdal	161	266	427
Kvinesdal	Kvinesdal	Kvinesdal	690	1012	1702
Fjotland	Kvinesdal	Kvinesdal	2078	3632	6110
Knaben	Vest-Agder/ Rogaland	Kvinesdal	1049	1537	2586
Blåberg sauesankelag	Hægebostad	Hægebostad	220	342	562
Lauen-Heddan sausankelag	Hægebostad	Hægebostad	697	982	1679
Fagerhei sankelag	Hægebostad	Hægebostad	515	728	1243
Høghei sankelag	Hægebostad	Hægebostad	297	409	706
Nordhei	Hægebostad	Hægebostad	188	285	473
Hekkfjellvidda beite- og sankelag	Hægebostad	Hægebostad	969	1463	2432
Nøkland/Rossevatn sankelag	Hægebostad	Hægebostad	494	677	1171
Bustøllaget	Søgne/ Rogaland	Åseral	154	262	416
Midt-Agder Heieb. lag	Vest-Agder	Åseral	344	563	907
Åseral beite og sankelag	Vest-Agder/ Rogaland	Åseral/ Bygland	2906	4436	7342
Brå beitelag	Rogaland	Åseral			3067
Handeland m.fl. sankelag	Sirdal	Sirdal	820	1325	2145
Skreådalen sankelag	Sirdal	Sirdal	409	615	1024
Falkemannen beitelag	Sirdal	Sirdal	411	643	1054
Bjørnestad sankelag	Sirdal/ Rogaland	Sirdal/ Bjerkreim	362	527	889
Skårfjell sankelag	Sirdal	Sirdal	352	532	884
Søndre Sirdal beitelag	Sirdal	Sirdal	318	499	817
Tonstad beitelag	Sirdal	Sirdal	222	315	537
Guddal og Liland sankelag	Sirdal	Sirdal	245	387	632
Josdal beitelag	Sirdal	Sirdal	414	632	1046
Solå-dalen beitelag	Sirdal	Sirdal	385	555	940
Store Lilandshei	Rogaland	Sirdal			1787
Svanes beitelag	Rogaland	Sirdal			769
Tveitaheia	Rogaland	Sirdal			424
Søndre Skreheia	Rogaland	Sirdal			679
Hunnedalsheia	Rogaland	Sirdal			2765
Sinnesheia	Rogaland	Sirdal			609
Dynjanheia	Rogaland	Sirdal			864
Holmevassheia	Rogaland	Sirdal			2298
Fidjelandsheia	Rogaland	Sirdal			4545
Suleskardheia	Rogaland	Sirdal			4619
Øyestøl beitelag	Rogaland	Sirdal			2045

Tabell 27. Organisert beitebruk i Bjerkreim, Forsand, Gjesdal, Hjelmeland og Suldal i Rogaland og antall sau i de ulike beitelag i 1998.

Navn på laget	Hjemme-kommune	Beite-kommune	Antall sau	Antall lam	Totalt antall
Nyastøl sankelag	Suldal	Suldal	192	230	422
Veka/Valskår sankelag	Suldal	Suldal	303	383	686
Vanvik sankelag	Suldal	Suldal	264	413	677
Lånebeite sankelag	Suldal	Suldal	161	227	388
Stølsdalen sankelag	Suldal	Suldal	537	726	1263
Hamrabø sankelag	Suldal	Suldal	529	730	1259
Sandvassbeitelaget	Suldal	Suldal	131	210	341
Bråtveit sankelag	Suldal	Suldal	495	715	1210
Bleskestad sankelag	Suldal	Suldal	580	981	1561
Vintraleå sankelag	Suldal	Suldal	127	173	300
Tengesdal sankelag	Suldal	Suldal	129	227	356
Tufteskog sankelag	Suldal	Suldal	142	232	374
Kvilldal sankelag	Suldal	Suldal	362	329	691
Undeknuten sankelag	Hjelmeland	Suldal	623	908	1531
Viglesdal beitelag	Hjelmeland	Hjelmeland	216	327	543
Espeland sankelag	Hjelmeland	Hjelmeland	937	1474	2411
Grasdalen sankelag	Hjelmeland	Hjelmeland	235	363	598
Kleppa sankelag	Hjelmeland	Hjelmeland	225	353	578
Indrejord beitelag	Hjelmeland	Hjelmeland	561	717	1278*
Nilsebu sankelag	Hjelmeland	Hjelmeland	131	136	267
Songesand sankelag	Forsand	Forsand	312	290	602
Strand sankelag	Strand	Forsand	1083	1527	2610
Lyse/Flørli sankelag	Forsand	Forsand	770	927	1697
Øvre Espedal sankelag	Forsand	Forsand	379	482	861
Espedalsheia sankelag	Forsand	Forsand	222	236	458
Forsand sankelag	Forsand	Forsand	170	92	262
M-/B-/Motland beitelag	Gjesdal	Gjesdal	718	1061	1779
Ognedalstølen I. Skap	Time	Bjerkreim	422	110	532
Jensaheia beitelag	Bjerkreim	Gjesdal	585	891	1476
Rambjørgeia/Eik sankelag	Bjerkreim	Bjerkreim	494	649	1143
Maudalsheia beitelag	Bjerkreim	Bjerkreim	365	590	955
Brattebøheia sankelag	Bjerkreim	Bjerkreim	171	286	457
Espeland/Malmei sankelag	Bjerkreim	Bjerkreim	269	396	665
Kvitlen	Bjerkreim	Bjerkreim	207	352	559
Bjordalsheia sankelag	Bjerkreim	Bjerkreim	645	924	1569
Øyestøl beitelag	Bjerkreim	Bjerkreim	840	1205	2045
Jæren sankelag - Brådland	Sandnes	Gjesdal	216	299	515*
Jæren sankelag - Fidjastølen	Sandnes	Gjesdal	151	263	414*
Jæren sankelag - Grauth	Sandnes	Forsand	435	628	1063*
Jæren sankelag - Ritland	Sandnes	Gjesdal	151	197	348*
Jæren sankelag - Søre Øv.	Sandnes	Gjesdal	332	529	861*

* tall for 1997

14 Vern og forvaltning - planprosessen

Som det framgår av del II (kap. 3, 4, 5, 6 & 7), har bruken av SVR vært omfattende gjennom flere hundre år. At man likevel helt opp til utbyggingene av vannkraften ofte refererer til at SVR har «villmarks-karakter», skyldes dels kunnskapsløshet om den lange historikken som bruk av fjellområdene i Norge har (Austrheim 1998, Warren 1998b), men også at det gamle bondesamfunnet stort sett har hatt muligheten til å ta godt vare på naturen. Med de teknologiske mulighetene man fikk rundt århundreskiftet, fikk man imidlertid inngrep av hittil ukjente dimensjoner. Allerede ved de tidligste reguleringene oppsto konflikten mellom vannkraftutbygging og annen utnyttelse av SVR (Hallandvik 1982b). Den første utbyggingen av Vatnedalen førte f.eks. til at familiene som bodde i vestenden, mistet så mye av den dyrkede jorden at de måtte flytte. I høyfjellet er det i alminnelighet de beste beitemene som blir lagt under vann. I dag er det derfor bare relativt små arealer igjen som kan klassifiseres som «inngrepsfrie områder» (Fig. 27). Behovet for å verne om disse restene har derfor naturlig nok vært sterkt fra naturvernhold.

Vi kan skille mellom tre viktige faser i prosessen fram til en «endelig» forvaltningsordning for SVR, som foreløpig ikke er endelig vedtatt. Den første fasen går fra da Thorvald Meyer Heiberg i perioden 1904-12 kjøpte (og samlet) det som i dag utgjør *Njardarheim*, og fram til en fjellplan for SVR ble lagt fram i 1974, der *Njardarheim* foreslås som sentral i en nasjonalpark (kap. 14.1). I den neste fasen, i perioden mellom Fjellplanen og Verneplan- og fylkesdelplanforslag ble framlagt i 1995, var det først og fremst en kunnskapsoppbygging og drøftelse av forslag til videre forvaltning som sto på dagsordenen (kap. 14.2). Den siste fasen er fra verneplan- og fylkesdelplanforslag ble framlagt i 1995 og fram til et forslag om hvordan organiseringen av SVR som *forsøksområde for lokal forvaltning* også etter Viltloven og Naturvernloven ble lagt fram i 1998 (kap. 14.3).

Prosessen inneholder de klassiske elementer med konflikter mellom naturvern og bruker-interesser, og *det vil i ettertid alltid være debatt om den egentlige*

saksgangen og grunnlaget for denne. Gjennomgangen av planprosessen i denne utredningen bygger i store trekk på Brastad og Neset (1996) og diskusjon med enkelte sentrale aktører (oppsummert i Fig. 28).

14.1 Fra *Njardarheim* til *Fjellplan*

Den tidligste vernetanken ble unnfanget på starten av 1900-tallet som respons på utbyggingen av den første fossekraften, uten at dette førte fram (kap. 14.1.1). Mer sentralt i heienes historie står imidlertid de oppkjøpene av store områder som Thorvald Meyer Heiberg gjorde, det som i dag utgjør *Njardarheim* (kap. 14.1.2). Hensynet til villreinen var Heibergs viktigste motivasjon. Staten overtok *Njardarheim* under den andre verdenskrig. Landbruksdepartementet utarbeidet delvis basert på Naturvernloven av 1954, en plan for den videre forvaltningen av *Njardarheim*, der hensynet til villreinen igjen sto sentralt (kap. 14.1.3). Dette ble imidlertid «glemt» når man seinere vedtok vassdragsutbygginger og neddemminger i enormt omfang. I 1974 ble *Fjellplanen* for *Setesdal Vesthei* lagt fram av det nye Miljøverndepartementet, den første virkelig omfattende planen for framtidig vern av SVR, med *Njardarheim* som den sentrale delen av en nasjonalpark (kap. 14.1.4). *Fjellplanen* bygde blant annet på Lov om naturvern av 1970. *Fjellplanen* ble aldri vedtatt, men betydde likevel et vendepunkt i prosessen om vern og forvaltning av SVR.

14.1.1 Den første vernetanken

Mange fryktet for utviklingen i SVR rundt århundreskiftet. Særlig gjaldt dette en del bymennesker som hadde begynt å se landet med «turistøyne». Det første forslaget om vern av SVR kom fra professor Yngvar Nielsen på generalforsamlingen til Den norske Turistforening i 1904, og etter møtet ble det sendt en henstilling om dette til Landbruksdepartementet (Hallandvik 1982b). Ingenting skjedde på 15 år. Da tok Landsforeningen for Naturfredning i Norge (i dag Norges Naturvernforbund) opp saken. Foreningens årsberetning for 1918/19 framhever at *Setesdalshiene* burde bli nasjonalpark. Med den økonomiske

krisen på 1920-30-tallet fredet imidlertid heiene seg selv, og det ble snakket mindre om vern (Hallandvik 1982b).

14.1.2 Samlingen av Njardarheim

De store fjellstrekningene som i dag kalles «Njardarheim» ble i perioden 1904-12 oppkjøpt av Oslo-mannen Thorvald Meyer Heiberg (Vevstad 1982, Moen 1987, Brastad & Neset 1996). Heiene som lå lengst unna ble regnet som nesten verdiløse på denne tiden, og det var dette som gjorde kjøpene mulig. Planen til Heiberg var å lage en «villreinpark av kjempe-messige dimensjoner» fra Haukeliveien i nord og sør- over til Sirdal, et område på vel 5000 km², for å drive rasjonelt vilt- og fiskestell på forretningsbasis. Så stort ble det imidlertid ikke. I 1912 hadde Heiberg kjøpt snaut 1000 km², men da var det slutt. Det samlede arealet av Njardarheim er på 810 km², fordelt på 620 km² særeie og 190 km² sameie (Tabell 28, Vevstad 1982). I dag regnes ofte tre nærliggende statsallmenninger inn i Njardarheim: 150 km² i Bykle, 106 km² i Hjelmeland og 96 km² i Suldal.

Heiberg var som nevnt mest interessert i villreinen, og han klaget over mye «krypskyting». Det vil si, det var en eldgammel rett til å høste reinsdyr, som møtte den nye tid med alle sine regler. I 1907 førte striden om fjellområdene til at Stavanger Amts Høyfjellskommisjon (Statens Høyfjellskommisjon) ble dannet for å klarlegge eiendomsgrensene og jakt-, fiske- og beiterettigheter i Setesdalsheiene, noe de arbeidet med i perioden 1913-1931. Så sent som i 1967 var det en stor grenseoppgang som avdekket og løste mange tvister mellom brukere av arealene i Njardarheim og naboeiendommer.

I 1943 solgte Heiberg hele Njardarheim til «minister-president» Vidkun Quisling for den samme summen som han kjøpte det for (Vevstad 1982, Brastad & Neset 1996). Njardarheim fikk nå navnet Njardarheim Veidemark. Etter frigjøringen i 1945 ble det vurdert å omgjøre salget, noe Heiberg satte seg imot. Styringen av Njardarheim Veidemark ble deretter lagt til Landbruksdepartementet ved Viltstyret i 1952. De lokale grunneierne ønsket imidlertid at eiendommen skulle tilbakeføres til de eiendommene som arealene opprinnelig var gått ut ifra. Etter en juridisk diskusjon i departementet, vedtok Stortinget mot tre stemmer at Staten fortsatt skulle beholde området. Det ble med hjemmel i Landssvikloven fastslått at eiendommen skulle være statseiendom.

Etter landssvikoppkjøret ble det gamle styret for

Njardarheim Veidemark avsatt, og et nytt midlertidig styre ble oppnevnt av «Erstatningsdirektoratet». Området skulle drives slik at «*utgiftene til oppsyn, administrasjon og vedlikehold av hytter, båter og anna utstyr fyrst og fremst burde dekkjast gjennom økonomisk utnyttning av sportsmomentet i jakt, fiske og leigeinntektene av sauebeitet medan bygdefolket måtte få tilgang til fjellets goder til så rimelig pris som mogleg*» (NOU 1974). I praksis viste dette seg vanskelig, og det måtte årlige overføringer til fra Viltfondet (Vevstad 1982). I 1980 fikk Njardarheim tilkjent et årlig tilskudd på kr. 400000,- i samband med oppgjøret for Ulla-Førre reguleringene (kap. 7.3.2) i tillegg til et engangsvederlag på kr. 250000,- for rettene i Bratteliåne.

14.1.3 Videre forvaltning av Njardarheim

I 1954 kom *Lov om naturvern* som åpnet for vern av større områder. Inntil da hadde vernearbeidet hatt preg av enkeltfredninger av mindre reservater. Verneplanarbeidet ble nå mer preget av tematiske verneplaner, prioriteringer og helhetstenkning (Brastad & Neset 1996). I 1956 utarbeidet Landbruksdepartementet på basis av dette St. meld. nr. 11 (1957) «Om statens eieendom Njardarheim», hvor det ble trukket opp linjer for den videre forvaltningen av området. Denne ble framlagt for Stortinget i 1957. Når det gjaldt hvem som skulle sitte med eiendomsretten, sa meldingen: «*Landbruksdepartementet meiner at viktige samfunnsinteresser taler for at staten blir sittjande som eigar av dette fjellområdet udelt*» (St. meld. 1957). Navnet Njardarheim Veidemark ble nå igjen erstattet med bare Njardarheim (Moen 1987).

Målet for forvaltningen var firedelt (St. meld. 1957), med størst vekt på det første punktet (Brastad & Neset 1996):

1. Verne om villmarks karakteren i heiområdet
2. Verne om villreinstammen
3. Ta hensyn til interessene i bygdene rundt heiområdet
4. Ta hensyn til allmennheten gjennom tilrettelegging for ferdsel, jakt og fiske

Gjennom seinere kraftutbyggingsvedtak «glemte» imidlertid Stortinget hva som tidligere hadde blitt vedtatt (Brastad & Neset 1996). Inngrepene i forbindelse med oppdemmingen av Rosskreppfjorden, Svartevassmagasinet og Blåsjø (kap. 7.3) resulterte i at villreinenes trekkveger og beitemuligheter ble kraf-

Tabell 28. Sammensetning av Njardarheim, arealomfang i dekar (etter Vevstad 1982).

Fylke	Kommune	Særeie	Sameie	Totalt
Aust-Agder	Bykle	233125	24482	257607
	Valle	87301	99350	186651
Vest-Agder	Sirdal	171519	33747	205266
Rogaland	Hjelmeland	128952		128952
	Forsand		32109	32109
Sum		620897	189688	810585

tig beskåret. Samme typen inngrep gjorde seg gjeldende for Store Urar magasinet og andre deler av øvre Otra utbyggingen (kap. 7.3.3). Disse reguleringene står temmelig klart i strid med det som skulle være formålet med statens drift av eiendommen. Bare 8% av vannkraftpotensialet er vernet i heiområdet. I områdene rundt Njardarheim er det i dag bare Taumevassdraget (mellom Rosskreppfjorden og Svartevassmagasinet) som er varig vernet (Brastad & Neset 1996).

14.1.4 Fjellplan for Setesdal Vesthei (NOU 1974)

Som en følge av *Naturvernloven av 1954* ble Statens Naturvernråd (SNR) opprettet i 1955 (Brastad & Neset 1996). SNR la i 1964 fram en innstilling om landsdelsplan for natur- og nasjonalparker i Norge. Landsplanen var den første systematiske planen for vern av norsk natur. Planen ble fulgt opp i St. meld. nr. 64 (1965-66) «*Landsplan for natur- og nasjonalparker*». Landsplanen omfattet ikke arealer i SVR. Regjeringen og Stortinget sluttet seg til planen i sin behandling av innstillingen, men den ble sluttført først i 1989 ved opprettelse av Saltfjellet/Svartisen nasjonalpark (Brastad & Neset 1996).

I 1970 ble *Naturvernloven av 1954* erstattet med *Lov om naturvern*. For å verne spesielle naturområder og naturforekomster, fastsatte den nye loven fire hovedkategorier av naturvernområder som kan opprettes. Disse er (1) nasjonalparker, (2) landskapsvernområder, (3) naturreservater og (4) naturminner. Med opprettelsen av Miljøverndepartementet i 1972 ble det statlige ansvaret for vernesakene plassert her (Brastad & Neset 1996).

Landsdelskomiteen for Agder og Rogaland la i 1973 fram den første konkrete planen om vern av statens grunn i Njardarheim og statsalmenningene. Dette omfattet omtrent 1230 km². Planen ble videreført ved at Miljøverndepartementet, sammen med Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland, oppnevnte Fjellplanutvalget for Agder og Rogaland fra 1972.

Utvalget la i 1974 fram Fjellplan for Setesdal Vesthei (NOU 1974). Det naturfaglige idegrunnlaget til Fjellplanutvalget var vern av en syd/nord gående hovedakse med en rekke tverrprofiler. Et enstemmig utvalg foreslo derfor at det skulle opprettes et ca. 4100 km² stort landskapsvernområde i en hovedakse fra de lavereliggende heiene i Åseral og Hægebostad i sør, til Hardangervidda i nord. Denne nord-sør akse skulle være bred nok til at reinen kunne ferdes fritt (Hallandvik 1982b). Det ble også anvist et område egnet til nasjonalpark (525 km²) i Njardarheim, men en realitetsbehandling forutsatte nærmere undersøkelser av verneverdiene (Brastad & Neset 1996).

Stort sett ble planen vel mottatt av naturverninteressene, men det kom kraftige reaksjoner fra kommunene som fryktet at det ville ta fra dem råderetten over fjellområdene og hindre gårds- og næringsvirksomhet (Brastad & Neset 1996). På grunn av reaksjonen, og fordi departementet på denne tiden prioriterte vern av Hardangervidda, ble *planen ikke formelt vedtatt* (Hallandvik 1982b). Dette forslaget har imidlertid mange likhetstrekk med Verneplanforslaget av 1995 (Brastad & Neset 1996, kap. 14.3.1). *Fjellplanen representerte et vendepunkt ved at den så forvaltningen av SVR i et helhetlig perspektiv*, selv om Njardarheim fortsatt inngikk som den viktigste delen i en nasjonalpark. Fjellplanen ble også et vendepunkt fordi lokale brukerinteresser begynte å skjønne at de måtte komme sterkere med i planleggingen av heienes videre framtid.

14.2 Kunnskapsoppbygging, diskusjon og flerbruksplanlegging

Etter at Fjellplanen ble presentert i 1974 (kap. 14.1.4), startet en «vekkelse» blant lokale brukerinteresser som var redd for å bli «overkjørt» av sentrale myndigheter. Disse signalene ble også oppfattet av fylkesmennene som er statens representant i fylkene. Dette førte til to parallelle prosesser i det videre planarbeidet. En sentral del initiert av Miljø-

verndepartementet, og en regional initiert av fylkesmennene i Vest-Agder og Aust-Agder i samarbeid med brukerinteresser (fylkeskommuner, kommuner og interesse-organisasjoner). Dette førte til at det arbeidet som ble igangsatt fra Miljøverndepartementet ble lagt fram i serien Norges Offentlige Utredninger i 1986 (kap. 14.2.1), samtidig som det fra fylkesmennene og fylkeskommunalt hold ble lagt fram en Heierapport (kap. 14.2.2). Begge rapportene gikk derfor til høring parallelt (kap. 14.2.3). Når de første utkastene til verneplaner ble lagt fram av fylkesmennene i 1990 (kap. 14.2.4), utløste det starten på en flerbruksplanprosess i 1991 (forprosjekt), som ble slutført i 1994 (hovedprosjekt). Dette var resultatet av et samarbeid mellom fylkesmennene (unntatt Rogaland), fylkeskommunene og diverse andre brukerinteresser (kap. 14.2.5). Selv om flerbruksplanen (Faye *et al.* 1994) først og fremst skulle lage en kunnskapsoversikt og var en uformell planprosess, ble det også stemt over hvilke alternativer for framtidig vern som skulle gå til høring. Det ble i «Ny landsplan for nasjonalparker og andre verneområder» (1991-92) vedtatt vern av mindre deler av SVR, men det gjøres klart at det må vernes større områder i SVR for å fylle de fylkesvise forpliktelsene til omfang av vernet areal (kap. 14.2.6).

14.2.1 Ny landsplan for nasjonalparker (NOU 1986)

Fjellplanen av 1974 ble utarbeidet etter oppdrag fra Miljøverndepartementet samt Agder-fylkene og Rogaland (kap. 14.1.4). Departementet videreførte saken ved å innlemme planen i et sentralt pågående naturvernarbeid i regi av et nytt utvalg som ble oppnevnt ved kongelig resolusjon av 24. august 1977. Utvalget skulle bl.a. «...utrede oppgaver og virkemidler i det offentlige naturvernarbeidet med sikte på å styrke dette». Utvalget la i 1980 fram NOU nr. 23 *Naturvern i Norge* (NOU 1980). På bakgrunn av utvalgets utredning og innkomne forslag til denne, ble så St. meld. nr. 68 (1980-81) *Vern av norsk natur* utarbeidet. Meldingen sa at «siktemålet med meldingen er å gi naturvernet høyere prioritet innenfor de ulike sektorer og på de ulike plan i samfunnet». Det sies videre at hovedsiktemålet for det videre arbeidet med opprettelse av verneområder blant annet vil være «å sikre... et representativt utsnitt av variasjonsbredden i norsk natur» (Brastad & Neset 1996). Dette siste henspeiler til et grunnlag som var lagt gjennom arbeidet med en naturgeografisk regioninndeling i Norden (Abrahamsen *et al.* 1977).

Det eneste større området hvor vassdragene er varig vernet i SVR, ligger midt i den østre delen. Fordi det er forholdsvis små høydeforskjeller her, er den kraft som kunne utnyttes liten i forhold til arealet. Området utgjør de nordre kildene til Sira-Kvina og Mandalselva og noe av nedslagsfeltet ligger innenfor Njardarheim. Området er typisk for SVR og mye brukt av fjellvandrere (Hallandvik 1982b).

Stortingsmeldingen fra 1981 ble fulgt opp ved at Miljøverndepartementet i 1982 anmodet Statens Naturvernråd om å utforme et forslag til nye nasjonalparker og andre større verneområder i Norge. Resultatet ble lagt frem i NOU nr. 13 (1986) «Ny landsplan for nasjonalparker». Av mandatet går det fram at Statens Naturvernråd skulle vurdere behovet og komme med tilrådninger om nasjonalparker og andre større verneområder for å bevare representativ og særegen natur i alle landsdeler. Innenfor SVR foreslo utvalget opprettet tre verneområder. Disse var Frafjordheiene (250 km²) som nasjonalpark, Vormedal og Lusaheia (190 km²) som landskapsvernområde og Rjuven hvor det som et minimum ble tilrådd at Njardarheim (347 km²) ble vernet som nasjonalpark. I Rjuven ble det foreslått at nasjonalparken ble forsøkt utvidet med sameiearealer mellom Njardarheim og private eiendommer (50 km²) og privateide sameiearealer (128 km²) til 525 km². Dette var identisk med området som ble foreslått til nasjonalpark i Fjellplanen fra 1974 (kap. 14.1.4). Eventuelt kunne disse tilleggsarealene vernes som landskapsvernområder. Arealomfanget av verneforslagene ble etter dette 597-775 km² nasjonalpark og 190-369 km² landskapsvernområder, dvs. tilsammen 787-965 km² (Brastad & Neset 1996).

14.2.2 Heierapporten (1986)

I tråd med signaler i gjeldende fylkesplaner, tok fylkesmennene i Rogaland og Agder i 1983 initiativ til videreføring av Fjellplanen fra 1974 (kap. 14.1.4). Først i form av brev til kommuner og organisasjoner, og deretter knyttet fylkesmennene til seg en fagkyndig sekretær som fikk en rekke spesifikke oppgaver av utredningskarakter. Det regionale arbeidet resulterte i en inngrepsoversikt som ble lagt fram i 1984 (Brastad & Neset 1996).

