

Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding

Beiting, biologisk mangfald og rovviltforvaltning

Inga E. Bruteig
Gunnar Austrheim
Ann Norderhaug

NINA Fagrapport 71

NINA Norsk institutt for naturforskning

Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding
Beiting, biologisk mangfald og rovviltforvalting

Inga E. Bruteig
Gunnar Austrheim
Ann Norderhaug

NINA publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrappport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Bruteig, I.E., Austrheim, G. & Norderhaug, A. 2003. Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfald og rovviltforvaltning. – NINA Fagrappport 071: 65pp.

Trondheim, mars 2003

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-1370-2

Forvaltningsområde:

Bevaring av biologisk mangfold

Management area:

Conservation of biodiversity

Rettinghshaver ©:

NINA

Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Reidar Andersen og Lill Lorck Olden

Design og layout:

Lill Lorck Olden

Illustrasjon omslag: Bearbeidet i Adobe Photoshop av Kari Sivertsen. Fotograf: Tom Schandy

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 16865000

Ansvarlig signatur:

Norman S. Myklebust

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning (DN)

Referat

Bruteig, I.E., Austrheim, G. & Norderhaug, A. 2003. Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfald og rovviltforvaltning. – NINA Fagrapport 071: 65pp.

Store delar av det biologiske mangfaldet i Noreg er knytt til jordbrukets kulturlandskap, - landskap og naturtypar som menneskeleg aktivitet har vore med på å forme gjennom fleire tusen år. Desse kulturbetinga vegetasjonstypene og mange av plante- og dyreartane knytt til dei er i dag trua av landskapsendringar, i første rekkje attgroing. Samfunnsendringar og økonomiske tilhøve har gjort at mykje av den tradisjonelle bruken har opphørt, og det som står att i dag er hovudsakleg beitebruk (i første rekkje med sau og tamrein), noko vedhogst og litt seterdrift. Beitebruken endra seg også i takt med at rovdyra vart så godt som utrydda frå norsk natur framover mot midt på 1900-talet. Det vart mellom anna slutt på gjetinga. No når rovdyrbestandane veks att, oppstår nye konflikter mellom rovdyr og beitebruk i ein del område. I denne utgreiinga prøver vi å sjå om rovviltforvaltninga kan vere ein trussel mot det biologiske mangfaldet knytt til beitebruk. Dette gjer vi ved å oppsummere kunnskap om utmarksbruken i Noreg (**kapittel 2**) og om korleis beite av husdyr og hjortedyr påverkar plantemangfald i skog og fjell (**kapittel 3**), og ut frå dette prøver vi å finne dei økologiske konsekvensane av ein eventuell endra utmarksbruk som følgje av ulike forvaltingsstrategiar for rovvilt (**kapittel 4**).

Utmarksbruken i Noreg har gjennom tidene vore mangfaldig og omfattande. Vi har lite areal som høver som dyrka mark, men dei store utmarksareala har gitt gode høve for beite og førsanking. I det førindustrielle jordbruket gav dyra gjødsel til matproduksjon på åkeren. Dette kravde eit mangedobbelt areal av slåtte- og beitemark, og utmarka var såleis grunnlaget for jordbruket. Regional variasjon i klima og naturgrunnlag for jordbruket gav ulik utmarksbruk i ulike delar av landet. Seterbruken har lang tradisjon, og skogsbeite har truleg også vore vanleg heilt sidan jordbruket vart introdusert. Langs kysten der det er så mildt at husdyra kan gå ute heile vinteren utvikla det seg opne kystlyngheier. Førhaustinga i utmarka (beite, seterslåt, utslåt, myrslåt, sivslåt, lauving, måssåsanking m.m.) sette spor i vegetasjonen på ulike måter, slik at det oppstod eit mangfald av ulike såkalla semi-naturlege vegetasjonstypar og kulturlandskap. Slåt og beite skaper engvegetasjon som kan vere svært artsrik, særleg om den har lang kontinuitet og ikkje er gjødsla. Landskapet er dynamisk og har variert både geografisk og i tid med endringar i folketal, jordbruks- og samfunnsutvikling. Likevel var det ein kontinuitet i reiskapsbruk og driftsmåtar heilt frå jernalderen fram til dei store jordbruksendringane mot slutten av 1800-talet. Men i det moderne jordbruket med kunstgjødsel vart det ikkje lenger behov for den omfattande førhaustinga i utmarka, og både mat- og fôrproduksjon vart konsentrert til innmarka.