Fylkesmennene i Rogaland, Vest-Agder og Aust-Agder oppnevnte så i januar 1985 en planfaglig rådgivningsgruppe. Dette var tre år etter at Miljøverndepartementet hadde gitt Statens Naturvernråd i opp-

drag å utrede forslag til nasjonalparker og andre større verneområder i Norge (kap. 14.2.1). Fylkesmennene var godt kjent med det arbeidet som Statens Naturvernråd hadde gående sentralt. Dette var nok i mindre grad tilfellet på kommunalt nivå, og i enda mindre grad blant grunneiere og lokale interesseorganisasjoner. Den planfaglige rådgivingsgruppen la i november 1986 fram sin tilråding i form av rapporten «Heiområdet Setesdal-Ryfylke - Framlegg til mål og retningslinjer for arealbruk (Homme & Veum 1986), heretter kalt «Heierapporten». Av rapporten går det ikke klart fram hvilket mandat gruppen var tillagt, men det kan se ut til at den skulle videreføre oppgaver som den fagkyndige sekretæren hadde fått. Sentralt i arbeidet sto Fjellplanen fra 1974 (kap. 14.1.4), målene for arealbruken i området, klarlegging av behovene for ytterligere dokumentasjon av naturforhold/verneverdier, og klargjøringen av hvordan intensjonene i Fjellplanen best kunne sikres. Med andre ord hadde fylkesmennene gitt den planfaglige rådgivingsgruppen langt på vei de samme oppgavene som Miljøverndepartementet i 1982 ga Statens Naturvernråd. Heierapport-gruppen la frem en delt innstilling hvor flertallet gikk inn for å opprette 6 landskapsvernområder på tilsammen 2595 km² og en nasjonalpark i Frafjordheiene på 350 km². Mindretallet gikk inn for samordnet forvaltning etter Plan- og bygningsloven (Brastad & Neset 1996).

14.2.3 Parallell høring

Heierapporten ble sendt på lokal høring parallelt med NOU nr. 13 (1986). Høringspartene fikk dermed to ulike forslag å forholde seg til basert på nær sagt det samme kunnskapsgrunnlaget; Fjellplan for Setesdal Vesthei av 1974 (kap. 14.1.4). Brukerinteressene ved Grunneiersammenslutningen for Setesdal-Ryfylke (1995, sitert i Brastad & Neset 1996) skriver at:

«Høringsuttalelsene avdekket sterkt motstridende interesser og lokal forvirring og sammenblanding av forslagene. Det var generelt stor motstand mot etablering av nasjonalpark, videre gikk de private grunneierorganisasjonene og landbruksmyndighetene og et flertall av kommunene imot etablering av verneområder i foreslått omfang. Synet i de tre fylkestingene og fylkeslandbruksstyrene varierte, mens fylkesmennene, Statskog og naturvernorganisasjonene gikk inn for vern etter naturvernloven i fullt omfang.»

Etter høringen ble vernearbeidet regionalt liggende i bero fram til 1988. Sentralt ble arbeidet med NOU nr. 13 (1986) videreført av Miljøverndepartementet, som i 1992 la fram St. meld. nr. 62 (1991-92).

14.2.4 Verneplanutkast (1990)

Etter høringene av NOU (1986) og Heierapporten (1986) i 1987-88 (kap. 14.2.3), nedsatte de tre fylkeskommunene og fylkesmennene et administrativt samordningsutvalg, bestående av representanter fra fylkeskommunene, fylkesmennene og fylkeslandbrukskontorene. Samordningsutvalget skulle videreføre forslaget i Heierapporten når det gjaldt «randsonen». Fylkesmennene utpekte samtidig en styringsgruppe på tre representanter som skulle arbeide videre med forslagene om vern i «kjerneområdet» (Brastad & Neset 1996).

Det ble nå nødvendig å avklare forholdet til arbeidet med ny landsplan for nasjonalparker. Det ble i den forbindelse avholdt et møte mellom Miljøverndepartementet og fylkesmannens miljøvernavdelinger i Vest-Agder og Rogaland. I brev av 23. februar og 9. mars 1989 til fylkesmannen i Vest-Agder presiserte Miljøverndepartementet at videreføringen av arbeidet med kjerneområdet, som Rjuven er en del av, bør skje med sikte på vern etter naturvernloven. Grunnlaget for gjennomføringen var imidlertid basert på en «forholdsvis stor enighet lokalt om de foreslåtte vernetiltakene» og at arbeidet ble samordnet. Samordningsutvalget som ble opprettet i 1987-88, sendte våren 1990 ut et første utkast til verneplan for SVR. Utkastet ble sommeren 1990 supplert med forslag til biotopvernområder etter Viltloven. Nå var forslagene om nasjonalpark i Frafjordheiene og landskapsvern i Vormedals-/Lusaheia trukket ut av verneplanen. Miljøverndepartementets forutsetning om samordning fra 1988/89 ble vurdert som tilfredsstillende ivarett. Andre aktører som kommunene og grunneierorganisasjonene var ikke kjent med hva som pågikk hverken i forhold til departementet, eller hos fylkesmennene før sommeren 1990. Samtidig sendte samordningsutvalget for «randområdet» ut sin rapport på administrativ høring og det ble varslet en rekke lokale informasjonsmøter (Brastad & Neset 1996).

Samtidig gikk fylkesmannen i Vest-Agder ut med brev til kommunene og Setesdal/Ryfylke grunneierlag med beskjed om at sentrale styresmakter og fylkesmennene mente Naturvernloven og Viltloven var best egnet til å sikre nasjonale- og internasjonale verneverdier i deler av heiområdet. De lokale reak-

sjonene fra grunneierorganisasjonene og kommunene ble sterke og kritiske. Det ble reagert på at prosessen ikke hadde involvert aktørene, forslagene var ikke i samsvar med landsplanen for nasjonalparker eller hva kommunene og grunneierorganisasjonene hadde uttalt i 1986 i forbindelse med høringene. Det ble også hevdet at det ikke var tatt tilstrekkelig hensyn til nasjonale mål i landbruks- og distriktspolitikken for området, og at næringsinteressene ikke var klarlagt eller belyst (Brastad & Neset 1996).

På naturvernhold var det frustrasjon over at grunneier-interesser hele tiden prøvde å trenere det viktige vernearbeidet. Det var nesten umulig å få kommuner og grunneiere til å tenke i en så stor skala og i et så langt tidsperspektiv som dette arbeidet krev. Hver for seg ga kommunene villig vekk dispensasjon til hyttebygging, veiåpning og motorferdsel. Hver for seg betyr inngrepene relativt lite, men summen er likevel at man står tilbake med et «ribbet» fjellområde (Fig. 27). *Det var dessuten svært vanskelig å sikre miljøverninteresser i LNF-områder (landbruk, natur og friluftsliv) etter Plan- og bygningsloven som gir landbruksinteressene fortrinnsrett her.* Det er lite aktuelt å lage reguleringsplaner for naturvernformål, skalen blir for stor og kommunenes vilje til å bruke dette verktøyet er ikke tilstede. Derfor må naturvernlov og viltlov nyttes til å sikre viktige områder hvor landbruket (i nåværende utvidete begrep) kan være den aktuelle interessepart. *Denne begrensningen i Plan- og bygningsloven er en del av bakgrunnen for det foreslåtte opplegget med lokal forvaltning også etter Naturvern- og Viltloven* (kap. 14.3.6).

14.2.5 Flerbruksplanen (1991-94)

Etter verneplanutkastet av 1990 (kap. 14.2.4) støttet nær samtlige ordførere i de berørte kommunene kravet om flerbruksplanlegging. Det sterke lokale engasjementet resulterte i at fylkesmannen i Vest-Agder innkalte til et samordningsmøte i desember 1990. Agder Skogeigarlag la på vegne av kommunene og grunneierorganisasjonene fram et forslag til organisering og gjennomføring av en flerbruksplanprosess som fikk tilslutning fra alle parter, med unntak av fylkesmannen i Rogaland. Fylkesmannen i Rogaland mente at samordningsbehovet var tilstrekkelig ivare tatt, og varslet at *verneplanene i Rogaland ville bli videreført uavhengig av en flerbruksplan*. En hovedforutsetning for flerbruksplanarbeidet var at det nå skulle arbeides ut fra «blanke ark» slik at aktørene

også skulle få reell påvirkningsmulighet og for at andre samfunnsinteresser skulle bli vektlagt (Brastad & Neset 1996). I Agder-fylkene ble altså verneplanutkastet av 1990 lagt i bero i påvente av flerbruksplanen.

Arbeidet med flerbruksplan ble gjennomført i et forprosjekt og et hovedprosjekt. Styringsgruppen besto av representanter for fylkeskommunene (unntatt Rogaland), fylkesmennene, fylkeslandbrukskontorene, kommunene i Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland, Grunneiersamskipnaden for Setesdal-Vesthei, Rogaland Bondelag, Statskog Sørlandet og «aktuelle organisasjoner». Forprosjektet ble satt igang i 1991 og en rapport forelå våren 1992. Etter høringen av rapporten ble det bred tilslutning til gjennomføring av hovedprosjektet som ble satt igang i 1992. Flerbruksplanene ble sendt på høring i 1994 med en foreløpig tilrådning fra styringsgruppen. I tillegg til selve Flerbruksplanen (Faye *et al.* 1994), ble det utarbeidet fire delrapporter; Fagleg prosjektgruppe Energi (Hettervik 1993), Fagleg prosjektgruppe Ferdsløse (Skåtan 1993b), Fagleg prosjektgruppe Kulturminner (Hageland 1993) og Fagleg prosjektgruppe Næring (Mauland 1993). Prosessen fremskaffet et langt bedre grunnlag for beslutninger. Flerbruksplanprosessen sikret reell deltakelse og innflytelse fra både kommuner, interesse- og grunneierorganisasjoner. Planen ble oversendt Miljøverndepartementet 31. august 1994.

Kommunene og grunneierorganisasjonene så på flerbruksplanen som en ferdigbehandlet kompromissløsning med klar forutsetning om lokal forvaltningsmyndighet. *Flerbruksplanen er imidlertid først og fremst en kunnskaps-oppsummering, men det ble også holdt avstemning om hvilke forslag som skulle gå til høring.* Styringsgruppen oppnådde enighet på nesten samtlige punkter om dette, med unntak av omfanget av vernet areal etter Naturvernloven og Viltloven. Flertallet (en stemmes overvekt pga. formannens dobbeltstemme) ville ha landskapsvern (Naturvernloven) og biotopvern (Viltloven) innenfor et areal på omlag 2000 km², under forutsetning av lokal forvaltningsmyndighet. I verneområdene skulle kommunen få delegert den generelle forvaltningsmyndigheten, mens en del dispensasjonssaker skulle legges til et heiestyre for å sikre samordning. Mindretallet blant annet ved fylkesmennene gikk inn for også å sende ut på høring det opprinnelige verneforslaget, der etablering av nasjonalpark i Rjuven var inkludert. Ifølge vanlige prosedyrer for høringer var

det viktig å få med også de mest ytterliggående forslagene. Det ville bli nødvendig å sende hele saken ut på ny høring dersom det skulle vise seg behov for utvidet vern i forhold til høringsforslaget. Miljøverndepartementet la derfor mindretalls-forslaget til grunn for høringen.

Miljøverndepartementet tilrådte dessuten at det blir utarbeidet fylkesdelsplaner i områder som ikke blir vernet etter Naturvernloven (Brastad & Neset 1996, kap. 14.3.5). Det ble holdt et nytt møte mellom Miljøverndepartementet, Direktoratet for naturforvaltning, fylkeskommunene og fylkesmennene om grunnlaget for en videreføring tidlig vinteren 1995. Lokale instanser som var involvert i flerbruksarbeidet ble kontaktet. Arbeidet med utformingen av høringsforslaget skjedde etter dette administrativt, og uten medvirkning av andre aktører (Brastad & Neset 1996).

14.2.6 Landsplan vedtas (St. meld. 1991-92)

Under flerbruksplanarbeidet (kap. 14.2.5) ble den politiske behandlingen av «Ny landsplan for nasjonalparker og andre større verneområder» slutført. Regjeringen la i juni 1992 fram St. meld. nr. 62 (1991-92) *Ny landsplan for nasjonalparker og andre verneområder*. Som følge av at Frafjordheiene ble trukket ut av det lokale videreføringsarbeidet i 1990, er dette området det eneste som er med i meldingen. Når det gjelder resten av de foreslåtte verneområdene i SVR, er disse ikke tatt hensyn til i meldingens arealoversikt. I meldingens kapittel 9.3 «Andre områder vurdert av Statens Naturvernråd», bemerker Miljøverndepartementet om Rjuven: «Statens Naturvernråd's forslag om nasjonalpark er til behandling i sammenheng med det pågående arbeid med en flerbruksplan for heiområdet Setesdal/Ryfylkeheiene. Miljøverndepartementet har i brev av 09.03.89 til fylkesmannen i Vest-Agder presisert at videreføring av arbeidet med kjerneområdet som Rjuven er en del av, bør skje med sikte på vern etter Naturvernloven, og at vernebehovet i randområdene kan sikres etter Plan- og bygningsloven» (Brastad & Neset 1996).

I 1992 var vernearealet i Norge 6.1% av totalt areal. I St. meld. nr. 62 (1991-92) er det foreslått vern som vil øke dette til omlag 12-13%. Dette skal være med på å sikre en tilstrekkelig representativitet av naturtyper innenfor landets naturgeografiske regioner. Skal målene for St. meld. nr. 62 (1991-92) nås, må det vernes et større areal innenfor heiområdet. Det er bakgrunnen for Verneplanforslaget av 1995 (kap. 14.3.1), som dersom den gjennomføres vil

medføre vern av ca. 10% av det totale arealet i Agderfylkene og Rogaland (Brastad & Neset 1996).

14.3 Framtidig forvaltning av SVR

Et sentralt dokument for framtidig forvaltning av SVR er Verneplanforslaget av 1995 (kap. 14.3.1), der omfanget på vernearealene er omtrent det samme som i Fjellplanen av 1974 (kap. 14.1.4). I verneplanforslaget skisseres en framtidig forvaltningsmodell for SVR (kap. 14.3.2), der et rådgivende heieråd står sentralt. Det har blitt satt fram krav om konsekvensutredning, men flerbruksplanen ble vurdert som tilstrekkelig grunnlag (kap. 14.3.3). Det har også kommet krav om stortingsbehandling av verneplanprosessen (kap. 14.3.4). Dette ledet i sin tur til nedsettelse av et Forvaltningsplanutvalg (se nedenfor). Miljøverndepartementet ba også fylkeskommunene i Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland utarbeide forslag til en Fylkesdelplan (kap. 14.3.5).

Både forslag til verneplan og fylkesdelplan ble lagt fram i 1995. Forskjellen besto i all vesentlighet i at fylkeskommunene valgte flertallsinnstilling fra flerbruksplanutvalget (en stemmes overvekt), mens fylkesmennene valgte å opprettholde forslag om vern etter naturvernloven også sør for Brokke-Suleskardveien. Fylkesmennene ville ha med dette området siden svært viktige vinterbeiteområder for villreinen befinner seg der og er presset i form av utbygginger og motorferdsel (Fig. 16, kap. 9.4.3). Fylkeskommunene ville forvalte dette arealet etter Plan- og bygningsloven (PBL), men PBL ivaretar i liten grad miljøhensynene siden landbruksinteressene har forrang i LNF-områder.

Verneplan og verneplanprosess for Setesdal Vesthei ble behandlet i Stortinget i 1997. Det ble fattet vedtak om å gjøre SVR til forsøksområde for lokal medvirkning og medbestemmelse i forvaltningen av verneområder der myndighet overføres til kommunene slik at de kan forvalte også etter Naturvernloven og Viltloven (kap. 14.3.6). På denne bakgrunn ble Forvaltningsplanutvalget for Setesdal Vesthei satt ned for å konkretisere hvordan gjennomføringen av en slik forvaltningsmodell bør gjøres. De la i 1998 fram et forslag som tidligst skal gjennomføres i 2001. Det er foreløpig usikkert når et endelig vedtak om vern og den videre forvaltningen av SVR vedtas, men det vil sannsynligvis skje i relativt nær framtid.

14.3.1 Verneplanforslag (1995)

«Forslag til verneplan for Setesdal Vesthei og Ryfyl-

Tabell 29. Vernet areal og verneplanforslag i SVR fordelt på verneform og aktuelle planforslag, arealomfang i km² (etter Brastad & Neset 1996).

Vernestatus	Område og verneform	Fylkesdelplanforslag av 1995				Verneplanforslag av 1995				Vernet pr. 1995	Totalt	
		Alt. A	Alt. B	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 1	Alt. 2			Alt. 3
Vernet 1986	Hovden landskapsvernområde og Vidmyr landskapsvernområde										70	70
Vernet 1991	Vormedalsheia landskapsvernområde og Lusaheia landskapsvernområde										242	242
Ikke avgjort	Frafjordheiene nasjonalpark og Bjerkreimsheiene nasjonalpark	0	0	694	0	0	0	694	0	0	391	1085
Ikke avgjort	Dyreheia landskapsvernområde og Kvanndalen landskapsvernområde	1659	2192	1498	2503	2192	1809	2503	2192	1809	384	2887
Ikke avgjort	Holmevassåna biotopvernområde	311	311	311	0	311	0	2503	2503	0	23	334
Sum		1970	2503	2503	2503	2503	2503	2503	2503	1110	1110	3613

keheiene» (Sunde *et al.* 1995), kalt *Verneplanforslaget av 1995*, foreslår vern av 2503 km² etter Naturvernloven og Viltloven. I tillegg er 312 km² allerede varig vernet. Innenfor heiområdet totalt sett, kommer verneplanene i Suldal (407 km²) og Frafjordheiene (250 km²) og forslaget i Bjerkreimsvassdraget (ca. 140 km²) i tillegg. Totalt arealomfang av større verneområder utgjør ca. 3613 km² (Tabell 29). Mindre barskog, myr- og edelløvsogsreservater, varig vernede kulturminner mv. innenfor planområdet er da ikke regnet med. Omlag 30% av det totale arealet i de berørte kommunene er foreslått vernet eller vern er alt vedtatt. Kommunene blir ulikt berørt. I Bykle kommune omfatter vernearealet 62% av totalarealet, mot 10% i Kvinesdal som blir minst berørt. Verneplanforslaget forutsetter statlig forvaltning delegert til fylkene. Det er skissert en forvaltningsmodell som inkluderer opprettelse av et rådgivende heieråd (kap. 14.3.2). For verneregler som gjelder for landskapsvern og nasjonalpark, viser vi til sammendrag av de øvrige vernereglene gitt i Brastad og Neset (1996).

14.3.2 Forvaltningsmodell

I Verneplanforslaget av 1995 (kap. 14.3.1) presenteres en skisse til forvaltningsmodell for SVR som gjelder både verneplanområdet og fylkesdelplanområdet (Sunde *et al.* 1995). I flerbruksplanen (Faye *et al.* 1994, kap. 14.3.5) ble det foreslått et heiestyre med myndighet i den framtidige forvaltningen av heiområdet. Miljøverndepartementet gjør det klart i brev av 14. november 1994 at forvaltningen av verneområdet etter Naturvernloven vil være et statlig ansvar og at en etter gjeldende praksis ikke kan regne med å få overført direkte forvaltningsmyndighet for enkeltvedtak til kommunene eller til et eget heiestyre. Departementet ser likevel positivt på etablering av et rådgivende kontaktorgan på lokalt nivå, og understreker at det er viktig med lokal medvirkning både under utarbeidingen av forvaltningsplan og gjennomføringen av tiltak i samsvar med planen. Dette var også Stortinget opptatt av i forbindelse med behandlingen av St. meld. nr. 62 (1991-92) om nye nasjonalparker (Sunde *et al.* 1995).

Styringsgruppen for flerbruksplanen gikk altså inn for stor grad av lokal forvaltning for å oppnå respekt og forståelse for vernet (kap. 14.2.5). Dette gir signaler om å finne en god ansvars- og myndighetsfordeling mellom stat, fylkeskommuner, kommuner, rettighetseiere og oppsynet (Sunde *et al.* 1995). Miljøverndepartementet skriver i St. meld. nr. 62

(1991-92): «Departementet vil arbeide for utprøving av nye modeller for lokal forvaltning av verneområder på privat grunn unntatt for nasjonalparker. Departementet vil likevel påpeke at det formelle forvaltningsansvaret også for denne type verneområder skal ligge hos de respektive fylkesmenn». I arbeidet med forvaltningsmodellen må det legges vekt på å utvikle en modell med lokal deltaking og klar plassering av ansvar mellom: (1) Statlig forvaltningsmyndighet, (2) fylkeskommuner, (3) kommuner, (4) Heieråd og (5) oppsyn (Sunde *et al.* 1995).

(1) *Statlig forvaltningsmyndighet.* Forvaltning av områder som er vernet etter Naturvernloven er et statlig ansvar. Den overordnede myndighet ligger hos Direktoratet for naturforvaltning. Fylkesmannen er utøvende forvaltningsmyndighet. I nasjonalparker og andre større verneområder er det meningen å opprette en eller flere stillinger som nasjonalparkforvaltere som er plassert lokalt. Den daglige forvaltningen kan legges til slike stillinger (Sunde *et al.* 1995).

(2) *Fylkeskommunene.* Utenfor områder som er vernet etter Naturvernloven og Viltloven er det viktige arealer av stor verdi blant annet som leveområder for villreinen. Ved bruk av Plan- og bygningsloven gjennom fylkesdelplan for å samordne bruk og vern av disse områdene, må fylkeskommunene se til at dette blir fulgt opp i kommunene. Dette samordningsansvaret er viktig for å avstemme forvaltningsplanen opp mot planforskriftene i fylkesdelplanen og de kommunale arealplanene (Sunde *et al.* 1995).

(3) *Kommunene.* Kommunene har ansvaret i det ytre planområdet. Kommunene kan bli tillagt ansvar for enkelte oppgaver i forbindelse med forvaltningen av verneområdene. Dette ses i sammenheng med kompetanse og forutsetninger i kommunene. Det er særlig viktig med lik praksis i forvaltningen av heiområdene. Staten har delegert forvaltningen av Vormedalsheia og Lusaheia landskapsvernområder til Hjelmeland kommune som en prøveordning under MIK-programmet (miljøvern i kommunene) (Sunde *et al.* 1995).

(4) *Heieråd.* For å ta vare på helheten i forvaltningen er det viktig at det blir en mest mulig lik praksis fra kommune til kommune. Det er derfor sterkt ønskelig å ha et organ som Heierådet for drøfting og rådslagning. I St. meld. nr. 62 (1991-92) står det om nasjonalparkforvaltningen: «Departementet ser positivt på forslaget om rådgivende kontaktutvalg, men mener at spørsmålet må vurderes konkret ved behandlingen av hvert enkelt verneforslag. Departementet mener at slike rådgivingsorgan i første rekke

bør komme på tale for de nasjonalparker hvor friluftslivet er et delmål i forvaltningen». Et heieråd vil ha en viktig oppgave i arbeidet med forvaltningsplanen. Hvis alle som har interesser i området skal med, blir heierådet for stort, og kan dermed ikke samles ofte. Da er det bedre med et mindre heieråd, som evt. innkaller til større «heiekonferanser». Heierådet må være sammensatt av oppnevnte representanter fra offentlige organer, rettighetshavere og interesseorganisasjoner. Heierådet skal være et rådgivende organ for forvaltningsstyresmaktene, og gi råd om forvaltningen av både indre og ytre planområder. Rådet må trekkes aktivt med i utarbeidingen av forvaltningsplaner, og gi råd i forbindelse med årsplaner og årsmeldinger fra de som har forvaltningsmyndighet i området. Sekretariatsansvaret bør legges til fylkesmannen (miljøvernavdelingen) for saker som gjelder verneområdene, og til fylkeskommunen for saker som gjelder det ytre planområdet. Sekretariatet skal stå for samordning og tilrettelegging av forvaltningsoppgavene og forberede saker for heierådet i de respektive områdene. Heierådet kan ha 8-10 medlemmer (A. Kommunene 3 rep.; B. Fylkeskommunene 1 rep.; C. Grunneier/rettighetseier 3 rep (inkl. Statskog 1 rep.), D. Interesseorganisasjonene 2 rep.). Det enkelte organ velger selv sine medlemmer til heierådet (Sunde *et al.* 1995, se også Rogaland, Vest-Agder og Aust-Agder fylkeskommune 1995). I det foreslåtte heierådet er det ikke funnet plass til representanter som er satt til å ivareta villreininteressene, selv om villreinens særstilling er framhevet i de fleste verneplaner.

(5) *Oppsyn.* For å se til at bruk og forvaltning av heiområdet skjer i samsvar med verne- og planvedtak, må det være et oppsyn. Dette er spesielt viktig i forbindelse med ferdsel, jakt og fiske. Forvaltningsplanen skal gi konkrete føringer for hvordan oppsynstjenesten skal organiseres og arbeide. Oppsynsordningene må utformes i samsvar med opplegget til Statens Naturoppsyn. I valg av slike tjenester må det legges vekt på organisasjon, kompetanse, kunnskap om lokale forhold, og evne og vilje til samarbeid med partene. Det er viktig med klare instruksjoner og at oppgavene som skal utføres blir gjennomført likt i hele området. Oppsynstjenesten må ha begrenset politimyndighet, være godt utrustet og ha nært samarbeid med politiet (Sunde *et al.* 1995).

14.3.3 Krav om konsekvensutredning

Grunneiersammenslutningen for Setesdal-Ryfylke har i sin høringsuttalelse, og i sitt møte med miljø-

vernministeren i januar 1995, stilt krav om at verneplanforslaget må underlegges konsekvensutredning i henhold til §33 i Plan- og bygningsloven (PBL). Det ble i 1989 innarbeidet nye regler om konsekvensutredninger i PBL. Bestemmelsene er utvidete saksbehandlingsregler som har til formål å «klargjøre virkninger av tiltak som kan ha vesentlige konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn» (PBL §33-1) (Brastad & Neset 1996). Det praktiseres i dag ikke konsekvensutredninger ved verneplaner utover den vanlige planprosessen som er utformet for reguleringsplaner etter PBL. *Departementet har vurdert det slik at Flerbruksplanen er tilstrekkelig som grunnlag* (kap. 14.2.5), og derfor kan erstatte en konsekvensutredning (Brastad & Neset 1996). Sammenliknet med vern av f.eks. Hardangervidda, er grunnlaget for vern i SVR godt utredet.

14.3.4 Krav om stortingsbehandling

Det er også fremmet krav om at Verneplanen må opp til behandling i Stortinget før den kan vedtas (Brastad & Neset 1996). Det er i hovedsak grunneierorganisasjonene som har fremmet dette kravet. Kravet begrunnes med at samordningen for verneplaner i heiområdet ikke har fungert tilfredsstillende, og at verneplanen mangler realitetsbehandling fra Stortinget gjennom tidligere planer eller utredninger. Det siktes spesielt til St. meld. nr. 62 (1991-92), hvor SVR bare er omtalt under planene for Rjuven som nasjonalpark, og ikke i selve meldingen. I dokument nr. 8 (1995-96) til Stortinget, fremmer fire stortingspolitikere forslag om «at Verneplan for Setesdal Vesthei - Ryfylkeheiane legges frem for Stortinget til behandling». Forslagsstillerne begrunner forslaget med at «det ikke er tatt tilstrekkelig hensyn til de berørte fylker, kommuner, grunneiere, brukere og organisasjoner...» (Brastad & Neset 1996). Dette er bakgrunnen for prosessen fram til lokal forvaltningsmodell (kap. 14.3.6).

14.3.5 Fylkesdelplanforslag (1995)

Siktemålet med «Framlegg til fylkesdelplan for Setesdal Vesthei Ryfylkeheiane» (Rogaland, Vest-Agder og Aust-Agder fylkeskommune 1995) var å videreføre flertalls-vedtaket om omfang av verneareal i Flerbruksplanen (kap. 14.2.5). Fylkesdelplanforslaget gjelder den framtidige forvaltningen av arealer som faller utenfor Naturvernloven og Viltloven, men som blant annet berører viktige arealer som er leveområder for villreinen (Sunde *et al.* 1995). Ved

bruk av Plan- og bygningsloven skal Fylkesdelplanen samordne bruk og vern av disse områdene. I forslaget til plan er det presentert ulike modeller for framtidig virkemiddelbruk. Planforslaget må ses i sammenheng med forslag til verneplan for SVR og områder i Rogaland som er vernet fra før (kap. 14.3.1). I Fylkesdelplanen foreslås et noe mindre verneområde (Tabell 29). Det er enighet om at forvaltningen av SVR bør ses i sammenheng, men fylkesdelplanen vektlegger i sterkere grad prinsippet om lokal forvaltning. De vektlegger at det i komiteinnstillingen til Stortinget sin behandling av St. meld. (1991-92) står at «Komiteen vil peke på det levende og sterke engasjementet for skjøtsel av villmark som har eksistert i generasjoner. Komiteen mener at grunneiernes, brukernes og befolkningens medvirkning og medbestemmelse representerer positive verdier. Komiteen mener man gjør natur- og kultur-vern et bjørnetjeneste ved å gjennomføre forvaltningsmodeller og -regler som resulterer i lokal fremmedgjøring». Da styringsgruppen for flerbruksplanen gikk gjennom sluttrapporten, ble det enstemmig vedtatt at «Det bør være stor grad av lokal forvaltning. Lokal forvaltning er viktig for å oppnå respekt og forståelse for vern». De oppgir en forvaltningsmodell som er svært lik den i verneplanforslaget (kap. 14.3.2). Når det gjelder sammensetningen av heierådet, opererer Fylkesdelplanforslaget med to alternativer. Det ene er likt det i verneplanforslaget, mens det andre forslaget innebærer en representant fra hver kommune og fylkeskommune i SVR, hvilket gir i alt 15 representanter i heierådet. Det presiseres likevel at det må tas med representanter for grunneiere/rettighetseiere og interesseorganisasjoner for å tilfredsstille stortingskomiteens uttalelse.

14.3.6 Lokal forvaltningsmodell (1998)

Verneplanforslag og verneplanprosess for Setesdal Vesthei ble behandlet i Stortinget (1996-97) som «dokument:8 sak» (Myrum *et al.* 1998). Det ble fattet vedtak om at forslaget til verneplaner ikke behandles i Stortinget mens høringsprosesser pågår, og at «Stortinget ber Regjeringen gjøre Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiane til forsøksområde for lokal medvirkning og medbestemmelse i forvaltningen av verneplanen for område». På denne bakgrunn ble det satt ned et utvalg som skulle se på alternative forvaltningsmodeller i sammenheng med sentral høring av verneplanen. Dette Forvaltningsplanutvalget for Setesdal Vesthei la høsten 1997 fram en utredning kalt «For-

valtningsplanutvalet - *Setesdal Vesthei, Alternative forvaltningsmodellar for framtidig heieforvaltning*». Forvaltningsplanutvalget besto av representanter for kommunene og fylkesmennene i Aust-Agder og Vest-Agder, Vest-Agder fylkeskommune, landbruksorganisasjonene og Statskog Sør- og Vestlandet. Det ble enstemmig foreslått utprøving av lokal forvaltning ved at forvaltningsmyndighet blir lagt til kommunene. Utvalget presenterte rapporten for Miljøverndepartementet (MD) og Direktoratet for naturforvaltning i Oslo den 21. januar 1998. Arbeidet ble godt mottatt, men avdekket også behov for en ytterligere konkretisering av hvordan forsøk med lokal forvaltning eventuelt kan gjennomføres. MD oppfordret i brev av 3. mars 1998 Forvaltningsplanutvalget til å «utarbeide et forslag til ramme (disposisjon) for en forvaltningsplan og fremme forslag til hvordan forvaltningsplanarbeidet kan organiseres. Utvalet bør og drøfte og komme med forslag til framtidige saksbehandlingsrutiner og kompetansekrav» (Myrum *et al.* 1998).

Forvaltningsplanutvalget for Setesdal Vesthei la i sin rapport av 16. september 1998 fram en tilrådning til å utprøve en ny lokal forvaltningsmodell for Setesdal Vesthei (Myrum *et al.* 1998). En ønsker gjennom ordningen å høste erfaringer om tre viktige forhold: (1) Lokal forvaltning av verneområder i et stort geografisk område, (2) integrert forvaltning etter tre lover; Naturvernloven, Viltloven og Plan- og bygningsloven (PBL), og (3) praktisk eksempel på aktiv forvaltning. Det framheves at lokalnivået (kommunen, grunneiere og brukere) ofte oppfatter forvaltningsplaner som iverksetting av statlig vernepolitikk, siden det er fylkesmennene (statens representant) som normalt utarbeider disse på bakgrunn av forskrifter (Myrum *et al.* 1998). Problemet med lokal forvaltning tidligere bunnet delvis i PBLs manglende mulighet til å sikre miljøverninteresser i LNF-områder (Tor Punsvik, pers. medd.). Dette foreslåtte forvaltningsopplegget er dermed en nyskaping der det kan forvaltes lokalt også etter Naturvernloven og Viltloven. I første omgang dreier dette seg om delene i Agder-fylkene, men det framheves at det bør være rom for å ta med Rogaland på et seinere stadium om dette viser seg formålstjenlig. I arbeidet med forvaltningsplanlegging og framtidig heieforvaltning ønsker en sterkt å ta vare på helheten i heiområdet uavhengig av administrative grenser.

Den vesentligste forskjellen i forhold til tradisjonell forvaltningsplanlegging er framlegget til *katego-*

rier for soneinndeling og gjennomføring av dette. Målet er å finne en god avveining mellom bruk og vern. De nye kategoriene er:

1. Spesiell vernesone (mindre areal, f.eks. trekkområder for villrein)
2. Sone uten tilrettelegging og inngrep (f.eks. arealer 5 km fra inngrep, se Fig. 27)
3. Kulturlandskapsone (bevaring og bruk, f.eks. bevaring av stølsmiljø)
4. Sone med spesielle aktiviteter (f.eks. turisme)

Hver kommune skal legge fram en *kommunedelplan* der de foreslår avgrensninger i hht. soneinndelingen. Arbeidet med forvaltningsplanen vil skje på basis av verneforskrifter i verneplanforslag (kap. 14.3.1) og retningslinjer og forskrifter til fylkesdelplanforslag (kap. 14.3.5) og kommunedelplaner. Forvaltningsplanen skal altså integrere forsøksmodellen med lokal forvaltning i en ellers vanlig forvaltningsplan. En tilrår at kommunedelplanene og forvaltningsplanene blir utarbeidet i en samordnet prosess (se konkretisering i Myrum *et al.* 1998). Utvalget ser for seg at prøveperioden med lokal forvaltning kan ta til i år 2001 og gå i 5 år. For utarbeidelsen av forvaltningsplanen er det satt ned et sekretariat og en referansegruppe med representanter fra kommunene, fylkesmennene og fylkeskommunene i Aust-Agder og Vest-Agder, landbruksorganisasjonene og Statskog. Den nye ordningen er ambisiøs i den forstand at den krever en stor kompetanseoppbygging i kommunene.

Myrum *et al.* (1998) presenterer også forslag til en ny forvaltningsmodell (Fig. 29). Utvalget mener at saksområdet er så omfattende og nytt at myndigheten til å treffe vedtak bør ligge i de enkelte *kommunesty-*rer. Kommunestyret kan selv avgjøre om slik myndighet eventuelt skal legges til formannskapet, det faste utvalget for plansaker eller liknende utvalg. *Administrasjonen i kommunen* vil få tre viktige funksjoner: (1) ansvaret for saksbehandling, (2) delta i utarbeiding og oppfølging av forvaltningsbudsjett for planområdet, og (3) delta i utarbeiding og oppfølging av arbeidsplan for planområdet. Det skal frigis eller tilsettes minst en person i hver kommune til saksbehandling. Det bør også etableres et *administrasjonssenter* med minst en person for kommunene som skal jobbe på heltid med forvaltningen av Setesdal Vesthei. Personen bør få ansvar for å opprette et *faglig forum* av saksbehandlere i kommunene, samt være *nettverkskoordinator*. Utvalget mener nettverks-

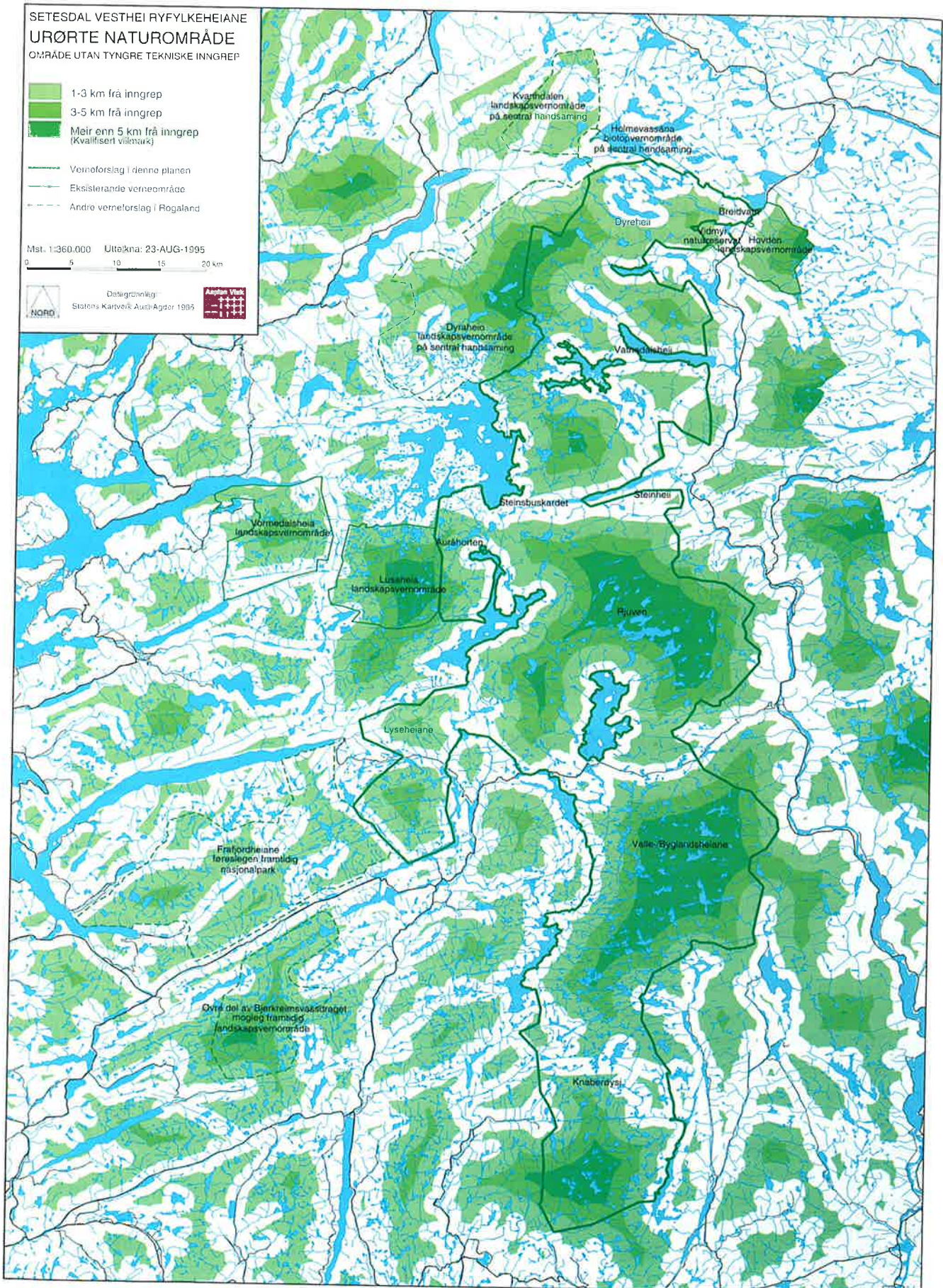


Fig. 27. Oversikt over urørte naturområder definert som områder uten «tyngre tekniske inngrep» (etter Sunde *et al.* 1995). Verneforslaget refererer til Verneplanforslaget av 1995 (Sunde *et al.* 1995, kap. 14.3.1).

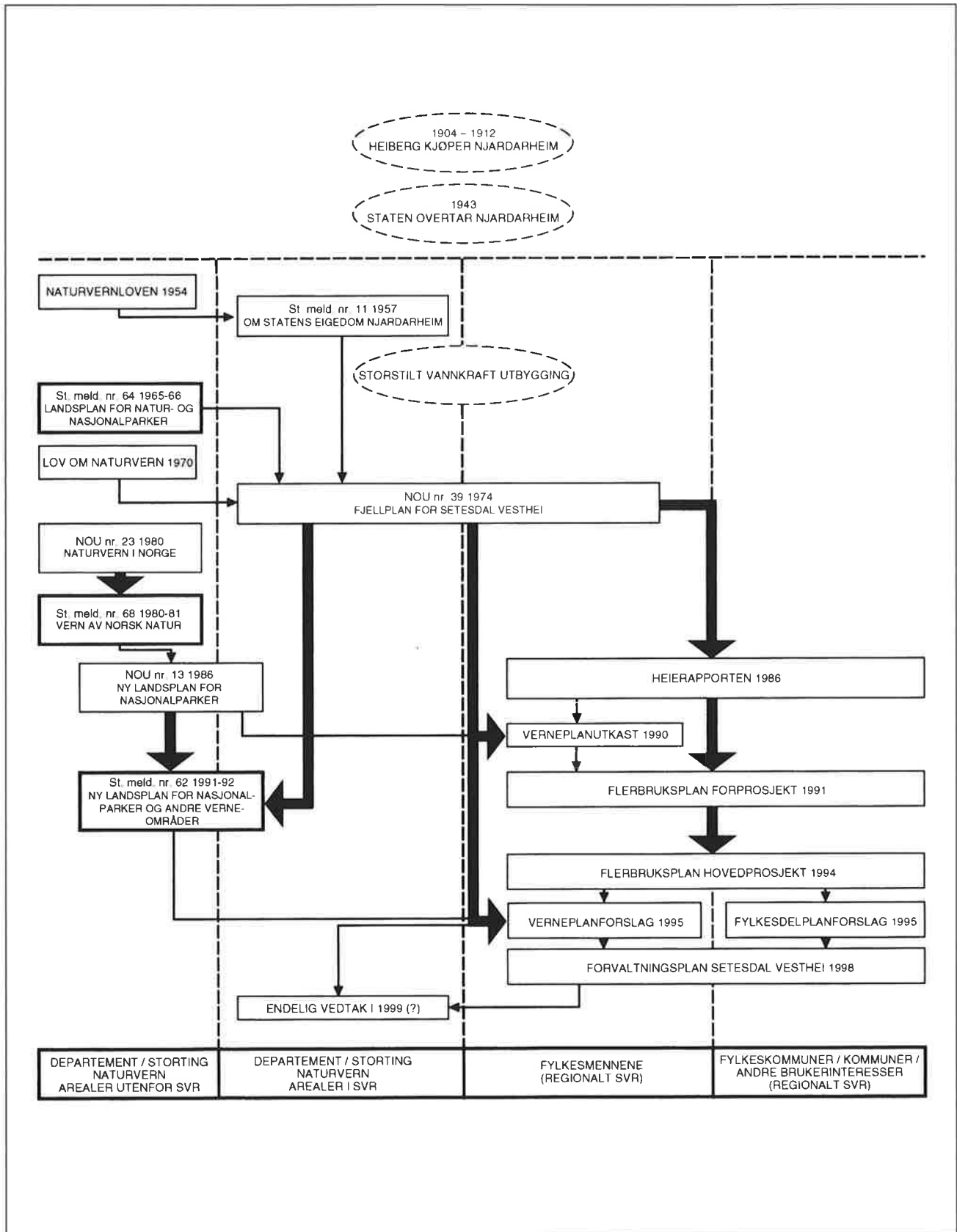


Fig. 28. Foreløpig oversikt over enkelte viktige lovverk, dokumenter og historiske forhold i planprosessen av statlig og regional vern og forvaltning i SVR 1900-1999. Blant dokumentene er stortingsmeldingene og noen av de viktigste rapportene og utredningene som er utformet. Relasjonene er inndelt i tilfeller hvor det har vært en direkte oppfølging (tykk pil) eller bare påvirkning i mer eller mindre grad (tynn pil). Oversikten er ikke fullstendig, en rekke lovverk og forvaltningsverktøy av mer generell karakter er ikke vist (se teksten).

koordinatoren bør tildeles oppgaven som sekretær når ordførerutvalget og Heierådet kommer sammen. Dersom det etableres et administrasjonssenter, bør Statens Naturoppsyn og det instituttet som skal utføre evaluering av prosjektet ha kontor plass i det samme senteret. *Ordførerutvalget* bør være sammensatt av ordførerne i de berørte kommuner for å bedre kommunikasjonen mellom statlige myndigheter, fylkeskommuner og kommuner. *Heierådet* skal være et faglig rådgivende organ, uten egentlig myndighet. Det vil bli gitt føringer til hvordan Heierådet skal settes

sammen fra Miljøverndepartementet (se kap. 14.3.2). *Statens Naturoppsyn* (SNO) ble etablert med hjemmel i Lov om statlig naturoppsyn av 21. juni 1996. SNO skal drive kontroll og oppsyn. Det er forventet at SNO oppretter to stillinger (kontorer) i regionen. Et av kontorene bør opprettes i fellesskap med det tenkte administrasjonssenteret for Setesdal Vesthei (Myrum *et al.* 1998). Forvaltningen av SVR går i årene framover inn i en spennende fase, og *det er altså foreløpig ikke endelig vedtatt hvordan den fremtidige forvaltningen av SVR skal organiseres.*

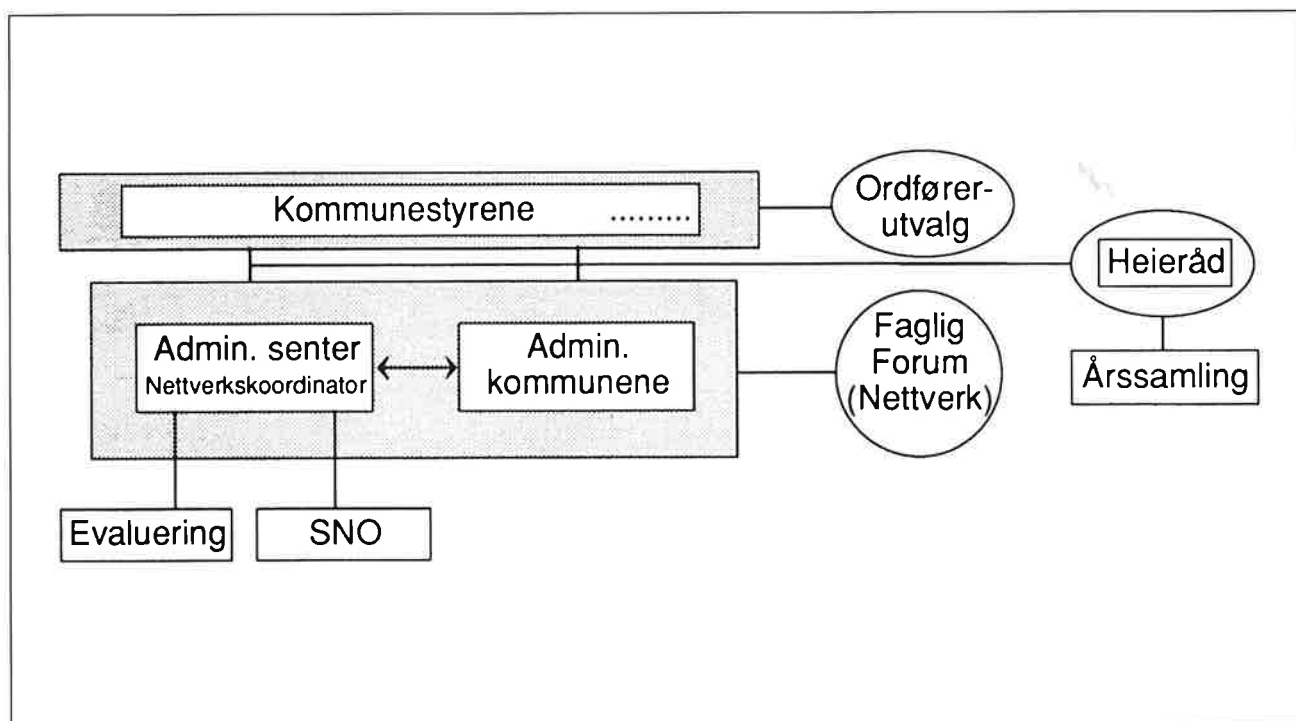


Fig. 29. Forslag til modell for praktisk forvaltning og drift av ordningen med lokal forvaltning. Denne modellen er et forslag og altså ikke endelig vedtatt (etter Myrum *et al.* 1998)

15 Konfliktområder rundt husdyrholdet i SVR

Konflikter og overutnyttelse av ressurser kan lett oppstå når man har felles bruk av en allmenning, det som har blitt kjent som «allmenningens tragedie» (Hardin 1968, 1998). Overutnyttelse kan selvfølgelig også skje på privateide arealer (Anderson 1998). Konflikter rundt beiteinteressene i SVR er ikke av ny dato. Det var konflikter mellom tamrein og stølsdrift allerede i forrige århundre (kap. 4.4). Konflikten mellom sau og villreininteresser har sannsynligvis sitt utspring i begynnelsen av dette århundret. Bakgrunnen for de registreringene av beiteressursene som fant sted i heiene fra 1913-1931 (kap. 12.1.2), var som nevnt at Heiberg kjøpte opp store fjellområder der han blant annet ville stenge sauene ute (kap. 14.1.2).

Under arbeidet med denne utredningen har det kommet klart fram at *virkelighetsoppfatningen* varierer kraftig mellom de ulike interessentene. Sauenæringen føler seg presset fra «alle hold». De har problemer med rovvilt, beitekonflikter og også store omlegninger i rammevilkårene pga. endringer i landbrukspolitikken. Fra naturvern- og jaktinteressesnes side blir det hevdet at sauene er et «hellig dyr» som det er svært vanskelig å få gjort noe med. Det hevdes at bare man vil ha undersøkt effektene av sau i utmark eller diskutere driftsformen, blir man stemplet som «sauemotstander». Begge sider beskylder hverandre for «historieløshet». Saueholdere framhever at det har beitet sau i heiene i flere hundre år (hvilket er riktig). På «motsatt side» hevdes det at det i forrige århundre fant sted en «overutnyttelse» av heiene, i det nesten alt beite ble utnyttet (hvilket sannsynligvis også er riktig).

En polarisering mellom aktørene i saueholdet og andre interesser er klart uheldig. Et grunnleggende «problem» er også at forvaltningen ofte vil måtte ta hensyn til ikke-økonomiske verdier (Storaas & Punsvik 1996). Følelsene for sauene, som er forankret i gamle og hevdvunne tradisjoner, er ofte langt sterkere enn for andre husdyrarter blant husdyrholderne (Brandal & Tjeltveit 1996). Sauen og heieføringen representerer også en «livsstil» for mange mennesker

i dette området. Det er også knyttet sterke følelser til viltet, kanskje spesielt til villreinen som «urdyret» og symbolet på de urørte og karrige fjellviddene i Norge. Rypa har også stor symbolverdi i en slik sammenheng. Det er vanskelig å avgjøre viktigheten og den reelle betydningen av slike verdier i konflikter uten nærmere undersøkelser.

Det er uansett viktig å *identifisere konfliktområdene for å avgjøre hva som er problemet og hvordan disse eventuelt kan løses*. Vi har i denne utredningen forsøkt å få fram begge siders synspunkter. I dag har konfliktene særlig rundt sauehold vs. jaktinteresser (kap. 15.2) og sauehold vs. naturverninteresser (kap. 15.3) fått ny aktualitet (Punsvik 1996). Vi har for oversiktens skyld også tatt med de konfliktene som ellers nevnes rundt sauehold, nemlig konflikter med kraftutbygging, hytteeiere, fotturister og skogbruk (kap. 15.4). Vi diskuterer også ulike kriterier for et bærekraftig sauehold basert på disse konfliktene (kap. 15.6).

Det er gjort relativt lite for å kartlegge omfanget av disse konfliktene, men det er blant annet gjennomført en hovedfagsoppgave ved Telemark distriktshøgskole i Bø (Haughom 1994). I denne undersøkelsen fra Frafjordheiene (Sirdal), var det bare ca. 5% av grunneierne som mente det var konflikt mellom villrein og sauebeiting, mens hele 35% mente det var konflikt mellom sauebeiting og forstyrrelse fra fotturister. Til sammenlikning var det 60% som mente det var konflikt mellom fotturister og villreinjegere, og 70% mellom fotturister og villreinen (Haughom 1994). I arbeidet med denne utredningen har det imidlertid også kommet fram at «sau» ikke nødvendigvis gjelder sau generelt, idet det ofte var *driftesauene* som utløste de sterkeste følelsene. Vi starter derfor med en kort diskusjon om konflikter som delvis også går innad i selve næringen (15.1).

15.1 Driftesau og heimesau

Det kommer ofte fram i samtaler med brukere i SVR at det er beiting med driftesau som utløser de sterkeste følelsene. Konflikten bunner i at driftesauene

stort sett kommer fra gårder og arealer i Rogaland som ligger langt unna høyheiene (kap. 4.2.2), og folk f.eks. i Setesdalen vil gjerne ha «sine heier» i fred. Det blir blant annet hevdet at heieføringen ikke bidrar til økt bosetting i distriktene. Heieføring er også en relativt dyr driftsform (ca. kr. 50-70,- per dyr; Arne Rian, pers. medd.), og mange mener heimesauen må ha førsterett. Dette argumentet blir også brukt av aktører med jakt-/naturverninteresser for å få ned sauetallet i det sentrale verneområdet.

Det er klart at sauen er en viktig faktor for å opprettholde bosettingen i distriktene, og en del reagerer derfor når sauen kommer «utenfra». Om man vil ha driftesau eller heimesau i heiene er imidlertid politiske valg som vi ikke skal ta stilling til her. Det er klart at heimesau og driftesau i utgangspunktet må forventes å være like økologisk sett, selv om ulikheter i driftsformen (f.eks. antall sau sluppet, valg av raser, slipp- og sanketidspunkt) likevel kan gi ulike økologiske effekter. Det er viktig at alle aktører kjenner forhistorien, og vi har allerede diskutert hvordan heieføringen av sau oppsto (kap. 4.2.2). Det kan derfor være av betydning i konfliktløsning å se nærmere på hvordan eiendomsforholdene og rettighetene rundt driftesauen oppsto og utviklet seg. Mange mener dette er av betydning for å avgjøre om det i utgangspunktet kan fastsettes om heimesau eller driftesau bør ha fortrinnsrett (Hertel-Aas 1998).

Den delen av utmarka som en kunne gå over og utnytte når en dro ut og kom hjem igjen samme dag, ble tidligere kalt «heimrast» (Hertel-Aas 1998). Den kunne strekke seg fra et par til 10 km innover i skogen eller fjellet og hørte til gården. «Utrast» var heimrasten pluss mer fjerntliggende beiter, slåtter og støler som ofte kunne ligge i sameier eller bygdeallmenninger. Utenfor bygdeallmenningene, der det var store vidder, lå det mange steder allmenninger, og i de største fjellstrøkene lå «ingenmannsland» lengst inne på fjellet. Det var områder der ingen gjorde krav på eiendomsrett (Hertel-Aas 1998).

I Sirdals- og Setesdalsområdet eksisterte det ikke bygdeallmenninger eller statsallmenninger da driftesauen gjorde sitt inntog på 1800-tallet (Hertel-Aas 1998). Gårdene i Setesdal og Sirdal delte de mellomliggende områdene mellom seg. En kan gjerne si at gårdene hevdet eiendomsretten til hele utrasten. Dette skjedde gjennom beitebruk, fullseterbruk eller slåttebruk, de fikk m.a.o. eiendomsretten ved *hevd*. Skiftet mellom gårdene i disse dalførene gikk langs Kvina-vassdraget (inkludert Rosskreppfjorden). Også

i heiområdene mellom Bykle og Suldal krevde oppsitterne på hver sin side eiendomsrett like inn til amtsgrensen. Gårdene på vestsida av Otra hadde hver sin langstrakte «heieteig» innover mot Kvina, og gårdene på østsiden av Åna-Sira hadde tilsvarende teiger vest for Kvina. Denne eiendomsoppdelingen har vært bestemmende for oppdelingen av drifteheier i Sirdal-Setesdalsheiene like til i dag, selv om enkelte heieeiendommer i driftesammenheng har blitt slått sammen. I den grad driftekarere lå i «ingenmannsland» slapp de trolig å betale beiteleie for fjellbeitene om sommeren. Men i Sirdals- og Setesdalsheiene har de trolig betalt beiteleie fra langt tilbake i tida (Hertel-Aas 1998). Økte leier av drifteheier har i perioder ført til at man har tatt inn flere sau for å senke prisen per sau (gressleia). I NOU (1974) står det at dette i perioder har ført til «overbeiting» (NOU 1974). Sannsynligvis har altså belegget av driftesau vært (og er) for høyt i enkelte heier.

15.2 Husdyrhold og jaktinteresser

Konflikten mellom husdyrhold og jaktinteresser kan deles i konflikter om beiterett vs. jaktrett (kap. 15.2.1), problemet om husdyr i utmark direkte eller indirekte påvirker de jaktbare viltbestandene (eller omvendt) (kap. 15.2.2), og direkte konflikter med at virksomhet rundt husdyrholdet (som sanking) påvirker eller ødelegger for jaktutøvelsen (kap. 15.2.3).

15.2.1 Beiterett vs. jaktrett

Hertel-Aas (1998) anfører at det også tidligere var et problem at direkte oppkjøp av heiestrekninger eller leie på spesielle vilkår stengte sauen ute. Dette ble i samtiden sett på som en reell trussel mot hele drifteordningen (kap. 4.2.2). I Høyfjellskommissjonen er det nevnt flere eksempler på heier som enten var leid eller solgt ut til jakt i perioden 1905-1907. I sin tid ville som nevnt Heiberg stenge sauen ute fra Njardarheim (kap. 14.1.2). Dette var bakgrunnen for at Stavanger amtsutvalg nedsatte en «Heiekommissjon» som førte til at amtsformannskapet (fylkestinget) rundt 1910 vedtok en plan for å styrke saueholdet (Holand *et al.* 1999). Målet var å kartlegge eiendomsgrenser for å legge til rette for utskifting og dermed en bedre utnyttelse av heiene (kap. 12.1.2). Utestengning av sau pga. jakt anses også i dag som et problem i næringen, særlig i forbindelse med gode rypeterreng.

15.2.2 Interaksjoner husdyr og vilt

Vi har i detalj gjennomgått ulike direkte og indirekte interaksjoner mellom husdyr og vilt (kap. 9, 10 & 11). Slike interaksjoner kan slå begge veier. Det ble tidligere f.eks. klaget over at stor reinsstamme førte til mye jerv, og dermed økt tap for husdyrholdet (Brandal & Tjeltveit 1996). Dette er imidlertid ikke et konfliktområde i SVR i dag, og med interaksjoner husdyr og vilt, fokuseres det her på hvordan sauen påvirker andre arter. Denne konflikten har stort sett gått på at sau kan konkurrere med villreinen om beiter, men også rypa er en viktig jaktbar viltart i SVR og nevnes i denne sammenheng. I driftsplan for Setesdal-Ryfylke villreinlag heter det under trusselfaktorer om beitekonkurranse at «*Det pågår en debatt og forskning om hva sauens beiting betyr for høyyfjellsøkologien generelt og villreinen spesielt. Forskningsresultater viser at sauebeitinga har stor påvirkning på høyyfjellsøkologien. Hvordan dette påvirker villreinen, er fortsatt uklart.*» (Jerstad 1999). Det foreligger ikke kunnskap til å avgjøre sikkert i hvilken grad sauebeiting i SVR i dag påvirker villrein- (kap. 9) eller rype-bestanden (kap. 11) i positiv eller negativ retning. *Det er også verdt å merke seg at selv om det ikke blir påvist konkurranse mellom sau og rein i økologisk forstand (effekt på kondisjon/overlevelse/reproduksjon) (kap. 9.1), kan det likevel tenkes at sauen lokalt fortrenger reinen fra enkelte områder (endrer bruk, kap. 9.10.2).* Dette kan skape lokale konflikter for de grunneier/jeger-interesser som berøres, uavhengig av om det fyller kravene til konkurranse etter økologiske kriterier (Erling Skurdal, pers. medd.). Et problem kan også være at trafikk inn med driftesau kan påvirke reinstrekket i enkelte områder.

15.2.3 Direkte forstyrrelse av jakt

Det vekker ofte irritasjon blant jegere hvis sauesankere skremmer viltet. Dette kan være et problem både under villreinjakt, hjortejakt og elgjakt. I tillegg vil sein sanking kunne påvirke eller ødelegge for bruken av hund. En elgjeger vil kanskje ikke kunne slippe hunden av fare for at den skal ta sau, eller jakt med bandhund blir ødelagt fordi hunden drar på sau istedet for på elg. I SVR bruker en del jegere også bandhund på reinsjakt. Det kan også ødelegge for mulighetene til å trene hunder før jakta hvis det beiter sau i området, også i perioden etter at den generelle båndtvangen (1. april-20. august) har opphørt. Det vekker selvfølgelig også harme blant saueeierne hvis løse hunder dreper sau.

15.3 Beitedyr og naturverninteresser

I debatten om saueholdet i SVR har hensynet til det biologiske mangfoldet blitt nevnt som et argument for å få ned antall beitedyr. Det er imidlertid også innen naturvern-kretser uenighet om sauebeiting representerer en trussel mot mangfoldet, og argumentene nedenfor gjenspeiler derfor sannsynligvis bare deler av naturvernet i Norge. Naturvernet er i utgangspunktet interessert i alt biologisk mangfold, inklusive viltet. Naturvern-interessene er derfor også veldig opptatt av villreinen, som Norge er pålagt et spesielt ansvar for internasjonalt (kap. 15.6.3). Det knytter seg også stor interesse til smånagersyklusene som mulig utdøende fenomen, og hvorfor fjellrev og snøugle har langt lavere bestander i mange fjellområder enn tidligere (Tor Punsvik, pers. medd.). Det er med dagens kunnskap usannsynlig at dette har sammenheng med sauebeiting.

Det forekommer en del sårbare plantearter i SVR (Åsen 1999), og i områder med sau kan en del av disse tenkes å forsvinne. Fra vår gjennomgang av effekter av beiting, er det klart at middels sauebeiting generelt forventes å gi høyest biologisk mangfold lokalt, unntaket er i svært fattige lav- og røsslyngdominerte vegetasjonssamfunn (kap. 10.3). Vi vet per i dag ikke om gjennomsnittlig sauehold i SVR gir middels beitegrad. Det er i disse spørsmålene særs viktig å tenke skala (kap. 10.7). Selv om planten forsvinner fra et område, kan den fortsatt trives i et annet ubeitet område i nærheten. På samme måten sier økt mangfold pga. middels beiting innenfor en flekk ikke direkte noe om mangfoldet totalt i SVR. Det kreves derfor omfattende botaniske registreringer for å påvise effekter på dette nivået. Her er registreringene som botanikeren Per Arvid Åsen (1999) driver i SVR svært verdifulle (kap. 2.4). Det bør også vurderes om de samme kriteriene skal gjelde alle beitedyr. Det vil kunne være fornuftig å stille de samme krav til forvaltningen av hjortevilt, som til forvaltningen av husdyr (og omvendt). I forvaltningen av hjortevilt er det bestemt at hjorteviltbestandene ikke skal representere en trussel mot biologisk mangfold (DN 1995). *Lov om viltet* er også sentral i denne sammenheng. I formålsparagrafen heter det at «*Viltet og viltets leveområder skal forvaltes slik at naturens produktivitet og artsrikdom bevares. Innenfor denne rammen kan viltproduksjonen høstes til gode for landbruksnæringen og friluftsliv. Lovens virkeområde er alt viltlevende landpattedyr og fugler, amfibier og krypdyr.*»

15.4 Andre konflikter rundt beitedyr

Det er også en del andre konfliktområder rundt bruken av utmarka til husdyrhold. Dette har imidlertid ikke kommet fram som noe stort problem i SVR i dag, og vies derfor mindre plass.

Beitedyr og utbygginger. Med kraftutbyggingen ble en del av de beste (vår-) beitemene oversvømt, men samtidig førte anleggsveier til at nye beiter ble tilgjengelige (Eikeland 1966). Det anføres også som et problem fra saueholdet at det i enkelte kommuner foregår en utstrakt hyttebygging. Dette gjelder særlig arealer i fjellbjørkeskogen der det er viktige vår- og høstbeiter.

Beitedyr og hytte- og fotturister. Et problem av relativt ny dato er konflikten mellom hytteiere og saueiere. Mange hytteiere vil ikke ha husdyr på tomtene sine. Sauene velger ofte hvileplasser i skyggen av hytteveggene eller på verandaene. Her kan det bli store mengder møkk og urin og følgelig opphav til ubehagelig lukt i tillegg til at det ikke er estetisk eller hygienisk. Det kan også bli en del bråk tidlig på morgenkvisten når sauene skal begynne dagens beiteøkt. På den annen side vil ikke saueieren ha for mange gjerder som stenger sauene ute fra tidligere viktige beitemarker. Dette har ikke kommet fram som noe stort problem i SVR, men nevnes i Flerbruksplanen-Ferdsle (Skåtan 1993b). I en undersøkelse kommer det også fram at det kan være konflikt mellom sauebeiting og fotturister (Haughom 1994). Saueierne mener at fotturister forstyrrer sauene i områder hvor disse ikke er vant til trafikk, og at sauene dermed kan bli spredd og vanskeligere å finne igjen (Skåtan 1993a). Det er også klart at en del fotturister bringer med seg hunder som kan jage sau. Det er sikkert også en del fotturister som opplever at for mye «breking» ødelegger fjellets ro (Haughom 1994), mens kanskje andre ser på sauene som et «naturlig» og trivelig element i kulturlandskapet.

Beitedyr og skogbruksinteresser. I en del tilfeller kan beiting hindre gjenvekst av skog (Bjør & Graffer 1963). Det kan derfor oppstå konflikter særlig der en vil ha opp løvtre-foryngelser (NLVF 1977a). Som vi har nevnt vil dette mest sannsynlig oppstå med tidlig vårbeiting eller sein høstbeiting (kap. 10.2.8) eller ved for høyt beitetrykk (kap. 10.6). Skader på unge bartrær regnes også først og fremst som et problem der det er geit, og i mindre grad der det er beiting med sau eller storfe (NLVF 1977a).

15.5 Avgrensning av konfliktareal

Saueholdet blir ikke møtt med like stor «motvilje» i

alle områder. I en samtale med sentrale aktører i forvaltningen, kom det fram at det særlig er *sauen i høyheiene* som er konfliktfylt. Dette vil i praksis si innenfor mye av det område som avgrensner villreinområdet i SVR, området som utgjør kjernen i Verneplanforslaget av 1995 (kap. 14.3.1). Videre forskning bør derfor prioritere forholdene i høyheiene, selv om sauebeiting selvfølgelig vil ha økologiske effekter også utenfor dette arealet (kap. 9, 10 & 11). Det er likevel klart at resultater om effekter av sauebeiting i høyheiene ikke direkte kan overføres til lavheier.

15.6 Ulike definisjoner av bærekraftig sauehold

Det er et generelt grunnprinsipp her i landet at forvaltningen av naturområder skal være bærekraftig. Dette vil kort fortalt si at bruken av utmarka ikke må «forringe» kvalitetene i fjelltraktene. Vi kommer her igjen inn på *verdispørsmål*, som blir fastlagt basert på administrative vedtak og politiske beslutninger. *Vi mener derfor det er helt avgjørende å komme fram til eksplisitte definisjoner av hva som er et bærekraftig sauehold.* Begrepet «bæreevne» er svært sammensatt og komplisert. Vi har her ikke gått inn på en dyp diskusjon om ulike definisjoner (f.eks. av økonomisk og økologisk bæreevne), men prøvd å drøfte kriterier for et bærekraftig sauehold, sett fra saueieernes side (kap. 15.6.1), sett fra jaktinteressenes side (kap. 15.6.2), og sett fra naturvernets side (kap. 15.6.3). Det kan selvfølgelig være uenighet i vurderingene til disse tre gruppene. Vi har på ingen måte noen «fasit» eller endelig definisjon, men våre forslag kan forhåpentligvis fungere som et utgangspunkt for videre diskusjon. Et fåtall mennesker har så sterke følelser mot saueholdet at de mener det ikke bør beite sau i utmark i det hele tatt. Vi har valgt å se bort fra dette i den videre diskusjon, siden «bæreevnen» (0 sau) her er kjent uten videre kriterier.

Det understrekes også at saueholdet (eller jakt-/naturverninteresser) av hensyn til egen næringsanseelse, sannsynligvis i enkelte situasjoner kan tjene på å legge seg nærmere «motpartens» kriterier for å unngå konflikter (hvis disse er ulike). Her vil videre forskning derfor være avgjørende for å avklare dette. Saueholdet kan heller ikke selv velge hva som skal være «bæreevne» i ethvert tilfelle. Vi vil derfor også gjennomgå de kriterier som er satt for saueholdet i Verneplanforslaget og Fylkesdelplanforslaget av 1995 som saueholdet må tilpasse seg hvis dette blir vedtatt (kap. 15.6.4 & 15.6.5). Vi vil understreke at kriteriene i Verneplanforslaget i mange tilfeller er

svært vage, og derfor vanskelige å forholde seg til for saueholdet.

Vi vil framheve at det er uvisst hvilke sauetettheter som gir de «ulike bæreevner» i ulike områder, og *det er faktisk ikke engang dokumentert at alle er forskjellige* (se kap. 16). Det vil imidlertid være viktig å utvikle kriterier for hvordan de ulike bæreevnene kan overvåkes, slik det er gjort for reinbeitene i Finnmark (Lie & Karlstad 1998, Reindrifftsforvaltningen 1999). Selv om situasjonen i Finnmark med sårbare lavmatter *ikke* kan sammenliknes med SVR, er det en viktig lærdom å ta med seg. Det har i lengre tid vært dokumentert at tamreinholdet ikke er bærekraftig. Likevel har det tatt altfor lang tid før politikerne har grepet inn. Gode definisjoner og intensjoner om et bærekraftig sauehold vil heller ikke ha verdi hvis det ikke blir fulgt opp.

15.6.1 Bærekraftig sauehold - fra saueholdets side

Vi mener at et *bærekraftig sauehold*, sett fra saueholdets egen side, kan defineres som det antall sau som enten fører til (1) ikke redusert tilvekst (hos lam) på utmarksbeite (Gudmundsson & Bement 1986), eller (2) ikke redusert avdrått totalt (Fig. 23, kap. 12). For saueholderne vil derfor kunnskap om hvilken bestandstetthet av sau som gir nedsatt kondisjon på dyrene i forhold til en lavere (optimal) bestandstetthet på vedkommende beiteareal være av sentral betydning. En alternativ bæreevne kan være (3) at saueholdet ikke må forringe beitet på lang sikt, dvs. vegetasjonsendringene må ikke gå i «negativ» retning mhp. produksjon av sauens beiteplanter (over «større» arealer). Bæreevne (1) er sannsynligvis lavere enn bæreevne (2), mens det er ukjent hvor bæreevne (3) ligger i forhold til bæreevne 1 og 2. På Island brukes ofte kriteriet om at saueholdet ikke må forårsake erosjon (Rekdal 1998).

15.6.2 Bærekraftig sauehold - fra jaktinteressenes side

Med jaktinteresser tenker vi her i første rekke på aktører knyttet til jaktbare viltarter. Dette er i SVR i første rekke villrein, og i neste rekke aktører knyttet til rypejakt. Helt fra Heiberg samlet Njardarheim (kap. 14.1.2) og fram til Verneplanforslaget av 1995 (kap. 14.3.1), er villreinens særstilling understreket. Et *bærekraftig sauehold*, sett fra jaktinteressenes side, kan defineres som et sauehold som *ikke forringer levevilkårene for viltet*. Dette vil si at det ikke må gi redusert antall vilt, eller vilt i dårlig kondisjon.

Det vil være viktig i denne sammenheng å få fastslått ved hvilken tetthet av sau det eventuelt utvikles reduserte vekter på reinsdyr (kap. 9.10.4), eller om sauen påvirker antallet ryper i et område (kap. 11.3.1). Dette vil det kunne være vanskelig å fastslå. Det kan derfor være aktuelt med monitorering av vegetasjonsutviklingen, men dette forutsetter kunnskap om hvor viktige de ulike vegetasjonstypene er. Generelle kunnskaper om villreinens og rypas bestands-biologi vil også være av stor betydning.

Fra reinsinteressenes side vil det være viktig å ha god kunnskap om i hvilken grad det forekommer (1) konkurranse om beiter, (2) nedtramping av lavmatter og (3) om sauen eventuelt nedbeiter vieren som er viktig vårbeite for reinen. Vi anser det for sannsynlig at det vil være liten grad av konkurranse om sommerbeiter mellom sau og rein, hvis sauen selv ikke har nedsatt kondisjon (selv om dette ikke er sikkert). Undersøkelser av vektutviklingen hos sau på beite i SVR har derfor interesse også sett fra et villrein-ståsted. Nedsatt kondisjon for sau i *ett* område, behøver imidlertid ikke å påvirke kondisjonen til villreinen, som ofte har større leveområder (Fig. 17, kap. 9.10). Nedtramping av lavmatter er sannsynligvis et relativt lite problem (kap. 10.2.10), men det er foreløpig ikke gjort takseringer som sikkert kan fastslå omfanget. Det vil være interessant å finne ut om vieren blir så hardt beitet av sau at den går tilbake. Man kjenner mindre til hvilke effekter saueholdet kan ha på rypene i SVR, men også her kan vieren kanskje fungere som en indikator (Tor Punsvik, pers. medd.).

15.6.3 Bærekraftig sauehold - fra naturvernets side

Et *bærekraftig sauehold* sett fra naturvernets side kan også gis flere definisjoner. Naturvernet er regulert gjennom ulike konvensjoner og lover (Skåtan 1994). *Ramsarkonvensjonen* (1975) gjelder vern av våtmarker av internasjonal verdi og særlig de som har betydning for fugler. *Bernkonvensjonen* (1982) gjelder vern av truede arter av europeiske planter og dyr, samt deres leveområder. Det er her nedfelt at Norge har et særlig ansvar for blant annet villrein og jerv. *Bonnkonvensjonen* (1983) gjelder for vern av hekkende arter som krysser grensen mellom to eller flere land. *Konvensjonen om biologisk mangfold* - Rio (1992) er den første globale avtalen som definerer forpliktende bestemmelser om bevaring av alt biologisk mangfold.

Sentralt i Miljøverndepartementets nasjonale delplan står sikring av truede og sårbare arter (Skåtan

1994). Sentralt for nasjonal forvaltning er de såkalte *Røddlister* som vurderer artenes status for det området de gjelder. Det eksisterer ingen klare retningslinjer for hvilken skala vi snakker om innenfor et område som SVR (kap. 10.7). Et minstekrav er sannsynligvis at sauen ikke skal utrydde noen arter. Plantearten kvitkurle (*Leucorchis albida*) som er funnet i Valle og Bykle og handmarinøkkel (*Botrychium lanceolatum*) som er funnet i Bykle, er de to planteartene innenfor det foreslåtte verneplanområdet som er oppført i den nasjonale røddlista over truede og sjeldne plantearter (Sunde *et al.* 1995).

15.6.4 Bærekraftig sauehold - Verneplanforslaget 1995

Det er politikerne som bestemmer rammene for både saueinteresser, jaktinteresser og naturverninteresser. Vi ser det derfor som relevant å gjennomgå hva Verneplanforslaget av 1995 (kap. 14.3.1) sier om økologiske effekter av sauebeiting og forvaltningen av sau. Vi gjør faglige vurderinger av hvor godt dokumentert de økologiske effektene er, og hvilke kriterier som er lagt til grunn. Verneplanforslaget av 1995 omfatter de sentrale heiområdene vernet som henholdsvis nasjonalpark, landskapsvernområde eller biotopvernområde (Sunde *et al.* 1995), men den er ikke endelig vedtatt (kap. 14.3.1). Dette vil derfor representere sannsynlige rammer for et framtidig sauehold i SVR.

I beskrivelsen av vegetasjonen, heter det at «På grunn av det vedvarende beitetrykket frå sau, er den dominerande grasarten finnskjegg» (s. 11, Sunde *et al.* 1995). Det henvises til botaniker Per Arvid Åsens beskrivelse av vegetasjonen i SVR (se Åsen 1999). Det står også at «*Sauebeitinga i heiområdet pregar vegetasjonen og er ein hovudfaktor i utforminga av plantesamfunna. Dette gjer at den dominerande grasarten er finnskjegg*» (s. 12). Basert på gjennomgangen av utbredelsen av finnskjegg i SVR, er det sannsynliggjort at utbredelsen av finnskjegg i første rekke skyldes de naturgitte forholdene med surt jordsmonn, mye nedbør og rikelig med middels fuktige snøleier (kap. 10.9.3). Det er m.a.o. ikke dekning for et så bastant utsagn om finnskjegg med den kunnskap vi har i dag. Det er imidlertid sannsynliggjort at sauen også påvirker utbredelsen av finnskjegg, men omfanget er ikke kjent. Det er uklart hva sauens beiting betyr for utbredelsen av finnskjegg innad i gresssnøleier av «naturlig type» (kap. 10.9.3). Dette er det viktig å få avklart gjennom videre undersøkelser.

Det heter i verneregler for nasjonalparker om bei-

tebruken at «*Sauebeitet reduserer det botaniske mangfaldet i deler av området*» (s. 62, Sunde *et al.* 1995) og i områdebeskrivelsen at «*Sauebeitinga i heiområdet pregar vegetasjonen og er ein hovudfaktor i utforminga av plantesamfunna. (...) Høgstaude-liene, rasmarkene og sørberglokalitetene er såleis ikkje så rike som ein elles kunne forvente. Stadvis er beitetrykket så høgt at artsmangfaldet av planter vert redusert*» (s. 12). Det heter også at «*Stadvis er beitetrykket så høgt at naturkvalitetane er forringa*» (s. 36). Med opp mot 60 sau/km² i enkelte beiteområder (og dermed lokalt høyere beitetrykk siden sauen ikke utnytter arealet homogent, kap. 10.7), mener vi at det er dekning for utsagnene, siden høy grad av sauebeiting senker mangfoldet lokalt (kap. 10.3). Med stor sannsynlighet vil en «i deler av området» og «stadvis» få mer gress og mindre urter (kap. 10.2.7). *Det er derimot ikke sannsynliggjort at sauen påvirker mangfoldet i negativ retning over større arealer. Vi mener det er viktig å understreke at effektene av sauebeiting på mangfoldet av planter i stor grad må forventes å være skalaavhengig* (kap. 10.7). Vi mener at en ikke eksplisitt skala-definisjon gjør utsagn om at sauen påvirker mangfoldet tilnærmet meningsløst. Det bør klart fastsettes hva som menes med «i deler av området» og «stadvis», og hvilke definisjoner av mangfold (artsantall vs. artsantall/dekning) som skal brukes.

Det heter også at «*På gammel slåtte- og beitemark i Ljosådalen, 660-700 m o.h., finn ein dominerande rik vegetasjon med solblom. Denne arten er på sterk tilbakegang på Agder og ein finn truleg den rikaste forekomsten her*» (s. 11, Sunde *et al.* 1995). Det vil sannsynligvis være noen «ønskede» arter som kan fremmes av sauebeiting, men omfanget og hvor store arealer dette berører er ikke tilstrekkelig kartlagt. Sannsynligvis hadde Ljosådalen vært rik også uten sau.

Det heter om beitebruk i vernereglene for nasjonalpark (s. 62, Sunde *et al.* 1995), landskapsvernområde (s. 66) og biotopvernområde (s. 74) at «*Det er og reist spørsmål om beitetrykket er så høgt at det påverkar beiteforholda for rein og småvilt*». Vi mener at definisjonen «påverkar beiteforholda for rein og småvilt» er for «løs». Ethvert bitt en sau tar av vegetasjonen vil påvirke beiteforholdene, men det får ikke nødvendigvis noen betydning for bestanden hverken av villrein eller småvilt. Dette skyldes at beite må være begrensende for å få konkurranse (kap. 9.1). At dette vil skje er sannsynliggjort rent generelt, men det er ikke sannsynliggjort at dagens belegg

med sau i SVR gir konkurranse med villrein. Det er likevel klart at definisjonen av konkurranse i økologisk forstand er «streng» og vanskelig å påvise. Det kan etter vår mening være for mye sau i enkelte områder (av hensyn til lokal vegetasjon), uten at dette nødvendigvis gir konkurranse med f.eks. villrein. Vi ser per i dag ingen gode kriterier til å avklare konkurranse-forholdene, til det er kunnskapen for liten. Det er imidlertid mulig at monitorering av høyden på gress eller urter kan være en indikator på «overbeiting» (kap. 10.10), men dette forutsetter at skaleringsaspektet integreres nøye (kap. 10.7). Det knytter seg også usikkerhet til i hvilken grad sauene påvirker vinterbeiteforholdene til villreinen (kap. 9.15).

Når det gjelder virkemidler og når disse settes inn, er noen regler like, mens andre er ulike for henholdsvis nasjonalpark, landskapsvernområde og biotopvernområde. Det heter om beitebruk i verne-reglene for nasjonalparker (s. 62, Sunde *et al.* 1995), landskapsvernområder (s. 66) og biotopvernområder (s. 74) at «*Det er og reist spørsmål om beitetrykket er så høgt at det påvirkar beiteforholda for rein og småvilt. Det må leggjast fram naturvitenskapelege prov på at dette er tilfelle før det er aktuelt å redusere talet på beitedyr. Om ein ikkje får dette til ved friviljuge avtaler foreslår ein at Direktoratet for naturforvaltning regulerer talet ved forskrift*». Om beitebruk i framtidig nasjonalpark heter det «*Om beitetrykket frå beitande tamdyr vert så høgt at det strir mot punkt 1 og 2 i føremålet med vernet, kan talet på beitedyr ved forskrift regulerast av Direktoratet for naturforvaltning*» (s. 46). Punkt 1 refererer til hensyn til landskapet og punkt 2 til vegetasjonen. Forvaltningen har dermed lagt seg på det virkemiddelet som vi vet virker, nemlig redusering av antallet dyr ved «overbeiting» (kap. 16.3.1). Det synes å være en fornuftig forvaltningsstrategi.

Om forvaltningen av landskapsvernområde heter det «*Det kan være ønskjeleg å halde fast på ein kulturpåverknad gjennom t.d. husdyrbeiting*» (s. 38, Sunde *et al.* 1995), og formålet er blant annet «*Å ta vare på eit samanhengande, særmerkt og vakkert naturområde med urørte fjell, hei og fjellskogsområde med eit særmerkt plante- og dyreliv, stølsområde, beitelandskap og kulturminne*». Husdyrhol-

det generelt har et sterkere lovverk utenfor det foreslåtte nasjonalparkområdet, men det heter både for landskapsvernområder og biotopvernområder at «*Om beitetrykket frå beitande tamdyr vert så høgt at det strir mot føremålet med vernet, kan talet på beitedyr ved forskrift regulerast av Direktoratet for naturforvaltning*» (s. 52, 57).

I nasjonalparker er det bestemt at «*Planting, såing og gjødsling er forbode*» (s. 46, Sunde *et al.* 1995). Om landskapsvernområder heter det at oppdyrking og såing er forbudt, selv om reglene ikke er til hinder for «*At område vert nytta til tradisjonell støling, beiting (...) herunder stenging av skårfeste, oppsetting av kve o.l. som er naudsynt for fedrifta*» (s. 51). Nydyrking kan tillates etter søknad. For både nasjonalpark og landskapsvernområde, heter det i bestemmelsene om ferdsel i kalvingsperioden for villreinen at det blir gjort unntak for «*Ferdsle som er naudsynt i samband med sanking og tilsyn av sau*» (s. 47, 52).

15.6.5 Bærekraftig sauehold - Fylkesdelplanforslaget 1995

I Fylkesdelplanforslaget av 1995 (ikke endelig vedtatt) (kap. 14.3.5) står det lite konkret om krav til saueholdet utover dagens regler.

«*Det er ca. 176000 sau som beiter i heiområdet. Heiebeite er avgjerande for lønnsmda i sauehaldet. I enkelte område av heia er talet på beitedyr i høgste laget, med det i andre delar av heia er rom for fleire sauer. For landbruksnæringa er det viktig at beiteområda ikkje blir øydelagde ved til dømes neddemming, ferdsle og hyttebygging*» (s. 4). I Fylkesdelplanen blir det altså presisert at sauebeiting i utmark er viktig, men det antyder også at det ikke må bli «for mye» sau.

For det ytre planområdet gjelder følgende regler for sauehold: «*Bruk av hund til jakt, jakttraining, gjeting og sanking av beitedyr (...) er tillate*» (s. 19, 24). Det heter videre at «*Tradisjonelt landbruk (...) kan drivast i samsvar med dei lover og reglar som til kvar tid gjeld*», «*Vanleg drift av eksisterande kulturbeite og dyrka mark er tillate*» og «*Jordbruksverksemd på setervollar og tidlegare og eksistrande kultivert mark, sauebeiting, gjerding for sau og stenging av skårfeste samt hogst av ved er tillate*» (s. 24).

16 Videre forskning og utvikling i SVR

Vi mener at et langsiktig mål med framtidig forskning og utvikling i SVR, bør være å finne fram til hva som representerer et *bærekraftig sauehold utfra forskjellige kriterier* (kap. 15.6). På den måten kan forvaltere og politikere avgjøre hvor mange sau som ønskes utfra en vurdering av samfunnets totale behov. Dette innebærer bl.a. å utvikle metoder slik at det er relativt enkelt å avgjøre om saueholdet i et gitt område er bærekraftig (kap. 16.1 & 16.2). Dessuten bør forskningen medvirke til forslag om virkemidler for eventuelt å bøte på dette, og klarlegge de samfunnsmessige konsekvensene av ulike virkemidler (kap. 16.3). Hovedproblemet per i dag er at de økologiske effektene av sauebeiting ikke er tilstrekkelig kjent (kap. 16.1). Vi kan ikke her gå i detaljer om problemstillinger og forsøksmetodikk, men mener tiden er inne til å gjøre grundige eksperimentelle studier av effekter av sauebeiting, både i «småskala» forsøk med inngjerding av vegetasjon og «storskala» forsøk med inngjerding av sau i store hegn. Uten denne kunnskapen vil viktige spørsmål om virkemidler bli stående som relativt meningsløse.

16.1 Økologiske effekter av beiting

Vi mener det bør fokuseres på å avklare: (1) Hvilke konsekvenser har lav, middels og hard beitegrad på vegetasjon og annet dyreliv, og (2) hvilke tettheter av sau gir lav, middels og hard beitegrad i ulike regioner? En nær integrering av beiteproblematikken med *skaleringsteori* er avgjørende for å studere disse spørsmålene (se kap. 10.7). Dette vil kreve betydelig innsats av både zoologer og botanikere. Konkretisering av hvordan disse spørsmålene kan besvares, krever derfor samarbeid over faggrensene, der denne utredningen forhåpentligvis kan danne et viktig fundament. Det er igjen viktig å understreke at vi forventer sterkere effekter av sauebeiting i fattigere enn i rikere vegetasjonsområder (kap. 10.2.4). Det vil derfor være viktig å studere effektene av beiting både i et relativt fattig høyfjellsområde, som f.eks. grunnfjellsområdene i SVR, og i et noe rikere høyfjellsområde, som f.eks. fyllitt-områdene på Hardangervidda.

Det er også viktig å understreke at det er lite sannsynlig at vi noengang får eksperimenter som kan gjennomføres i en så stor skala at effekter av sauebeiting på større dyr enn smånagere kan undersøkes.

16.2 Fra liten til stor skala

Det langsiktige målet bør være at det tas sikte på å bringe kunnskap fra relativt sett småskala forsøk (kap. 16.1), over til den aktuelle (større) forvaltnings-skala. Vi har allerede diskutert betydningen *tidsserieanalyser* av kroppsvekter kan ha for å evaluere bestands-økologien hos både sau og rein i SVR (kap. 9.10.4). Tidsserie-analyser av vekter/tilvekst av sau kan sannsynligvis alene besvare hva som er et bærekraftig sauehold sett fra næringens egen side (kap. 15.6.1). Det vil også ha verdi å ha gode karter over vegetasjonen innenfor de ulike heiearealene i arealplanlegging (kap. 16.2.1). Et problem er imidlertid de store årlige variasjonene det er i mengde og/eller kvalitet på planter avhengig av klima (kap. 16.2.2). Omfattende kunnskap om sauens beitevalg gjennom sesongen, under klimatiske ulike somre og i forhold til bestandstetthet kreves før man kan utvikle prediktive modeller for effekter av beitebruk både på vegetasjonen og sauen selv (kap. 16.2.2).

16.2.1 Beitekartlegging

Det er per i dag ikke mulig å regne ut «bæreevne» for et gitt areal bare ut fra vegetasjonskart. Gode beitekart vil imidlertid ha interesse særlig når det gjelder areal-konflikter (Rekdal 1998). Informasjonen fra slike karter kan også svare på hvor store arealer som berøres av de ulike økologiske effektene av sauebeiting. Slik kunnskap kan derfor også brukes til å unngå at det blir for høyt beitetrykk, slik at effekter på deler av vegetasjonen kan forebygges. Av arealer som bør prioriteres, kan man tenke seg at de deler der det også er villrein er særlig aktuelle. Dette innbefatter dermed områder på ca. 5500 km². Kartlegging av beiteressurser over store arealer er svært tids- og kostnadskrevenende. I dag åpner mulighetene til vegetasjonskartlegging vha. fjernanalyse fra satellitt for

helt nye muligheter. Forsker Hans Tømmervik ved NINA har drevet beitekartlegging av fjellterreng for reinbeite/saubeiteundersøkelser i Troms og Finnmark (Tømmervik *et al.* 1997, Tømmervik 1998). Det er imidlertid stor uenighet om beitekartlegging fra satelitt gir tilfredsstillende resultater, med unntak av lavvegetasjon (Yngve Rekdal, pers. medd.). Det er derfor per i dag lite realistisk å få vegetasjonskart over annet enn noen helt sentrale heier.

GIS er et redskap beregnet på presentasjon og analyse av kartfestede data. Normalt vil man analysere og prosessere data fra fjernanalyse med GIS-verktøy. Ved å utarbeide kommunale eller heievisse vegetasjonskart i et GIS-system, vil man også få en langt lettere tilgjengelig informasjon for ulike ledd i forvaltningen. Informasjon om ulike emner kan dermed mye lettere kombineres. En del er allerede gjort i SVR på dette feltet. For Vest-Agder ligger allerede en del beitekart på GIS (se f.eks. Fig. 19), med beskrivelser av hvordan dette arbeidet kan gjennomføres i praksis (Rian & Gyland 1996). Vi anser dette som et viktig redskap for forvaltningen som i stor grad bør utvikles videre.

16.2.2 Beitemodeller og årlige variasjoner

Det er viktig å understreke at beite som ressursgrunnlag ikke er statisk, men at det hele tiden er i endring. Vi trenger derfor kunnskaper om den romlige fordelingen av beiteressurser over både kort og lang tid. Det skjer selvfølgelig endringer i beitemengden gjennom en sesong, men også årlige variasjoner i klimatiske forhold rundt midlere verdier. I tillegg kommer mulige langsiktige endringer som resultat av særlig gjengroings-problematikk (kap. 10.9.5). Det største problemet er kanskje de store variasjonene i beitemengde fra år til år som indueres av klimatiske forhold. Det kreves egne forvaltningsstrategier når miljøforholdene er usikre (se f.eks. Lande *et al.* 1995). Dette betyr at bæreevnen for sau i et gitt område vil variere fra år til år, og en kan forvente andre effekter av beiting på vegetasjonen i år der gress har lav kvalitet eller er spesielt mye nedbeitet pga. liten beite-produksjon (kap. 10.2.6). Det kan da bli hardere beiting på «uønskede» plantearter som finnskjegg (kap. 10.9.3), men også av vier og andre mer sårbare arter (kap. 10.9.4).

Når man har kartlagt de økologiske effektene av saubeiting på vegetasjonen, kan det på et seinere tidspunkt bli aktuelt å utvikle *beitemodeller*. For beiting i «høylandene» i Skottland er det utviklet egne

simuleringsmodeller basert på den kunnskap man har tilegnet seg om beiting av sau (Armstrong *et al.* 1997a,b). Disse beitemodellene kan brukes til å beregne uttatt beitemengde (Armstrong *et al.* 1997a), og sesongmessige endringer i beiteuttak av sau (og lam) basert på mengde og kvalitet av beiteplanter, og hvor utbredt ulike vegetasjonstyper er (Armstrong *et al.* 1997b). På denne måten er det mulig å forutsi effektene av saubeiting under varierende forhold i langt større grad. *Vi må sannsynligvis ha detaljerte kunnskaper om sauens beitevalg gjennom hele beitesesongen under varierende miljøforhold og med varierende bestandstetthet for å oppnå god forvaltning i SVR.*

16.3 Virkemidler

Vi har i dag som nevnt ikke nok økologisk kunnskap til å avgjøre i hvor stor grad det er behov for å ta i bruk virkemidler for å endre beitetrykket av sau i SVR. Med opptil 60 sau/km² (og mer lokalt) er det likevel sannsynlig at det kan bli aktuelt å sette inn tiltak for å redusere beitetrykket i enkelte regioner. Svar på spørsmål om virkemidler inneholder elementer av både økologi, sosiologi og også landbruksøkonomiske hensyn og sysselsetting. Manipulering av bestandstettheten er det eneste virkemiddel som man vet virker (kap. 16.3.1). Dette er samtidig sannsynligvis den mest kontroversielle måten å endre effekter av beiting på innad i sauenæringen. Det er også sannsynlig at endret slipp- og/eller sanketidspunkt kan påvirke effektene på vegetasjonen uten endring i tetthet (kap. 16.3.2). Det er også mulig at beiting med flere arter beitedyr eller et skifte av raser kan gi endret bruk av vegetasjonen (kap. 16.3.3). Andre endringer i driftsformen synes mindre aktuelle med de rammebetingelsene landbruket i dag har, men det finnes flere andre endringer som sannsynligvis kan påvirke effektene av beiting på vegetasjon (kap. 10.2.8).

16.3.1 Manipulering av bestandstetthet

Bestandstetthet er opplagt den viktigste nøkkelen til å manipulere beitetrykk i forvaltningen (Augustine & McNaughton 1998). Mulige tiltak er (1) reduisering av antallet sau eller (2) flytting av sau til områder med mindre beitebelastning.

(1) Redusering av antallet sau vil medføre konflikter. Det minst kontroversielle vil være hvis saueholdet selv kan regulere og endre sauetallet gjennom frivillige avtaler. I Verneplanforslaget av 1995 nevnes muligheten for at Direktoratet for naturforvaltning

kan gå direkte inn hvis så ikke skjer (kap. 15.6.4). Et alternativ er å nekte videre økning i antallet. Det har de siste årene vært noe mindre sau i SVR pga. skrape-syke (Holand *et al.* 1999). Et alternativ er å ikke øke sauetallet i de områdene der det av andre årsaker har gått naturlig ned.

(2) Flytting av sau kan sannsynligvis også skape interne konflikter i saueholdet, siden mer sau i et område kan senke veksten for sau som allerede beiter på de aktuelle heiene. Utfra et hensyn til mangfold av plantearter (kap. 15.6.3), kan det argumenteres for at ulik grad av beitepress mellom regioner sannsynligvis vil gi det største mangfoldet (kap. 10.3), og at en derfor ikke bør etterstrebe jevn bærekraftig bruk definert ut fra et næringssynspunkt (kap. 15.6.1).

16.3.2 Slipp- og sanketidspunkt

Tidlig slipp kan sannsynligvis medføre store beiteskader på vier (Holand *et al.* 1999). Wielgolaski (1976) nevner også at rynkevier ble hardt beitet i et år med sein fenologisk utvikling (kap. 10.8.4). Det er i dag regler som regulerer hvor tidlig sau skal slippes. Det bør gjennomgås i hvor stor grad disse fanger opp årlige variasjoner i vegetasjons-utviklingen. Det er uvisst om det i denne sammenheng kan være aktuelt å slippe sau tidligere i områder som har problemer med gjengroing. Basert på kunnskap fra Storbritannia, er det også kjent at uttaket av f.eks. røsslyng øker om høsten (Clarke *et al.* 1995b). Det kan derfor også være aktuelt med tidlig sanking i enkelte områder. Seint vårslipp og tidlig sanking kan være viktige måter å hindre negative effekter av sauebeiting på lyngvegetasjon og vier. Vi understreker imidlertid at vi per i dag ikke vet sikkert om dette er et problem.

16.3.3 Valg av ulike husdyrarter eller raser

Ulike husdyrarter eller raser kan ha ulik grad av bei-

teselektivitet (kap. 9.3), og en endring av beiteselektiviteten vil kunne endre beitepresset på utsatte vegetasjonstyper (kap. 10.2.2). Større beitedyr er generelt mindre selektive (kap. 9.3.2), og hest er mindre selektiv enn drøvtyggerne. Vi vet mindre om forskjeller i beiteselektivitet hos ulike saueraser (kap. 9.4.1). Siden husdyrholdet i stor grad er et resultat av gjeldende landbruksøkonomiske forhold og landbrukspolitikk, antas det lite aktuelt med omlegginger bort fra sau i stor skala. Et alternativ kan være å inkludere en større eller mindre andel av andre husdyrarter som et tillegg.

16.4 Sentralt register for informasjon

SVR er et stort område. *Økologisk arealplanlegging og studier av langtidsserier krever gode informasjonsbaser.* Hvert år kommer det en rekke rapporter og artikler fra forvaltning og forskning om SVR. Ingen har den hele og fulle oversikt over alt dette materialet. Vi foreslår derfor at det opprettes et sentralt register for innsamling og tilrettelegging av all denne informasjonen. Dette bør bestå av minst en bibliografi over all publisert informasjon om SVR samt et sted hvor mest mulig av informasjonen er samlet. Registeret bør f.eks. organiseres gjennom et bibliotek, slik at informasjonen umiddelbart blir gjort tilgjengelig gjennom bibliotekenes database-systemer (BIBSYS). Det kan være aktuelt å lage nettsider, der en kan «klikke seg fram» til sider med informasjon f.eks. om forskning, forvaltning og beiteforhold i SVR. På en slik nettside bør det også være mulig for forfattere og forskere å sende inn informasjon om arbeider, som siden kan gå inn i databasen. *En mer helhetlig bærekraftig forvaltning i neste årtusen vil forenkles med oppbyggingen av et nettverk av slike baser i Norge. Vi mener at de særegne fjellheiene i Setesdal Vesthei og Ryfylkeheiene og den norske fjellheimen forøvrig fortjener det!*

Takksigelser

Vi vil få rette en stor takk til hele styringsgruppa for verdifulle innspill og hyggelig samarbeid i prosjektperioden. En spesiell takk går til sekretær for styringsgruppa rådgiver Arne Rian ved Landbruksavdelingen hos fylkesmannen i Vest-Agder for all hjelp i form av tilrettelegging av litteratur og for gjennomlesning av rapporten. En spesiell takk går også til viltforvalter Tor Punsvik ved Miljøvernavdelingen hos fylkesmannen i Vest-Agder. Punsvik har skaffet tilgang på mye materiale, og har gjennom interessante diskusjoner bidratt med vurderinger av forvaltningen av heiene. Punsvik har også lest og kommentert hele utredningen og kommet med verdifulle innspill og forslag til rettelser.

En spesiell takk går også til de som har lest gjennom hele/eller deler av følgende kapitler og for diskusjoner/tips/litteratur (alfabetisk rekkefølge): forsker i botanikk Gunnar Austrheim ved Botanisk institutt, NTNU (kap. 10), stipendiat i zoologi Jonathan E. Colman ved Biologisk institutt, UiO (kap. 9), førsteamanuensis i zoologi Øystein Holand ved Institutt for husdyrfag, NLH, Ås (kap. 9-10), professor i botanikk Klaus Høiland ved Biologisk institutt, UiO (kap. 10), professor i zoologi Rolf Anker Ims ved Biologisk institutt, UiO (kap. 8-11), seniorforsker Hans Chr. Pedersen ved NINA*NIKU i Trondheim (kap. 11), seksjonsleder/overingeniør Yngve Rekdal ved NIJOS, Ås (kap. 12 & 16), beitekonsulent Erling Skurdal i Norsk sau og geitlagslag (særlig til kap. 4 & 12), førsteamanuensis Jerry Thomas Warren ved Biologisk institutt, UiO (kap. 9-10) og forsker i zoologi Nigel G. Yoccoz ved NINA*NIKU i Tromsø (kap. 8-11). *De konklusjonene som står er likevel forfatternes ansvar alene.*

Vi vil også få takke hjertelig (alfabetisk rekkefølge): Prosjektleder Lars Arne Bay ved Statskog for informasjon og for interessant diskusjon om heiene. Stipendiat Kari Anne Bråthen ved Institutt for biologi, UiT som skaffet tilveie informasjon og manuskripter om studiene av reinbeiting i «nord». Fylkesskogmes-

ter Lars Fredrik Gyland ved Landbruksavdelingen, fylkesmannen i Vest-Agder for GIS-kart. Jordbruks-sjef Jørgen Høgetveit, Evje og Hornnes for informasjon om eldre terminologi i bruksmønsteret for heiene. Biolog Kurt Jerstad, Utstopping og Viltforvaltning, for tilgang til driftsplan for villreinstammen i Setesdal-Ryfylke og diskusjon om heiene. Sekretær Wenke Knudsen og fylkesjordsjef Joar Oltedal ved landbruksavdelingen, fylkesmannen i Rogaland for informasjon om organisert beitebruk i Rogaland. Fylkesjordsjef Arne Lemme ved landbruksavdelingen, fylkesmannen i Aust-Agder for informasjon om organisert beitebruk i Aust-Agder. Utmarkssjef Eivind Mauland i Agder Skogeigarlag for diskusjon om forvaltningen av heiene. Stipendiat Kjell Magne Olsen ved Biologisk institutt, UiO for tilgang til upublisert materiale fra Pattedyratlas-prosjektet. Forsker Tarald Seldal for tilgang til upublisert materiale. Stipendiat Chr. Anton Smedshaug ved Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH for utlån av jaktlitteratur. Biolog Jon Erling Skåtan for diskusjon om forvaltningen av heiene. Konservator Roar Solheim ved Agder Naturmuseum og Botaniske hage for informasjon om smånagere i Agder. Forsker Hans Tømmervik i NINA for informasjon om fjernanalyse med satellitt. Professor Martha J. Ulvund ved Institutt for småfe-forskning, Norges Veterinærhøgskole, Sandnes for informasjon om skrapesyke. Avdelingsingeniør Eigil Whist, avdelingsingeniør John Reierstad, avdelingsingeniør Harald Inge Gjølme og ingeniør Geir Holm, alle ved Foto- og tegneavdelingen, UiO for fremragende teknisk bistand. Konservator Per Arvid Åsen ved Agder Naturmuseum og Botaniske hage for tilgang til upublisert manuskript om vegetasjonen i SVR. Vi vil også få takke Kristiansand og Oppland Turistforening og Stavanger Turistforening for informasjon om turisthyttene, og personalet på Biologisk bibliotek for profesjonelt og tålmodig arbeid med å skaffe tilveie litteratur. *Vi er alle disse aktører en stor takk skyldig!*

Litteratur

- Abaye, A.O., Allen, V.G. & Fontenot, J.P. 1994. Influence of grazing cattle and sheep together and separately on animal performance and forage quality. *Journal of Animal Science* 72: 1013-1022.
- Abrahamsen, J., Jacobsen, N.K., Kalliola, R., Dahl, E., Wilborg, L. & Pålsson, L. 1977. Naturgeografisk regioninndeling av Norden. *Nordiske Utredninger Serie B* 34: 1-135.
- Abrams, P. 1980. Some comments on measuring niche overlap. *Ecology* 61: 44-49.
- Adams, S.N. 1975. Sheep and cattle grazing in forests: a review. *Journal of Applied Ecology* 12: 143-152.
- Agder Skogeigarlag. 1999. *Elgen i Vest-Agder. Bestandsutvikling og anbefalinger*. Utmarksavdelingen, Agder Skogeigarlag, Kristiansand.
- Ahlén, I. 1965. Studies on the red deer, *Cervus elaphus* L., in Scandinavia. *Swedish Wildlife Research* 3: 177-376.
- Ahlén, I. 1975. Winter habitats of moose and deer in relation to land use in Scandinavia. *Swedish Wildlife Research* 9: 45-192.
- Albon, S.D. & Langvatn, R. 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *Oikos* 65: 502-513.
- Allden, W.G. & Whittaker, I.A.M. 1970. The determinants of herbage intake by grazing sheep: the interrelationship of factors influencing herbage intake and availability. *Australian Journal of Agricultural Research* 21: 755-766.
- Alpe, M.J., Kingery, J.L. & Mosley, J.C. 1999. Effects of summer sheep grazing on browse nutritive quality in autumn and spring. *Journal of Wildlife Management* 63: 346-354.
- Altmann, C. 1999. Diesen ga grønt lys for maste-skog. *Aftenposten* 16.01.1999: 2.
- Andersen, R. & Sæther, B.-E. 1996. *Elg i Norge*. Teknologisk forlag, Oslo.
- Anderson, D.E. 1998. Reevaluating the tragedy of the commons. *Conservation Biology* 12: 1168.
- Anderson, R.C. 1994. Height of white-flowered trillium (*Trillium grandiflorum*) as an index of deer browsing intensity. *Ecological Applications* 4: 104-109.
- Anonym. 1999. Stadig nye ulveobservasjoner. *Villmarksliv* 3/99: 62. (intervju med viltforvalter i Vest-Agder Tor Punsvik og viltforvalter i Aust-Agder Helge Lyngstad).
- Anthony, R.G. & Smith, N.S. 1977. Ecological relationships between mule deer and white-tailed deer in southeastern Arizona. *Ecological Monographs* 47: 255-277.
- Archer, S. & Tieszen, L.L. 1980. Growth and physiological responses of tundra plants to defoliation. *Arctic and Alpine Research* 12: 531-552.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Grant, S.A., Hutchings, N.J., Milne, J.A. & Sibbald, A.R. 1997a. A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. I. The prediction of vegetation biomass. *Journal of Applied Ecology* 34: 166-185.
- Armstrong, H.M., Gordon, I.J., Hutchings, N.J., Illius, A.W., Milne, J.A. & Sibbald, A.R. 1997b. A model of the grazing of hill vegetation by sheep in the UK. II. The prediction of offtake by sheep. *Journal of Applied Ecology* 34: 186-207.
- Augustine, D.J. & Frelich, L.E. 1998. Effects of white-tailed deer on populations of an understory forb in fragmented deciduous forests. *Conservation Biology* 12: 995-1004.
- Augustine, D.J., Frelich, L.E. & Jordan, P.A. 1998. Evidence for two alternate stable states in an ungulate grazing system. *Ecological Applications* 8: 1260-1269.
- Augustine, D.J. & McNaughton, S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management* 62: 1165-1183.
- Austrheim, G. 1998. *Plant biodiversity and land use in subalpine grasslands*. Dr. avhandling. Botanisk institutt, Det teknologisk-naturvitenskapelige Universitet i Trondheim.

- Baines, D. 1996. The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse *Tetrao tetrix*. *Journal of Applied Ecology* 33: 54-62.
- Baines, D. & Hudson, P.J. 1995. The decline of black grouse in Scotland and northern England. *Bird Study* 42: 122-131.
- Bakka, T. 1997. *Stadnamn, vegar og verksemd i Dyrhaeia. Om stadnamn i heiområdet mellom Setesdal/Vest-Telemark og Nordaust-Ryfylke*. AmS-Varia 16. Arkeologisk museum, Stavanger.
- Bakke, L., Johansen, D.S. & Numme, A. 1998. Kvås folkehøgskole på reinsdyrjakt. *Villreinen* 12: 40.
- Bakker, J.P. & Berendse, F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63-68.
- Ballari, Ø. 1986. *Habitatfordeling mellom rein (Rangifer tarandus tarandus) og sau (Ovis aries) i et felles beiteområde. (Undersøkelse fra Reinøy i Troms fylke)*. Hovedfagsoppgave. Institutt for biologi og geologi, Universitetet i Tromsø.
- Bang-Andersen, S. 1982. Heiene i arkeologisk lys. s. 31-46 i: Hallandvik, J.-E. (red.) *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Batzli, G.O. 1993. Food selection by lemmings. p. 281-301 in: Stenseth, N.C. & Ims, R.A. (eds.) *The biology of lemmings*. Linnean society symposium series. No 15. Academic press, London.
- Bay, L.A. 1993. Glimt fra nær fortid i Setesdal - Ryfylkeheiene. *Villreinen* 7: 36-40.
- Bay, L.A. 1994. *Inngrep og forstyringer i sentrale deler av Setesdal-Ryfylke villreinområde*. Miljørapport nr. 4. Miljøvernnavdelingen, fylkesmannen i Rogaland, Stavanger.
- Bay, L.A. 1996. *3-årsplan hytter/utmarksturisme*. Statsskog Sør- og Vestlandet, Kristiansand.
- Bay, L.A. & Punsvik, T. 1996. *Korleis ta vare på Europas sørlegaste stamme av villrein*. Setesdal-Ryfylke villreinemnd & Miljøvernnavdelingen, fylkesmannen i Vest-Agder, Kristiansand.
- Bazely, D.R. 1989. Carnivorous herbivores: mineral nutrition and the balanced diet. *Trends in Ecology and Evolution* 4: 155-156.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend C.R. 1990. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston, Oxford, London, Edinburgh & Melbourne.
- Bell, R.H.V. 1971. A grazing ecosystem in the Serengeti. *Scientific American* 225: 86-89.
- Bell, S. 1968. *Sauen. Handbok i al, foring og stell av sau*. Gjøstein Boktrykkeri, Stavanger.
- Belsky, A.J. 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. *American Naturalist* 127: 870-892.
- Bergelson, J. & Crawley, M.J. 1992. Herbivory and *Ipomopsis aggregata*: the disadvantages of being eaten. *American Naturalist* 139: 870-882.
- Bergerud, A.T. & Elliott, J.P. 1998. Wolf predation in a multiple-ungulate system in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1551-1569.
- Bergmann, C. 1997. *Villrein (Rangifer tarandus tarandus) og rygjasau (Ovis ammon), bruk av sommerbeite i Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiene*. Hovedfagsoppgave. Institutt for husdyrfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Bergström, R. & Danell, K. 1995. Effects of simulated summer browsing by moose on leaf and shoot biomass of birch, *Betula pendula*. *Oikos* 72: 132-138.
- Bjerga, M. 1996. *Elgens (Alces alces) sommerbeite langs en høydegradient i Aust-Agder*. Hovedfagsoppgave. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Bjerga, M. & Mysterud, A. 1998. The summer diet of moose *Alces alces* in Agder, south Norway - the link to fragile bones and kidney damage? *Acta Theriologica* 43: 107-111.
- Bjor, K. & Graffer, H. 1963. Beiteundersøkelser på skogsmark. *Forskning og forsøk i landbruket* 14: 121-365.
- Bjorå, R. 1998. *Osteoporose hos elg i Aust-Agder*. Hovedfagsoppgave. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Bjåen, R. 1998a. *Klima og produksjon på sau på fjellbeite i Setesdalheiane*. Prosjektoppgave individuelt hovedkurs HF 311. Institutt for husdyrfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Bjåen, R. 1998b. *Rygjasau og spælsau. Aktivitet og beitebruk hjå sau i Setesdal-Ryfylkeheiane*. Hovedfagsoppgave. Institutt for husdyrfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Bleken, E., Mysterud, I. & Mysterud, I. (red.) 1997. *Skogbrann og miljøforvaltning. En utredning om skogbrann som økologisk faktor*. Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern & Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Bloch-Nakkerud, T. 1987. *Kullgropen i jernvinna øverst i Setesdal*. Varia 15, Universitetets oldsakssamling, Oslo.

- Blom, R. 1980. *Spring foods of the willow grouse Lagopus lagopus on Tranøy, northern Norway*. Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, Universitetet i Bergen.
- Boag, B., Topham, P.B. & Webster, R. 1989. Spatial distribution on pasture of infective larvae of the gastro-intestinal nematode parasites of sheep. *International Journal of Parasitology* 19: 681-685.
- Bowns, J.E. & Bagley, C.F. 1986. Vegetation responses to long-term sheep grazing on mountain ranges. *Journal of Range Management* 39: 431-434.
- Brandal, T. & Tjeltveit, N. 1996. *Sau og hei. Sauehald og heiaføring i Ryfylke og på Haugalandet*. Ryfylkemuseet, Sand.
- Brandal, T. & Tjeltveit, N. 1998. *Geit og støl. Geitehald i Ryfylke og Nord-Rogaland*. Ryfylkemuseet, Sand.
- Brastad, B. & Neset, T. 1996. *En samfunnsøkonomisk analyse av verneplan for Setesdal Vestehei/Ryfylkeheiane 1995*. Hovedfagsoppgave. Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Brelín, B. 1979. Mixed grazing with sheep and cattle compared with single grazing. *Swedish Journal of Agricultural Research* 9: 113-120.
- Brown, B.J. & Allen, T.F.H. 1989. The importance of scale in evaluating herbivory impacts. *Oikos* 54: 189-194.
- Bryant, F.C., Provenza, F.D., Pastor, J., Reichardt, P.B., Clausen, T.P. & du Toit, J.T. 1991. Interactions between woody plant and browsing mammals mediated by secondary metabolites. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 431-446.
- Bryn, A. 1999. *Gjengroing i seterlandskapet som følge av nedlagt seterdrift i Grimsdalen, Dovre kommune*. Vedlegg 6.2 til handlingsplanen for Grimsdalen, bygdemobiliseringsprosjektet i Dovre og Lesja. Dovre.
- Bråthen, K.A. 1995. *Growth response of an arctic graminoid [Luzula arcuata Swartz subsp. confusa (Lindeb.) Blytt]: to simulated grazing and increased nitrogen availability in two growing seasons*. Hovedfagsoppgave. Institutt for biologi, Universitetet i Tromsø.
- Bråthen, K.A. & Oksanen, J. 1999. Plant species which reindeer prefer dominate the vegetation despite a history of high reindeer grazing pressure. Ikke publisert manuskript (innsendt Journal of Ecology).
- Bye, K. 1987. Abomasal nematodes from three Norwegian wild reindeer populations. *Canadian Journal of Zoology* 65: 677-680.
- Bø, O. 1982. «De e so eg mest'e lyt kve'e». s. 47-62. i: Hallandvik, J.-E. (red.) *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Baadshaug, O.H. 1974. Jordbruksmessig utnytting av fjelltraktene. En oversikt over norske undersøkelser. *Forskning og forsøk i landbruket* 25 (suppl.): 1-53.
- Baadshaug, O.H. 1982. *Produksjonsgrunnlaget i fjelltrakter*. Sluttrapport. Nr. 424. Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd, Oslo.
- Cederlund, G. 1989. Activity patterns in moose and roe deer in a north boreal forest. *Holarctic Ecology* 12: 39-45.
- Cederlund, G. & Liberg, O. 1996. *Rådyr. Viltet og jakta*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Cederlund, G., Ljungqvist, H., Markgren, G. & Stålfelt, F. 1980. Foods of moose and roe deer at Grimsö in central Sweden - results of rumen content analysis. *Swedish Wildlife Research* 11: 167-247.
- Chapin, F.S. III. 1980. Nutrient allocation and responses to defoliation in tundra plants. *Arctic and Alpine Research* 12: 553-563.
- Clarke, J.L., Welch, D. & Gordon, I.J. 1995a. The influence of vegetation pattern on the grazing of heather moorland by red deer and sheep. I. The location of animals on grass/heather mosaics. *Journal of Applied Ecology* 32: 166-176.
- Clarke, J.L., Welch, D. & Gordon, I.J. 1995b. The influence of vegetation pattern on the grazing of heather moorland by red deer and sheep. II. The impact on heather. *Journal of Applied Ecology* 32: 177-186.
- Clutton-Brock, T.H. & Albon, S.D. 1989. *Red deer in the highlands*. Blackwell scientific publications, Oxford.
- Clutton-Brock, T.H. & Harvey, P.H. 1983. The functional significance of variation in body size among mammals. *Special publications of the American Society of Mammalogists* 7: 632-663.
- Clutton-Brock, T.H., Iason, G.R. & Guinness, F.E. 1987. Sexual segregation and density-related changes in habitat use in male and female red deer (*Cervus elaphus*). *Journal of Zoology* 211: 275-289.
- Colman, J., Pedersen, C., Bjåen, R., Reimers, E.,

- Holand, Ø., Moe, S. & Hjermann, D. 1999a. Behavior interactions between reindeer and sheep on shared summer range. Paper accepted for presentation as a poster on 10th Arctic Ungulate Conference. 9-12 August 1999, Tromsø.
- Colman, J., Pedersen, C., Reimers, E., Holand, Ø., Moe, S. & Hjermann, D. 1999b. Activity patterns of wild reindeer in summer; 24-hour periodicity? Paper accepted for presentation as a poster on 10th Arctic Ungulate Conference. 9-12 August 1999, Tromsø.
- Colman, J., Pedersen, C., Reimers, E., Holand, Ø., Moe, S. & Hjermann, D. 1999c. Possible energy compensation at night as an adaptation to severe energy use and limitations during day due to parasitic insect harassment. Paper accepted for presentation as a poster on 10th Arctic Ungulate Conference. 9-12 August 1999, Tromsø.
- Colman, J., Reimers, E., Pedersen, C., Holand, Ø. & Moe, S. 1998. Beiteinteraksjoner sau/rein. *Villreinen* 12: 56-59.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Crofton, H.D. 1958. Nematode parasite populations in sheep on lowland farms. VI. Sheep behaviour and nematode infections. *Parasitology* 48: 251-260.
- Dahle, B., Sørensen, O.J., Wedul, E.H., Swenson, J.E. & Sandegren, F. 1998. The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia: effect of access to free-ranging domestic sheep *Ovis aries*. *Wildlife Biology* 4: 147-158.
- Danell, K., Huss-Danell, K. & Bergström, R. 1985. Interactions between browsing moose and two species of birch in Sweden. *Ecology* 66: 1867-1878.
- Danell, K., Bergström, R. & Edenius, L. 1994. Effects of large mammalian browsers on architecture, biomass, and nutrients of woody plants. *Journal of Mammalogy* 75: 833-844.
- de Boer, W.F. & Prins, H.H.T. 1990. Large herbivores that strive mightily but eat and drink as friends. *Oecologia* 82: 264-274.
- Demment, M.W. & Van Soest, P.J. 1985. A nutritional explanation for body-size patterns of ruminant and nonruminant herbivores. *American Naturalist* 125: 641-672.
- Detling, J.K. 1998. Mammalian herbivores: ecosystem-level effects in two grassland national parks. *Wildlife Society Bulletin* 26: 438-448.
- DN. 1995. *Forvaltning av hjortevilt mot år 2000*. Handlingsplan. DN-rapport 1995-1. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Dokument nr. 8. 1995-96. *Forslag fra stortingsrepresentantene Eva R. Finstad, Gunnar Fatland, Tore A Liltved og Ansgar Gabrielsen, om at Verneplan og Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiene legges fram for Stortinget til behandling*. Sitert i Brastad og Neset (1996).
- Drabløs, D. 1997. *Soga om smalen*. Jubileumsskrift Norsk sau- og geitalslag 1947-1997. Norsk sau- og geitalslag, Oslo.
- Duncan, P., Foose, T.J., Gordon, I.J., Gakahu, C.G. & Lloyd, M. 1990. Comparative nutrient extraction from forages by grazing bovids and equids: a test of the nutritional model of equid/bovid competition and coexistence. *Oecologia* 84: 411-418.
- du Toit, J.T. 1995. Sexual segregation in kudu: sex differences in competitive ability, predation risk or nutritional needs? *South African Journal of Wildlife Research* 25: 127-134.
- Egelandsdal, R. 1982. Glimt fra heietravernes historie. s. 88-93 i: Hallandvik, J.-E. (red.) *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Eikeland, S. 1966. *Driftesmalen*. Ingvald Dahle, Sandnes.
- Emanuelsson, U. 1987. Human influence on vegetation in the Torneträsk area during the last three centuries. *Ecological Bulletins* 38: 95-111.
- Engen, T.H. 1991. *Villreinstammen i Setesdal Austhei-Sør - en kondisjonsanalyse*. Hovedfagsoppgave. Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Ergon, T.H. 1996. *On the effects of wound induced plant resistance on Norwegian lemmings (Lemmus lemmus); responses at the individual level and their ecological consequences*. Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, Universitetet i Bergen.
- Espmark, Y. 1974. Social behaviour of roe deer at winter feeding stations. *Applied Animal Ethology* 1: 35-47.
- Faye, L.H., Kleppa, A., Myrum, T., Hjulstad, A., Søyland, S.K., Lyngstad, H., Kilander, C.E., Solheim, L., Tjørhom, S. & Ose, G.D. 1994. *Fleirbruksplan Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiane*. Hovedprosjektet. Sluttrapport. 1. mars 1994. Styreingsgruppa, Kristiansand.
- Fjeld, P.E., Roer, O.A., Danielsen, I. & Arnemo, J.M.

1997. *Elgprosjektet i Aust-Agder*. Hovedrapport 1997. Arendal.
- Fjell-nytt 1974. Fra fjellbeitekomiteens innstilling 1911. Tamreinholdets historie. *Fjell-nytt 15 (1)*: 29-31.
- Fosstveit, T. & Gjerden, K. 1989. *Folk og fjell. Daglegliv på fjellviddene i Hardanger, Telemark og Setesdal*. Samlaget, Oslo.
- Frank, D.A. 1998. Ungulate regulation of ecosystem processes in Yellowstone National Park: direct and feedback effects. *Wildlife Society Bulletin 26*: 410-418.
- Frank, D.A. & Groffman, P.M. 1998. Ungulate vs. landscape control of soil C and N processes in grasslands of Yellowstone national park. *Ecology 79*: 2229-2241.
- Frank, D.A., McNaughton, S.J. & Tracy, B.F. 1998. The ecology of the earth's grazing ecosystems. Profound functional similarities exist between the Serengeti and Yellowstone. *BioScience 48*: 513-521.
- Fremstad, E. & Elven, R. (red.) 1987. Enheter for vegetasjons-kartlegging i Norge. *Økoforsk utredning 1987, 1*.
- Frøstrup, J.C. & Vigerstøl, N.P. 1994. *Veiderliv II. Glimt fra Agders jakt- og fiskehistorie*. Friluftsførlaget, Arendal.
- Fuller, R.J. 1996. *Relationships between grazing and birds with particular reference to sheep in the British uplands*. BTO Research Report No. 164. British Trust for Ornithology, Norfolk.
- Fylkesmannen i Vest-Agder. 1995. *Utvikling av jordbruket i Vest-Agder. Mål, strategier og tiltak*. Landbruksavdelingen, fylkesmannen i Vest-Agder, Kristiansand.
- Gaare, E. 1971. *Vinterbeiter i Setesdalsheiene villreinområde*. Rapport fra flytaksering september 1970. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Gaare, E. 1985. *Setesdal V villreinområde. Taksering av beitene og beregning av bæreevne, vedlagt tall for Setesdal Austhei*. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M. & Yoccoz, N.G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution 13*: 58-63.
- Garborg, A. I Heiane. s. 22-30. i: Hallandvik, J.-E. (red.) *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Gausemel, S.I. 1988. *Villrein og konkurrerende arealbruk i Knutshø villreinområde*. Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim.
- Georgiadis, N.J., Ruess, R.W., McNaughton, S.J. & Western, D. 1989. Ecological conditions that determine when grazing stimulates grass production. *Oecologia 81*: 316-322.
- Gjerde, G. 1998. *Effects of sheep grazing on the vegetation in Ryfylke- og Setesdalsheiane*. Hovedfagsoppgave. Botanisk institutt, Det teknologisk-naturvitenskapelige Universitet i Trondheim.
- Gordon, I.J. 1988. Facilitation of red deer grazing by cattle and its impact on red deer performance. *Journal of Applied Ecology 25*: 1-10.
- Gordon, I.J. & Illius, A.W. 1988. Incisor arcade structure and diet selection in ruminants. *Functional Ecology 2*: 15-22.
- Gordon, I.J. & Illius, A.W. 1989. Resource partitioning by ungulates on the Isle of Rhum. *Oecologia 79*: 383-389.
- Gordon, I.J. & Illius, A.W. 1994. The functional significance of the browser-grazer dichotomy in African ruminants. *Oecologia 98*: 167-175.
- Gordon, I.J. & Illius, A.W. 1996. The nutritional ecology of African ruminants: a reinterpretation. *Journal of Animal Ecology 65*: 18-28.
- Grant, S.A., Suckling, D.E., Smith, H.K., Torvell, L., Forbes, T.D.A. & Hodgson, J. 1985. Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: the hill grasslands. *Journal of Ecology 73*: 987-1004.
- Grant, S.A., Torvell, L., Sim, E.M., Small, J.L. & Armstrong, R.H. 1996. Controlled grazing studies on *Nardus* grassland: effects of between-tussock sward height and species of grazer on *Nardus* utilization and floristic composition in two fields in Scotland. *Journal of Applied Ecology 33*: 1053-1064.
- Grenfell, B.T., Wilson, K., Finkenstädt, B.F., Coulson, T.N., Murray, S., Albon, S.D., Pemberton, J.M., Clutton-Brock, T.H. & Crawley, M.J. 1998. Noise and determinism in synchronized sheep dynamics. *Nature 394*: 674-677.
- Grime, J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature 242*: 344-347.
- Grimstvedt, M., Hertel-Aas, T. & Jøssang, L.G. 1996. *Med sauen til heis*. Jærskrifter 2. Jærmuseet, Nærbø.

- Grunneiersammenslutningen for Setesdal-Ryfylke. 1995. *Prosjekt: Grunneigarmedverknad i utarbeiding av fleirbruksplan Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiane*. Sluttrapport. Kristiansand.
- Gudmundsson, O. & Bement, R.E. 1986. Grazing intensity and balancing animal numbers with forage resources: sheep responses under subarctic conditions. p. 311-322 in: Gudmundsson, O. (ed.) *Grazing research at northern latitudes*. NATO ASI Series A: Life Sciences Vol. 108. Plenum Press, New York and London.
- Hageland, T.N. 1993. *Fleirbruksplan for Setesdal Vesthei Ryfylkeheiane. Fagleg prosjektgruppe Kulturminne*.
- Hagen, Y. 1952. *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal, Oslo.
- Hagestad, T. 1988. *Fløtningens historie i Otra og Tovdalselva*. Eget forlag, Kristiansand.
- Hall, F.C. & Bryant, L. 1995. *Herbaceous stubble height as a warning of impeding cattle grazing damage to riparian areas*. USDA Forest Service general technical report PNW-GTR-362. Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon.
- Hallandvik, J.-E. (red.) 1982a. *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Hallandvik, J.-E. 1982b. Heiene blir mindre. s. 116-130 i: Hallandvik, J.-E. (red.) *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Halvorsen, A. & Åsland, D.Y. 1988. *Ei vurdering av skogsskulen i Bygland sin verdi for Bygland kommune og for skogbruksnæringa i Setesdal*. FoU-rapport 41. Agderforskning, Kristiansand.
- Hamar, T., Eri, L. & Håland, O. 1983. *Årsmelding 1983*. Flekkefjordregionen forsøksring, Gyland.
- Hanley, T.A. 1997. A nutritional view of understanding and complexity in the problem of diet selection by deer (Cervidae). *Oikos* 79: 209-218.
- Hanley, T.A., Robbins, C.T., Hagerman, A.E. & McArthur, C. 1992. Predicting digestible protein and digestible dry matter in tannin-containing forages consumed by ruminants. *Ecology* 73: 537-541.
- Hansen, T.F., Stenseth, N.C., Henttonen, H. & Tast, J. 1999. Interspecific and intraspecific competition as causes of direct and delayed density dependence in fluctuating vole populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 96: 986-991.
- Hansson, L. 1998. Mast seeding and population dynamics of rodents: one factor is not enough. *Oikos* 82: 591-594.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Hardin, G. 1998. Extensions of «The tragedy of the commons». *Science* 280: 682-683.
- Hartley, S.E. & Amos, L. 1999. Competitive interactions between *Nardus stricta* L. and *Calluna vulgaris* (L.) Hull: the effect of fertilizer and defoliation on above- and below-ground performance. *Journal of Ecology* 87: 330-340.
- Haughom, G.A. 1994. *Brukerinteressene og arealkonflikter i Fraffjordheiene. Med vekt på villrein, sauebeiting og friluftsliv. - En GIS basert oppgave*. Hovedoppgave. Telemark distriktshøgskole, Bø.
- Helle, T. & Aspi, J. 1983. Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. *Oikos* 40: 337-343.
- Hertel-Aas, T. 1998. *Heieføring og heiesjefer gjennom 160 år*. Hovedoppgave. Historisk institutt, Universitetet i Bergen.
- Hester, A.J. 1996. *Overgrazing in upland habitats: a literature review*. Report. Macaulay Research and Consultancy Services Ltd., Craigiebuckler, Aberdeen.
- Hester, A.J. & Baillie, G.J. 1998. Spatial and temporal patterns of heather use by sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal of Applied Ecology* 35: 772-784.
- Hester, A.J., Mitchell, F.J.G., Gordon, I.J. & Baillie, G.J. 1996. Activity patterns and resource use by sheep and red deer grazing across a grass/heather boundary. *Journal of Zoology* 240: 609-620.
- Hettervik, G.K. 1993. *Fleirbruksplanen for Setesdal Vesthei Ryfylkeheiane. Prosjekt Energi*.
- Hewson, R. 1982. The effect upon field vole (*Microtus agrestis*) habitat on removing sheep from moorland in west Scotland. *Journal of Zoology* 197: 304-307.
- Hewson, R. 1989. Grazing preferences of mountain hares on heather moorland and hill pastures. *Journal of Applied Ecology* 26: 1-11.
- Hilbert, D.W., Swift, D.M., Detling, J.K. & Dyer, M.I. 1981. Relative growth rates and the grazing optimization hypothesis. *Oecologia* 51: 14-18.
- Hjeljord, O., Hövik, N. & Pedersen, H.B. 1990. Choice of feeding sites by moose during summer, the influence of forest structure and plant phenology. *Holarctic Ecology* 13: 281-292.

- Hobbs, N.T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60: 695-713.
- Hoel, A. 1987. Merking av villrein - erfaringer fra et prøveprosjekt i Setesdalsheiene. *Villreinen 1*: 23, 30.
- Hofmann, R.R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443-457.
- Hognestad, S. 1998. *Kvantitative og kvalitative endringer som følge av klipping og beiting fra sau (Ovis aries) på finnskjegg (Nardus stricta), duskull (Eriophorum augustifolium spp. augustifolium) og starr (Carex spp.) i Setesdalsheiene*. Hovedfagsoppgave. Institutt for husdyrfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Hohle, P. (red.) 1972. *Til fots i Setesdals- og Rogalandsheiene*. Gyldendal, Oslo.
- Holand, Ø. 1998. Hva veit vi om interaksjonen mellom husdyr og vilt? s. 57-65 i: *Bruk og forvaltning av utmark*. Rapport fra seminar 4. og 5. mars 1998. Området for miljø og utvikling, Norges Forskningsråd, Oslo.
- Holand, Ø., Bergmann, C., Bjåen, R., Colman, J., Hognestad, S., Moe, S.R., Pedersen, C. & Reimers, E. 1999. Rein og sau klauv mot klauv - konkurranse eller «fredelig» samarbeid i heiene? i: Frøstrup, J.C. (red.) *I villreinens rike. Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiene og Austheiene*. Friluftslagslaget, Arendal (i trykk).
- Holand, Ø., Moe, S., Colman, J.E. & Reimers, E. 1998b. Aversjon mot møkk - skyr rein og sau områder med mye møkk? s. 434-438 i: *Proceedings fra Husdyrforsøksmøtet 10. og 11. februar 1998*. Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Holand, Ø., Mysterud, A., Wannag, A. & Linnell J.D.C. 1998a. Roe deer in northern environments: physiology and behaviour. p. 117-137 i: Andersen, R., Duncan, P. & Linnell J.D.C. (eds.) *The European roe deer: The biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo.
- Holen, O.G. 1988. *Jakt, fiske og fangst og litt av næringa og folkelivet i Bykleområdet og Øvre Setesdal*. Eget forlag, Bykle.
- Holtedahl, O. 1969. Geology of Norway. *Norges Geologiske undersøkelse Nr. 208*: 1-540 (kartbilag).
- Homme, H. & Veum, L. 1986. *Heiområdet Setesdal-Ryfylke. Framlegg til mål og retningslinjer for arealbruk*. Rapport frå ei planfagleg rådgjevingssgruppe for heiområdet Setesdal-Ryfylke oppnemnd etter initiativ frå fylkesmennene i Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland.
- Hope, D., Picozzi, N., Catt, D.C. & Moss, R. 1996. Effects of reducing sheep grazing in the Scottish highlands. *Journal of Range Management* 49: 301-310.
- Hoven, K.G. 1998. Villreinjakta i Setesdalsheiene - et tilbakeblikk på fjoråret. *Villreinen 12*: 76-78.
- Hurlbert, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59: 67-77.
- Hutchings, M.R., Kyriazakis, I., Anderson, D.H., Gordon, I.J. & Coop, R.L. 1998. Behavioural strategies used by parasitized and non-parasitized sheep to avoid ingestion of gastro-intestinal nematodes associated with faeces. *Animal Science* 67: 97-106.
- Hutchings, M.R., Kyriazakis, I., Gordon, I.J. & Jackson, F. 1999. Trade-offs between nutrient intake and faecal avoidance in herbivore foraging decisions: the effect of animal parasitic status, level of feeding motivation and sward nitrogen content. *Journal of Animal Ecology* 68: 310-323.
- Högstedt, G. & Seldal, T. 1998. Sauebeiting i fjellet. s. 67-72 i: *Bruk og forvaltning av utmark*. Rapport fra seminar 4. og 5. mars 1998. Området for miljø og utvikling, Norges Forskningsråd, Oslo.
- Høiland, K., Schumacher, T., Sømme, L., Østbye, E. (red.) 1997. *Høyfjellsøkologi*. Kurskompendium Bio 101. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Håland, Å. 1971. *Gjødsling til naturlig fjellvegetasjon i Sørvest-Norge*. Meld. nr. 53. Statens forskningsgård Særheim.
- Håland, Å. & Timenes, K. 1980. Kort- og langsiktige verknader av gjødsling på fjellbeite i Sirdal, Vest-Agder. *Forskning og forsøk i landbruket* 31: 111-130.
- Illius, A.W., Albon, S.D., Pemberton, J.M., Clutton-Brock, T.H. & Gordon, I.J. 1995. Selection for foraging efficiency during a population crash in Soay sheep. *Journal of Animal Ecology* 64: 481-492.
- Illius, A.W. & Gordon, I.J. 1987. The allometry of food intake in grazing ruminants. *Journal of Animal Ecology* 56: 989-999.
- Ims, A.A. 1996. *Tidlig kalvedødelighet i tre sør-norske villreinområder med ulik beitestatus*. Hovedfagsoppgave. Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Ims, R.A. & Stenseth, N.C. 1989. Divided the fruit-flies fall. *Nature* 343: 21-22.

- Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 1997. *Ecological methodology: study design and statistical analysis*. Kurskompendium. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Jaren, V. 1990. Hvem gjør hva i villreinforvaltningen? *Villreinen* 4: 8-9.
- Jarman, P.J. 1974. The social organisation of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48: 215-266.
- Jefferies, R.L., Klein, D.R. & Shaver, G.R. 1994. Vertebrate herbivores and northern plant communities: reciprocal influences and responses. *Oikos* 71: 193-206.
- Jenkins, K.J. & Wright, R.G. 1988. Resource partitioning and competition among cervids in the northern Rocky Mountains. *Journal of Applied Ecology* 25: 11-24.
- Jerstad, K. 1999. *Avskytningsplan for Setesdal-Ryfylke og Setesdal Austhei nord*. Kurt Jerstad Utstopping og viltforvaltning, Mandal.
- Johannessen, V. & Samset, E. 1994. Summer diet of the mountain hare (*Lepus timidus* L.) in a low-alpine area in southern Norway. *Canadian Journal of Zoology* 72: 652-657.
- Jones, A.L. & Longland, W.S. 1999. Effects of cattle grazing on salt desert rodent communities. *American Midland Naturalist* 141: 1-11.
- Jónsdóttir, I.S. 1991. Effects of grazing on tiller size and population dynamics in a clonal sedge (*Carex bigelowii*). *Oikos* 62: 177-188.
- Jordhøy, P. 1995. Fokus på kjeveanalyser og kondisjon. *Villreinen* 9: 64-66.
- Kaarbø, A. 1999. Vi må igjen lære å leve med ulv. *Aftenposten* 13.01.1999: 13.
- Karban, R. & Baldwin, I.T. 1997. *Induced responses to herbivory*. University of Chicago Press, Chicago.
- Kie, J.G., Evans, C.J., Loft, E.R. & Menke, J.W. 1991. Foraging behavior by mule deer: the influence of cattle grazing. *Journal of Wildlife Management* 55: 665-674.
- Kielland-Lund, J. 1976. Beitets påvirkning på ulike skogvegetasjonssamfunn. s. 1-8 i: *Gjengroing av kulturmark*. Internordisk symposium 27-28 nov. 1975. Landbruksbokhandelen, Ås.
- Klein, D.R. 1965. Ecology of deer range in Alaska. *Ecological Monographs* 35: 259-284.
- Klemola, T., Korpimäki, E. & Norrdahl, K. 1997. Size of internal organs and forage quality of herbivores: are there differences between cycle phases in *Microtus* voles? *Oikos* 80: 61-66.
- Knapp, A.K., Blair, J.M., Briggs, J.M., Collins, S.L., Hartnett, D.C., Johnson, L.C. & Towne, E.G. 1999. The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. Bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes. *BioScience* 49: 39-50.
- Kristiansand og Opplands Turistforening. 1998. *Årsberetning Kristiansand og Opplands Turistforening, 1998, 111. driftsår*. Kristiansand og Opplands Turistforening, Kristiansand.
- Laca, E.A., Ungar, E.D., Seligman, N. & Demment, M.W. 1992. Effects of sward height and bulk density on bite dimensions of cattle grazing homogenous swards. *Grass and Forage Science* 47: 91-102.
- Landa, A., Strand, O., Swenson, J.E., Jordhøy, P. & Skogland T. 1998. Jerven og dens byttedyr i Snøhettaområdet. Store rovdyrs økologi i Norge. Sluttrapport. *NINA temahefte* 8: 19-25.
- Lande, R., Engen, S. & Sæther, B.-E. 1995. Optimal harvesting of fluctuating populations with a risk of extinction. *American Naturalist* 145: 728-745.
- Lange, H.L. 1996. Sheep use in British Columbia to control competing vegetation. p. 52-54 in: *Sharing common ground on western rangelands*. Proceedings of a livestock/big game symposium. U.S. Departement of agriculture, Ogden, UT.
- Langvatn, R. 1994. *Climate-associated variation in the resource base for red deer (Cervus elaphus), relationships to body size and reproductive performance within and between cohorts*. Dr. avhandling. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Larsen, P.K. 1997. *Komparativ areal- og habitatbruk hos rådyr (Capreolus capreolus) og sau (Ovis aries) i Lier, Buskerud*. Hovedfagsoppgave. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Lawlor, L.R. 1980. Overlap, similarity, and competition coefficients. *Ecology* 61: 245-251.
- Lein, H. 1968. Forsøk med lyng til vinterbeite til sauer. *Forskning og forsøk i landbruket* 19 (2).
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. *Norsk flora*. Andre utgave. Det norske Samlaget, Oslo.
- Lie, I. & Karlstad, S. 1998. *Reinbeitene i Finnmark. En systematisering av indikatorer om beitesituasjonen*. NIBR prosjektrapport nr. 11. Norsk institutt for by- og regionforskning, Oslo.

- Lilleslett, J. 1995. *Bruken av utmarksbeite i Høgebo-stad kommune*. Stensilert rapport. Kvinesdal.
- Linnell, J.D.C., Aanes, R. & Andersen, R. 1995. Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. *Wildlife Biology 1*: 209-223.
- Loft, E.R., Kie, J.G. & Menke, J.W. 1993. Grazing in the Sierra Nevada: home range and space use patterns of mule deer as influenced by cattle. *California Fish and Game 79*: 145-166.
- Loft, E.R., Menke, J.W. & Kie, J.G. 1991. Habitat shifts by mule deer: the influence of cattle grazing. *Journal of Wildlife Management 55*: 16-26.
- Loft, E.R., Menke, J.W., Kie, J.G. & Bertram, R.C. 1987. Influence of cattle stocking rate on the structural profile of deer hiding cover. *Journal of Wildlife Management 51*: 655-664.
- Lund, J. 1962. Tamreinhold i Setesdal. *Fjell-nytt 3 (1)*: 26-29.
- Malmberg, L. 1994. *Mørketap av lam (Ovis aries) og modellering av risikofaktorer på utmarksbeite i Eksingedalen, Hordaland*. Hovedfagsoppgave. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Marshall, J.P. & Boutin, S. 1999. Power analysis of wolf-moose functional responses. *Journal of Wildlife Management 63*: 396-402.
- Mattiello, S., Pozzi, A., Leggeri, P., Trabalza-Marinucci, M., Redaelli, W. & Carenzi, C. 1997. Social and spatial interactions between red deer and cattle in the Italian Alps. *Zeitschrift für Säugetierkunde Suppl. II*: 134-138.
- Mauland, E. 1993. *Fleirbruksplan for Setesdal Vesthei - Ryfylkeheiane. Fagleg prosjektgruppe Næring*.
- Maurtvedt, A. (red.) 1989. *Saueboka*. Landbruksforlaget, Oslo.
- McKendrick, J.D., Batzli, G.O., Everett, K.R. & Swanson, J.C. 1980. Some effects of mammalian herbivores and fertilization on tundra soils and vegetation. *Arctic and Alpine Research 12*: 565-578.
- McNaughton, S.J. 1976. Serengeti migratory wildebeest: facilitation of energy flow by grazing. *Science 191*: 92-94.
- McNaughton, S.J. 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *American Naturalist 113*: 691-703.
- McNaughton, S.J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos 40*: 329-336.
- McNaughton, S.J. 1984. Grazing lawns: animals in herds, plant form, and coevolution. *American Naturalist 124*: 863-886.
- McNaughton, S.J., Banyikwa, F.F. & McNaughton, M.M. 1997. Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. *Science 278*: 1798-1800.
- Miljøverndepartementet. 1994. *Oppsummering av delegasjonsforsøkene innen naturforvaltning, friluftsliv og kulturforvaltning*. Avsluttende rapport (foreløpig utgave-ikke publisert), Oslo. 31. mai 1994. Sitert i Brastad og Neset (1996).
- Mech, L.D. 1970. *The wolf: the ecology and behavior of an endangered species*. The natural history press, New York.
- Melby, M.W. & Orvik, P. 1986. *Tamrein og sau; sammenlikning av områdebruk i Trollheimen sommeren 1985*. Hovedfagsoppgave. Institutt for naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Meli, J.J. 1994. Satelittovervåking av villreins bruk av Setesdal-Ryfylkeheiene. *Villreinen 8*: 50-51.
- Meli, J.J. 1996. Jon Haugen i Bykle. Tamreingjeteren som vart «villreingjeter». *Villreinen 10*: 28-33.
- Meli, J.J. 1997. Villreindistrikter og villreinområder i Norge. *Villreinen 11*: 80-101.
- Messier, F. 1991. The significance of limiting and regulating factors on the demography of moose and white-tailed deer. *Journal of Animal Ecology 60*: 377-393.
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K. & Burke, I.C. 1998. Livestock grazing: animal and plant biodiversity of shortgrass steppe and the relationship to ecosystem function. *Oikos 83*: 65-74.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E. & Lauenroth, W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist 132*: 57-106.
- Miller, G.R., Geddes, C. & Mardon, D.K. 1999. Response of the alpine gentian *Gentiana nivalis* L. to protection from grazing by sheep. *Biological Conservation 87*: 311-318.
- Moe, J. 1968. *Tater i pels. Jerv og jervejakt*. Gyldendal, Oslo.
- Moe, S.R., Holand, Ø., Colman, J.E. & Reimers, E. 1999. An aversive response of reindeer *Rangifer tarandus* to sheep *Ovis aries* and reindeer feces and urine. Ikke publisert manuskript (innsendt Rangifer).
- Moen, A. & Pedersen, A. 1981. *Myrundersøkelser i Agder-fylkene og Rogaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen*. Rapport. Botanisk

- serie 1981-7. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, museet, Universitetet i Trondheim.
- Moen, K.R. 1987. Njardarheim. *Villreinen 1*: 22, 26-29.
- Monsen, H. & Seldal, T. 1990. *Food preferences and the effect of plant phenology on growth and survival rates of the Norwegian lemming Lemmus lemmus (L), following a population crash*. Hovedfagsoppgave. Zoologisk institutt, Universitetet i Bergen.
- Monsen, M. (red.) 1992. *Ryfylke- og Setesdalsheiene*. Årbok 1992. Den Norske Turistforening, Oslo.
- Murray, M.G. & Illius, A.W. 1996. Multispecies grazing in the Serengeti. p. 247-272 in: Hodgson, J. & Illius, A.W. (eds.) *The management and ecology of grazing systems*. CAB International, Wallingford.
- Myrberget, S. 1987. Effekter av sauebeiting i et rype-terreng. *Fauna 40*: 144-149.
- Myre, T. 1986. *Tilvekst hos lam på fjellbeite 1986*. Flekkefjordregionen forsøksring, Gyland.
- Myrum, T., Larsen, A.M., Vindenes, E., Optun, P.M., Grosaas, T., Mauland, E. & Syvertsen, A.R. 1998. *Ramme for forvaltningsplan Setesdal Vesthei*. 16. september 1998.
- Mysterud, A. 1998a. The relative roles of body size and feeding type on activity time of temperate ruminants. *Oecologia 113*: 442-446.
- Mysterud, A. 1998b. *Habitat selection by roe deer relative to resource distribution and spatiotemporal scale*. Dr. avhandling. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Mysterud, A., Larsen, P.K., Ims, R.A. & Østbye, E. 1999. Habitat selection by roe deer and sheep: does habitat ranking reflect resource availability? *Canadian Journal of Zoology 77*: in press.
- Mysterud, A. & Østbye, E. 1995. Roe deer *Capreolus capreolus* feeding on yew *Taxus baccata* in relation to bilberry *Vaccinium myrtillus* density and snow depth. *Wildlife Biology 1*: 249-253.
- Mysterud, A., Østbye, E. & Ims, R.A. 1998. *Rådyrets habitat i Lier*. Sluttrapport. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Mysterud, I. 1980. Bear management and sheep husbandry in Norway with a discussion of predatory behavior significant for evaluation of livestock losses. *Bear Biology Association Conference Series 3*: 233-241.
- Mysterud, I., Gautestad, A.O. & Mysterud, I. 1996. *Rovvilt og saueneiering i Norge. 6. Kommentarer til gjeting som forebyggende tiltak*. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Mysterud, I. & Mysterud, I. 1995. Saueholdet. s. 175-202 i: Mysterud, I. & Mysterud, I. (red.) *Perspektiver på rovdyr, ressurser og utmarksnæringer i dagens- og framtidens Norge: En konsekvensutredning av rovviltforvaltningens betydning for småfenæring, reindrift og viltinteresser*. Sluttrapport, KUR-prosjektet,.
- Nedkvitne, J.J. 1980. Vektauken hjå lam på fjellbeite. *Sau og Geit 1980 (6)*: 194-195.
- Nedkvitne, J.J., Garmo, T.H. & Staaland, H. 1995. *Beitedyr i kulturlandskap*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Neuvonen, S. & Haukioja, E. 1984. Low nutritive quality as defence against herbivores: induced responses in birch. *Oecologia 63*: 71-74.
- Newsome, A.E. 1980. Differences in the diets of male and female red kangaroos in central Australia. *African Journal of Ecology 18*: 27-31.
- NFR. 1995. *Bruk og forvaltning av utmark*. Programnotat. Området for miljø og utvikling, Norges Forskningsråd, Oslo.
- NFR. 1998. *Bruk og forvaltning av utmark*. Rapport fra seminar 4. og 5. mars 1998. Området for miljø og utvikling, Norges Forskningsråd, Oslo.
- NLVF. 1977a. *Utmarksressurser i før- og matproduksjon*. Hovedrapport. NLVF-utredning nr. 85. Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd, Ås og Oslo.
- NLVF. 1977b. *Utmarksressurser i før- og matproduksjon*. Delrapport I-V. NLVF-utredning nr. 85. Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd, Ås og Oslo.
- Nolan, T. & Connolly, J. 1989. Mixed v. mono-grazing by steers and sheep. *Animal Production 48*: 519-533.
- Nordhagen, R. 1928. *Rypeår og bærår. Bidrag til diskusjonen om vår rypebestands vekslinger*. Bergens Museums Årbok 1928. Naturvitenskapelig rekke nr. 2.
- Norris, K., Brindley, E., Cook, T., Babbs, S., Brown, C.F. & Yaxley, R. 1998. Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? *Journal of Applied Ecology 35*: 621-634.
- Norris, K., Cook, T., O'Dowd, B. & Durdin, C. 1997. The density of redshank *Tringa totanus* breeding on the salt-marshes of the Wash in relation to

- habitat and its grazing management. *Journal of Applied Ecology* 34: 999-1013.
- NOU. 1974. *Fjellplan for Setesdal Vesthei*. Norges Offentlige Utredninger nr. 39. Miljøverndepartementet. Universitetsforlaget, Oslo.
- NOU. 1980. *Naturvern i Norge*. Norges Offentlige Utredninger nr. 23. Miljøverndepartementet. Universitetsforlaget, Oslo.
- NOU. 1986. *Ny landsplan for nasjonalparker*. Norges Offentlige Utredninger nr. 13. Miljøverndepartementet. Universitetsforlaget, Oslo.
- Noy-Meir, I. 1975. Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *Journal of Ecology* 63: 459-481.
- Oosterheld, M., Sala, O.E. & McNaughton, S.J. 1992. Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale. *Nature* 356: 234-236.
- Olf, H. & Ritchie, M.E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.
- Ouellet, J.-P., Boutin, S. & Heard, D.C. 1994. Responses to simulated grazing and browsing of vegetation available to caribou in the Arctic. *Canadian Journal of Zoology* 72: 1426-1435.
- Owen-Smith, N. 1997. Distinctive features of the nutritional ecology of browsing versus grazing ruminants. *Zeitschrift für Säugetierkunde Suppl. II*: 176-191.
- Paige, K.N. 1999. Regrowth following ungulate herbivory in *Ipomopsis aggregata*: geographic evidence for overcompensation. *Oecologia* 118: 316-323.
- Paige, K.N. & Whitham, T.G. 1987. Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. *American Naturalist* 129: 407-416.
- Pareliussen, I. 1997. *The semi-natural grassland in 1928 and 1994 on the island of Runde, western Norway*. Hovedfagsoppgave. Botanisk institutt, Det teknologisk-naturvitenskapelige Universitet i Trondheim.
- Parker, K.L., Robbins, C.T. & Hanley, T.A. 1984. Energy expenditure for locomotion by mule deer and elk. *Journal of Wildlife Management* 48: 474-488.
- Pastor, J. 1995. Diversity of biomass and nitrogen distribution among plant species in arctic and alpine tundra ecosystems. p. 255-269 in: Chapin, F.S. III & Körner, C. (eds.) *Arctic and alpine biodiversity*. Ecological studies 113. Springer-Verlag, Berlin og Heidelberg.
- Pastor, J. & Cohen, Y. 1997. Herbivores, the functional diversity of plants species, and the cycling of nutrients in ecosystems. *Theoretical Population Biology* 51: 165-179.
- Pastor, J. & Naiman, R.J. 1992. Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. *American Naturalist* 139: 690-705.
- Pedersen, C. 1999. *Possible nighttime compensational feeding as an adaptation to reduced daytime feeding due to insect harassment from Hypoderma tarandi and Cephonomyia trompe*. Hovedfagsoppgave. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. (under utarbeidelse).
- Pedersen, E.S. 1982. Stølsbruket i heiene. s. 94-108 i: Hallandvik, J.-E. (red.) *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Perevolotsky, A. & Seligman, N.G. 1998. Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. Inversion of a paradigm. *BioScience* 48: 1007-1017.
- Peterson, R.O. 1999. Wolf-moose interaction on Isle Royale: the end of natural regulation? *Ecological Applications* 9: 10-16.
- Pettersen, R. 1986. Bird community changes in grey alder forests due to grazing by cattle. *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 10: 1-6.
- Pfaff, A. & Bengtson, R. 1995. *Truete virveldyr i Aust-Agder*. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Post, E.S. & Stenseth, N.C. 1999. Climate change, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology* 80: in press.
- Proulx, M. & Mazumder, A. 1998. Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology* 79: 2581-2592.
- Provenza, F.D. 1995. Postingestive feedback as an elementary determinant of food preference and intake in ruminants. *Journal of Range Management* 48: 2-17.
- Punsvik, T. 1996. Hva betyr saueholdet for villreinstammen og høyfjellsøkologien? *Villreinen* 10: 16-17.
- Putman, R.J. 1996. *Competition and resource partitioning in temperate ungulate assemblies*. Chapman and Hall, London.
- Rawes, M. & Welch, D. 1969. Upland productivity of vegetation and sheep at Moor House National

- Reserve, Westmorland, England. *Oikos Supplement 11*: 7-72.
- Reimers, E. 1983. Reproduction in wild reindeer in Norway. *Canadian Journal of Zoology 61*: 211-217.
- Reimers, E. 1997. Rangifer population ecology: a Scandinavian perspective. *Rangifer 17*: 105-118.
- Reimers, E. & Colman, J.E. 1998a. Beiteinteraksjoner sau-rein - samarbeidsprosjekt UiO og NLH. s. 73-76 i: *Bruk og forvaltning av utmark*. Rapport fra seminar 4. og 5. mars 1998. Området for miljø og utvikling, Norges Forskningsråd, Oslo.
- Reimers, E. & Colman, J.E. 1998b. Beiteinteraksjoner sau-rein - samarbeidsprosjekt Universitetet i Oslo (UiO) og Norges landbrukshøgskole. s. 197-203 i: *Bruk og forvaltning av utmark*. Rapport fra seminar 4. og 5. mars 1998. Området for miljø og utvikling, Norges Forskningsråd, Oslo.
- Reindrifftsforvaltningen. 1999. *Ressursregnskap for reindrifftsnaeringen*. For reindrifftsåret 1. april 1997-31. mars 1998. Reindrifftsforvaltningen, Alta.
- Reinton, L. 1955. *Sæterbruket i Noreg I, sætertypar og driftsformer*. Institutt for sammenlignende kulturforskning. Aschehoug, Oslo.
- Rekdal, Y. 1998. *Utmarksbeite. Kartlegging av vegetasjon og vurdering av beiteverdi*. Forelesningsnotat HF28 beiteressursar og beitebruk, IHF-NLH. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Rhodes, B.D. & Sharrow, S.H. 1990. Effect of grazing by sheep on the quantity and quality of forage available to big game in Oregon's coast range. *Journal of Range Management 43*: 235-237.
- Rian, A. & Gyland, L.F. 1996. *Digital beitekartlegging i Vest-Agder*. Landbruksavdelingen, fylkesmannen i Vest-Agder, Kristiansand.
- Robbins, C.T., Hanley, T.A., Hagerman, A.E., Hjeljord, O., Baker, D.L., Schwartz, C.C. & Mautz, W.W. 1987a. Role of tannins in defending plants against ruminants: reduction in protein availability. *Ecology 68*: 98-107.
- Robbins, C.T., Mole, S., Hagerman, A.E. & Hanley, T.A. 1987b. Role of tannins in defending plants against ruminants: reduction in dry matter digestion? *Ecology 68*: 1606-1615.
- Robbins, C.T., Spalinger, D.E. & von Hoven, W. 1995. Adaptation of ruminants to browse and grass diets: are anatomical-based browser-grazer interpretations valid? *Oecologia 103*: 208-213.
- Roberts, S.C. 1996. The evolution of hornedness in female ruminants. *Behaviour 133*: 399-442.
- Rogaland, Vest-Agder og Aust-Agder fylkeskommune. 1995. *Framlegg til fylkesdelplan for Setesdal Vesthei Ryfylkeheiene*. 9. august 1995. Rogaland, Vest-Agder og Aust-Agder fylkeskommune, Stavanger, Kristiansand og Arendal.
- Rogalands landbruksselskap. 1924. *Vinterfôringsforsøk med sau*. Melding fra Saueavls- og beiteutvallet. Årsmelding fra Rogalands landbruksselskap. (sitert i Time 1995).
- Rognli, L.S. 1998. *Forsøk på en kulturell presentasjon for tilrettelegging av kulturturisme i Setesdal: med utgangspunkt i litteraturen*. Kandidatoppgave. HIS-NHS, Stavanger.
- Royama, T. 1992. *Analytical population dynamics*. Chapman and Hall, London.
- Rouhomäki, K., Chapin, F.S. III, Haukioja, E., Neuvonen, S. & Suomela, J. 1996. Delayed inducible resistance in mountain birch in response to fertilization and shade. *Ecology 77*: 2302-2311.
- Ryvarden, L. 1972. Vegetasjon og flora i Setesdals- og Rogalandsheiene. s. 31-37 i: Hohle, P. (red.) *Til fots i Setesdals- og Rogalandsheiene*. Gyldendal, Oslo.
- Sagør, J.T., Swenson, J.E. & Røskaft, E. 1997. Compatibility of brown bear *Ursus arctos* and free-ranging sheep in Norway. *Biological Conservation 81*: 91-95.
- Sandberg, M. 1960. Avdråttskontroll på skogs- og fjellbeite. *Forskning og forsøk i landbruket 11*: 311-325.
- Sauer, J.R. & Boyce, M.B. 1983. Density-dependence and survival of elk in northwestern Wyoming. *Journal of Wildlife Management 47*: 31-37.
- Schuman, G.E., Reeder, J.D., Manley, J.T., Hart, R.H. & Manley, W.A. 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications 9*: 65-71.
- Seastedt, T.R. & Knapp, A.K. 1993. Consequences of nonequilibrium resource availability across multiple time scales: the transient maxima hypothesis. *American Naturalist 141*: 621-633.
- Seldal, T. 1998. Sauebeiting i fjellet. *Villreinen 12*: 64-67.
- Seldal, T., Andersen, K.J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. *Oikos 70*: 3-11.

- Seldal, T., Högstedt, G., Erichsen, J., Grönstöl, G., Roald, S.K. & Rosef, L. 1998. Responses of alpine vegetation to sheep exclosure; plant successions restore carrying capacity for herbivores. Ikke publisert manuskript.
- Selsjord, I. 1958. Vektkontroll med sau på fjellbeite. *Tidsskrift for det Norske Landbruk* 65: 23-34.
- Selsjord, I. 1960. Beiteverdien av ymse plantesamfunn i fjellbeite. *Forskning og forsøk i landbruket* 11: 519-550.
- Selsjord, I. 1964. Vektkontroll av sau på fjellbeiter i Sør-Norge. *Forskning og forsøk i landbruket* 15: 371-404.
- Selsjord, I. 1966a. *Vegetasjons- og beitegranskinger i fjellet*. Vegetation and pasture Investigations in Mountain Districts of Norway. Report No. 42. The Grassland Experiment Station, Apelsvoll.
- Selsjord, I. 1966b. Vegetasjons- og beitegranskinger i fjellet. *Forskning og forsøk i landbruket* 17: 325-381.
- Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. *Oikos* 80: 257-268.
- Selås, V. 1998. Mast seeding and microtine cycles: a reply to Lennart Hansson. *Oikos* 82: 595-596.
- Senft, R.L., Coughenour, M.B., Bailey, D.W., Rittenhouse, L.R., Sala, O.E. & Swift, D.M. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience* 37: 789-799.
- Silvertown, J., Watt, T.A., Smith, B. & Treweek, J.R. 1992. Complex effects of grazing treatment on an annual in a species-poor grassland community. *Journal of Vegetation Science* 3: 35-40.
- Sinclair, A.R.E. & Norton-Griffiths, M. 1982. Does competition or facilitation regulate migrant ungulate populations in the Serengeti? A test of hypotheses. *Oecologia* 53: 364-369.
- Skar, J. 1961. *Gamalt or Sætedal*. Samla utgåve. Band I-III. Det norske Samlaget, Oslo.
- Skjevraak, M. 1953. *Bjørn og varg. På Agderbygdene og Vest-Telemark i eldre tid*. Folkeminne, jakt- og dyrelivskildringer. Edgar Høgfeldt A/S, Kristiansand.
- Skogen, A. 1976. Økologiske konsekvenser av opphør av beite i vest-trønderske berg og engbakker. s. 1-6 i: *Gjengroing av kulturmark*. Internordisk symposium 27-28 nov. 1975. Landbruksbokhandelen, Ås.
- Skogland, T. 1974. *Villreinens habitatadferd. Økologiske og sosiale faktorer*. IBP. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Skogland, T. 1984. Wild reindeer foraging-niche organization. *Holarctic Ecology* 7: 345-379.
- Skogland, T. 1987. Bestandsdynamisk analyse av villreinstammen i Setesdal Vesthei. *Villreinen* 1: 4-8.
- Skogland, T. 1994b. Satelitt-overvåking av villreinens bruk av Setesdal-Ryfylkeheiene: Effekter av naturinngrep. *NINA Oppdragsmelding* 257: 1-16.
- Skogland, T. 1994a. *Villrein. Fra urinnvåner til miljøbarometer*. Teknologisk forlag, Oslo.
- Skåtán, J.E. 1993b. *Fleirbruksplan for Setesdal Vesthei - Ryfylkeheiane. Fagleg prosjektgruppe Ferdslø*.
- Skåtán, J.E. 1993a. *Forvaltningsplan for Setesdal-Ryfylke villreinområde 1993-1997*. Miljøvernavdelingen, fylkesmannen i Vest-Agder, Kristiansand.
- Skåtán, J.E. 1994. *Trua og sårbare viltarter i Vest-Agder*. Rapport nr. 7/94. Miljøvernavdelingen, fylkesmannen i Vest-Agder, Kristiansand.
- Skåtán, J.E. 1998. Opplæringsjakt i Njardarheim. *Villreinen* 12: 40
- Sløgedal, H. 1948. *Norske fjellbeite. Bind III. Framlegg til delingsplan for driftebeite i Aust-Agder og Vest-Agder*. Det Kgl. Selskap for Norges Vel, Oslo.
- Sløgedal, H. 1971. *Norske fjellbeite. Bind VII. Heiebeite i Aust-Agder og Vest-Agder*. Det Kgl. Selskap for Norges Vel, Oslo.
- Smedsrud, K. 1999. *Arealbruk hos tamsau (Ovis aries) i et kystpreget område i Namdalseid 1992*. Hovedfagsoppgave. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. (under utarbeidelse).
- Solberg, E.J., Sæther, B.-E., Strand, O. & Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology* 68: 186-204.
- SSB 1965-1997. *Jaktstatistikk 1965-1997*. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- St. meld. 1957. *Om statens eigedom Njardarheim*. Stortingsmelding nr. 11. Oslo.
- St. meld. 1966. *Landsplan for natur- og nasjonalparker*. Stortingsmelding nr. 64. Oslo.
- St. meld. 1980-81. *Vern av norsk natur*. Stortingsmelding nr. 68. Oslo.
- St. meld. 1991-92. *Ny landsplan for nasjonalparker og andre verneområder*. Stortingsmelding nr. 62. Oslo.
- Statens Kornforretning. 1998. <http://www.statens-kornforretning.no>.

- Stavanger Turistforening. 1998. *Draging mot Skauen. Årbok 1997*. Stavanger Turistforening, Stavanger.
- Steen, H., Holst, J.C., Solhøy, T., Bjerga, M., Klausen, E., Prestegaard, I., Sundt, R.C. & Johannsen, Ø. 1997. Mortality of lemmings, *Lemmus lemmus*, at peak density in a mountainous area of Norway. *Journal of Zoology* 243: 831-835.
- Steen, H., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 1990. Predators and small rodent cycles: an analysis of a 79-year time series of small rodent population fluctuations. *Oikos* 59: 115-120.
- Stohlgren, T.J., Schell, L.D. & Heudel, B.V. 1999. How grazing and soil quality affect native and exotic plant diversity in Rocky Mountain grasslands. *Ecological Applications* 9: 45-64.
- Stokstad, G. 1986. *Barskogbeiting med sau*. Hovedfagsoppgave. Institutt for husdyrernæring, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Storaas, T. & Punsvik, T. 1996. *Viltforvaltning*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Strauss, S.Y. & Agrawal, A.A. 1999. The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 179-185.
- Staaland, H., Holand, Ø., Nellemann, C. & Smith, M. 1998. Time scale for forest regrowth: abandoned grazing and agricultural areas in southern Norway. *Ambio* 27: 456-460.
- Sunde, H.I., Skarpnes, O. & Aasland, T. 1995. *Forslag til verneplan for Setesdal Vesthei Ryfylkeheiene*. Av 7. september 1995. Fylkesmennene i Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland, Arendal, Kristiansand & Stavanger.
- Swenson, J.E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology* 67: 819-826.
- Swenson, J.E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R. & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. *Wildlife Biology* 1: 11-26.
- Sæland, J. 1917. *Kjøtlaging paa fjeldbeiterne*. Aschehoug, Kristiania.
- Sæther, B.-E. 1985. Annual variation in carcass weight of Norwegian moose in relation to climate along a latitudinal gradient. *Journal of Wildlife Management* 49: 977-983.
- Sæther, B.-E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 143-149.
- Sævre, R. & Baadshaug, O.H. 1984. Produksjon, avbeiting og kvalitet av fjellbeite for sau. *Forskning og forsøk i landbruket* 35: 193-201.
- Søilen, E. 1995. *Sportsmenn i veideland*. Norges Jeger- og Fiskerforbund - 125 års arbeid for jakt og fiske som rekreasjon. Grafiske senter A/S, Oslo.
- Time, E.K. 1995. *Verdien av beite som ressurs for jordbruksproduksjon i Rogaland. Ei vurdering om verdsetting av utmarksbeite i låg-, mellom-, og høgheiar i Rogaland, og av kulturbeite laga i utmark*. Fylkesmannen i Rogaland, Landbruksavdelinga, Stavanger.
- Tixier, H. & Duncan, P. 1996. Are European roe deer browsers? A review of variations in the composition of their diets. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)* 51: 3-17.
- Tixier, H., Duncan, P., Scephovic, J., Yani, A., Gleizes, M. & Lila, M. 1997. Food selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*): effects of plant chemistry, and consequences for the nutritional value of their diets. *Journal of Zoology* 242: 229-245.
- Tokeshi, M. 1999. *Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives*. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Tufto, J., Andersen, R. & Linnell, J.D.C. 1996. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology* 65: 715-724.
- Tøllefsen, L. 1983. *Endoparasitter hos rein (Rangifer t. tarandus L.) med særlig vekt på gastro-intestinale Nematoda*. Hovedoppgave. Universitetet i Tromsø.
- Tømmervik, H. 1998. *To what extent can vegetation change and plant stress be surveyed by remote sensing?* Dr. avhandling. Institutt for biologi, Universitetet i Tromsø.
- Tømmervik, H., Johansen, B. & Lauknes, I. 1997. Use of airborne *casi* spatial mode data for mapping of sub-arctic mountain heaths in Pasvik, northern Norway. *Canadian Journal of Remote Sensing* 23: 230-242.
- Ulvund, M.J., Bratberg, B. & Tranulis, M.A. 1996. Prionsjukdommer hos dyr. *Norsk Veterinærtidsskrift* 108: 455-466.
- Unander, S. 1987. *Forvaltningsplan for Setesdal -*

- Ryfylke villreinområde. Rapport nr. 4/87. Miljøvern-avdelingen, fylkesmannen i Vest-Agder, Kristiansand.
- van der Meijden, E., Wijn, M. & Verkaar, H.J. 1988. Defense and regrowth, alternative plant strategies in the struggle against herbivores. *Oikos* 51: 355-363.
- Vevstad, A. 1982. Njardarheim. s. 109-115 i: Hallandvik, J.-E. (red.) *Boka om heiene. Vest-Telemark, Setesdal, Ryfylke: kultur og tradisjoner*. Grøndahl, Oslo.
- Vigerust, Y. 1949. Fjellbeitene i Sikkildalen. *Årbok for beitebruk i Norge 1946-47*. 18: 18-188.
- Vik, E. 1953. *Norske fjellbeite. Bind VIII. Oversyn over fjellbeite i Rogaland*. Det Kgl. Selskap for Norges Vel, Oslo.
- Vaag, A.B. 1980. *Komparativ næringsundersøkelse hos hjort (Cervus elaphus) og sau (Selbjørnsau)*. Hovedfagsoppgave. Institutt for naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Wahlström, L.K. & Kjellander, P. 1995. Ideal free distribution and natal dispersal in female roe deer. *Oecologia* 103: 302-308.
- Warren, J.T. 1998a. Sau, villrein og artsmangfold. *Villreinen* 12: 70-73.
- Warren, J.T. 1998b. Conservation biology and agroecology in Europe. *Conservation Biology* 12: 499-501.
- Warren, J.T. & Mysterud, I. 1991. Summer habitat use and activity patterns of domestic sheep on coniferous range in southern Norway. *Journal of Range Management* 44: 2-6.
- Warren, J.T. & Mysterud, I. 1993. Extensive ranging by sheep released onto an unfamiliar range. *Applied Animal Behaviour Science* 38: 67-73.
- Warren, J.T. & Mysterud, I. 1995a. *Sau, villrein og ressursbruk på Hardangervidda i tidligere tid og nå. En utredning med særlig vekt på dagens problemer for beitebruk og villreinforvaltning i lokalt og regionalt perspektiv*. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Warren, J.T. & Mysterud, I. 1995b. Mortality of domestic sheep in free-ranging flocks in south-eastern Norway. *Journal of Animal Science* 73: 1012-1018.
- Warren, J.T., Mysterud, I. & Hasvold, S. 1998. Lammedødeligheten i Lesja, Oppland 1997 med forvaltningsrelevante kommentarer. *Utmarksnæring i Norge 1-98*: 1-48.
- Warren, J.T., Mysterud, I. & Samuelsen, J.R. 1997. Undersøkelse av lammedødelighet i Hornnes Vesthei og Åseral 1996. *Utmarksnæring i Norge 1-97*: 1-14.
- Warren, J.T., Mysterud, I. & Skatter, G. 1999. Lammedødeligheten i Suldal, Rogaland 1998 med forvaltningsrelevante kommentarer. *Utmarksnæring i Norge 2-99*: i trykk.
- Warren, J.T., Mysterud, I., Stensli, O.M., Berg, M. & Movik, E. 1993. Use of forest vegetation by sheep as recorded by radio telemetry. *Acta Agriculturae Scandinavica; Section A. Animal Science* 43: 190-192.
- Watt, T.A. & Gibson, C.W.D. 1988. The effects of sheep grazing on seedling establishment and survival in grassland. *Vegetatio* 78: 91-98.
- Watt, T.A., Treweek, J.R. & Woolmer, F.S. 1996. An experimental study of the impact of seasonal sheep grazing on formerly fertilized grassland. *Journal of Vegetation Science* 7: 535-542.
- Weber, G.E., Jeltsch, F., Van Rooyen, N. & Milton, S.J. 1998. Simulated long-term vegetation response to grazing heterogeneity in semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology* 35: 687-699.
- Wegener, C. & Odasz, A.M. 1997a. Effects of laboratory simulated grazing on biomass of the perennial Arctic grass *Dupontia fisheri* from Svalbard: evidence of overcompensation. *Oikos* 79: 496-502.
- Wegener, C. & Odasz, A.M. 1997b. Grazing response strategies along a snow deposition gradient: a laboratory experiment on three grass species from Svalbard. *Canadian Journal of Botany* 75: 1685-1691.
- Wegener, C. & Odasz-Albrigtsen, A.M. 1998. Do Svalbard reindeer regulate standing crop in the absence of predators? A test of the «exploitation ecosystems» model. *Oecologia* 116: 202-206.
- Welch, D. 1998. Response of bilberry *Vaccinium myrtillus* L. stands in the Derbyshire peak district to sheep grazing, and implications for moorland conservation. *Biological Conservation* 83: 155-164.
- Welch, D. & Rawes, M. 1964. The early effects of excluding sheep from high-level grassland in the northern Pennines. *Journal of Applied Ecology* 1: 281-300.
- White, K.A.J. & Hall, S.J.G. 1998. Behaviour of lambs (*Ovis aries*) in relation to spatial patterns of defecation on a pasture. *Journal of Zoology* 245: 111-117.

- White, R.G. 1983. Foraging patterns and their multiplier effects on productivity of northern ungulates. *Oikos* 40: 377-384.
- Wielgolaski, F.E. 1975a. Comparison of plant structure on grazed and ungrazed tundra meadow. p. 86-93 in: Wielgolaski, F.E. (ed.) *Fennoscandian tundra ecosystems. Part I. Plants and microorganisms*. Springer Verlag, Berlin.
- Wielgolaski, F.E. 1975b. Grazing by sheep. p. 216-228 in: Wielgolaski, F.E. (ed.) *Fennoscandian tundra ecosystems. Part II. Animals and system analysis*. Springer Verlag, Berlin.
- Wielgolaski, F.E. 1976. The effect of herbage intake by sheep on primary production, ratios top-root and dead-live aboveground parts (Hardangervidda, Norway). *Polish Ecological Studies* 2: 67-76.
- Wilkinson, D.M. 1999. The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos* 84: 145-147.
- Ylönen, H. 1994. Vole cycles and antipredatory behavior. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 426-430.
- Åkre, T. 1972. Bispevegen. s. 67-72 i: Hohle, P. (red.) *Til fots i Setesdals- og Rogalandsheiene*. Gyldendal, Oslo.
- Åsen, P.A. 1999. Plantelivet i villreinens rike. i: Frøstrup, J.C. (red.) *I villreinens rike. Setesdal Vesthei-Ryfylkeheiene og Austheiene*. Friluftsførlaget, Arendal (i trykk).

UTMARKSNÆRING I NORGE

Serien "Utmarks næring i Norge" publiserer ulike rapporter og utredninger av betydning for framtidig næringsutvikling i utmark. Dette er spesialpublikasjoner av ulike typer som ikke trykkes i vanlige tidsskrifter eller etablerte rapportserier eller på annen måte tas hånd om av institusjoner.

1995

- 1-95 Skurdal, E. 1995. *Beiting i utmark - i praksis og i plansammenheng*. Norsk sau- og geitlagslag. 35s. + vedlegg. (kr. 100,-).
- 2-95 Mysterud, I. & Mysterud, I. (red.) 1995. *Perspektiver på rovdyr, ressurser og utmarks næringer i dagens og framtidens Norge: en konsekvensutredning av rovviltforvaltningens betydning for småfæring, reindrift og viltinteresser*. Sluttrapport, KUR-prosjektet. (kr. 200,-, medlemmer av Nsg kr. 100,-)
- 3-95 Warren, J.T. og Mysterud, I. 1995. *Sau, villrein og ressursbruk på Hardangervidda i tidligere tid og nå. En utredning med særlig vekt på dagens problemer for beitebruk og villreinforvaltning i lokalt og regionalt perspektiv*. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. 64s. (ISBN 82-9093439-4) (kr. 150,-).

1997

- 1-97 Warren, J.T., Mysterud, I. & Samuelson, J.R. 1997. Undersøkelse av lammedødelighet i Hornnes Vesthei og Åseral 1996. *Utmarks næring i Norge 1-97*: 1-18. (ISBN 82-90934-60-2) (kr. 50,-).
- 2-97 Skurdal, E. 1997. *Beiting i utmark - i praksis og i plansammenheng*. Revidert utgave. Norsk sau- og geitlagslag og Landbruksforlaget. *Utmarks næring i Norge 2-97*: 1-56 + vedlegg. (ISBN 82-529-2256-2) (kr. 100,-).
- 3-97 Mysterud, I., Mysterud, I. & Bengtson, R. 1997. Forskning og etterforskning på rovdyr som skadevoldere: Kommentarer til forskningsmessige, juridiske, filosofiske og etiske problemer i skadedokumentasjon og rovviltforvaltning. *Utmarks næring i Norge 3-97*: 1-26. (ISBN 82-90934-61-0) (kr. 50,-).

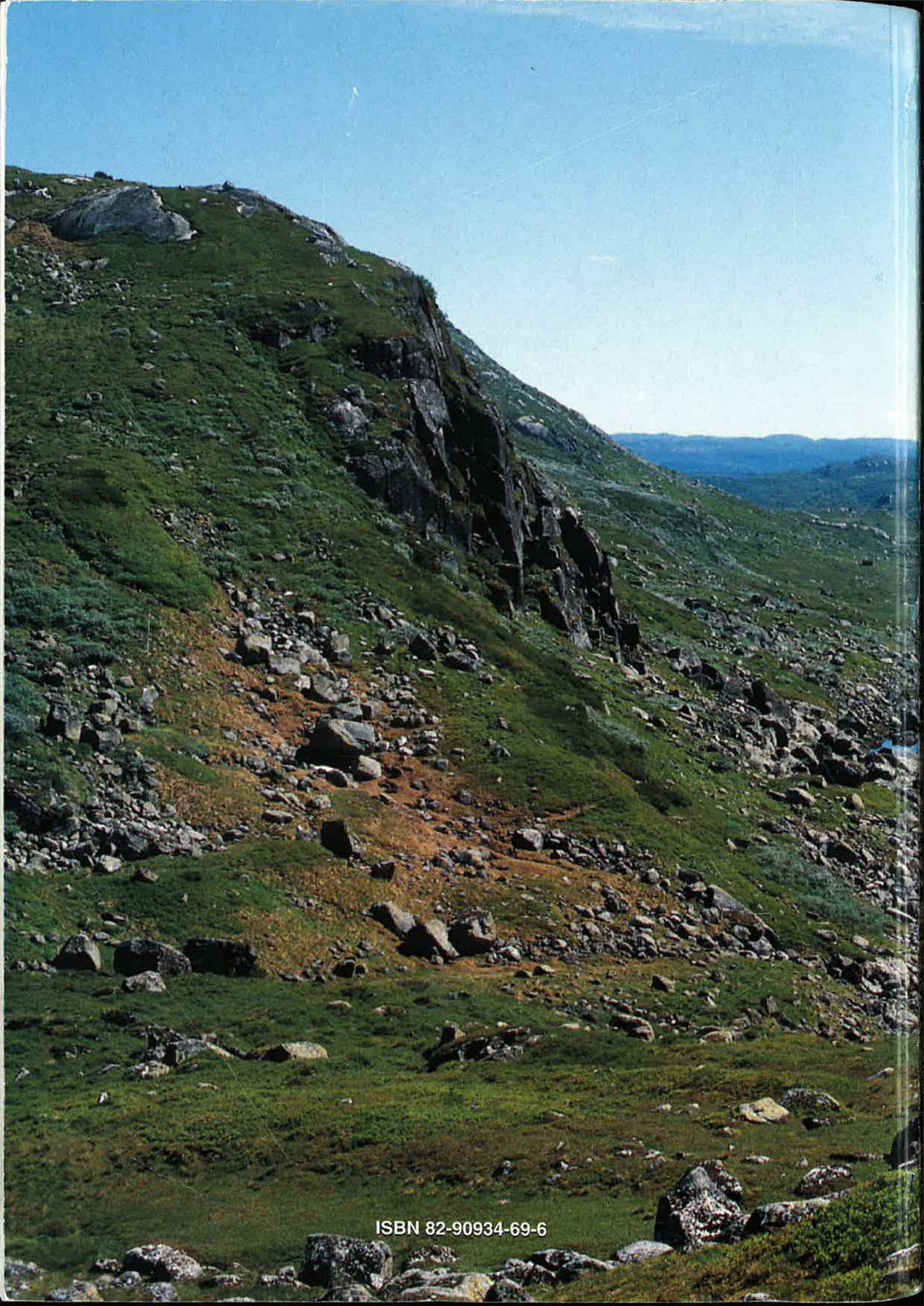
1998

- 1-98 Warren, J.T., Mysterud, I. & Hasvold, S. 1998. Lammedødeligheten i Lesja, Oppland 1997 med forvaltningsrelevante kommentarer. *Utmarks næring i Norge 1-98*: 1-48. (ISBN 82-90934-68-8) (kr. 50,-).

1999

- 1-99 Mysterud, A. & Mysterud, I. 1999. Bærekraftig bruk og forvaltning av Setesdals Vesthei og Ryfylkeheiene. En utredning med spesiell vekt på økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark. *Utmarks næring i Norge 1-99*: 1-197. (ISBN: 82-90934-69-6).

Rapportene kan bestilles fra: Norsk sau- og geitlagslag, Boks 2323 Solli, 0201 Oslo. Telefon 22 44 42 88. Telefax 22 43 16 60. I tillegg til prisen kommer porto og eks.geb.



ISBN 82-90934-69-6