Utviklinga i primærnæringane særleg etter 1950 har ført til store landskapsendringar og attgroing, og ei rekkje vegetasjonstyper og artar er no trua. Artsinnhaldet i semi-naturlege vegetasjonstypar blir endra når bruken blir endra eller opphører. Registrering av verdifulle kulturlandskap og av biologisk mangfald i seinare tid har gitt ei viss oversikt over

dette, men det trengst både meir kunnskap, betre arealinformasjon og overvaking for å kunne ta vare på dette mangfaldet.

Beite er en "naturleg" prosess i norsk natur. Vegetasjonen i fjell og skog er tilpassa beite, og for å bevare planter som har utvikla seg saman med beitedyr må beite halde fram. Det er generelt få studiar av beiteeffektar, og dei fleste er gjort over kort tid og diversitet er målt på liten skala. Generelt har beita vegetasjon høgare artsdiversitet enn ubeita vegetasjon på liten skala. Unntaket er svært lågproduktive områder. Ein kombinasjon av beita og ubeita vegetasjonsflekkar gir truleg høgast artsdiversitet på landskapskala. Dette betyr at beite også vil auke diversiteten på landskapskala, men i landskap med liten miljøvariasjon kan eit høgt beitetrykk homogenisere vegetasjonen og redusere artsdiversiteten i landskapet. Vi manglar likevel kunnskap om kva tettleik av beitedyr som gir høgast plantediversitet på lokal og regional skala, og som kan bevare bestandar av trua og sårbare artar og vegetasjonstypar innan ulike regionar i fjell og skog. Sentrale miljøfaktorar som klima, produktivitet, pH i jord og den historiske bruken av utmarka er avgjerande for kva effekt beite har på diversitet. Kunnskap om plantene sine evner til å motstå eller tolerere beiting og dyra sin seleksjon av planter er og viktige for å forstå korleis beite påverkar diversitet.

Sau er i dag det viktigaste beitedyret i utmark sommartid, men eit moderat sauebeite er i seg sjølv ikkje tilstrekkeleg for å hindre attgroing over lengre tid i produktive områder. Dei fire hjortedyra (rein, hjort, elg og rådyr) har auka i mengde dei siste tiåra og vil truleg bidra til å halde skogen tilbake, men vi manglar viktig kunnskap om korleis sambeite av ulike beitedyr (både husdyr og hjortedyr) med ulike planteval vil påverke vegetasjonen. Sjølv om beite motverkar attgroing og bidrar til å bevare artsrike semi-naturlege grasmarker, er desse vegetasjonstypene på sterk tilbakegang, og mange av grasmarksartane får mindre og meir isolerte bestandar. Vi treng integrerte studiar frå landskap- til populasjonsnivå for å få kunnskap om kritiske arealnivå for bevaring av desse artene. Vi manglar og kunnskap om korleis beite påverkar viktige økosystemprosessar som primærproduksjon, næringsomsetning og forstyrning, som indirekte påverkar plantene og kan ha stor innverknad på diversiteten over tid.

Det kulturbetinga biologiske mangfaldet har vorte utvikla over lang tid og parallelt med at vi hadde store populasjonar av rovdyr. Gjeting vart etter kvart kostnadskrevjande, og småfehaldet gjekk sterkt tilbake på slutten av 1800-talet. Då rovdyra nærast var utrydda på 1900-talet, vart det muleg å leggje om drifta til eit ekstensivt utmarksbeite med lite tilsyn. Vi fekk ein ny vekst i talet på sau og ein vesentleg vekst av rein, medan talet på storfe og geit på beite gjekk ned. Sterkt redusert utmarksbruk har ført til omfattande attgroing av kulturlandskapet, og beitebruken i utmark er i dag den faktoren som bidrar mest til å oppretthalde det som er att av det kulturbetinga biologiske mangfaldet. Då rovdyrbestandane auka att på 1980- og 1990-talet, kom konfliktane med utmarksnæringa for fullt og Noreg fekk det høgaste tapet av bufe og tamrein per rovdyr i Europa. Slike høge tap er ikkje akseptable, og det er skissert ei rekkje tiltak for å minke konfliktane, hovudsakleg i høve til sauehald. Vi har vurdert dei økologiske konsekvensane for det biologiske mangfaldet i beiteområda dersom utviklinga held fram som no, eller dersom

beitebruken og/eller rovdyrforvaltninga blir endra. Hovudkonklusjonane våre er:

- *Opphøyr av beite fremjar attgroing.* Dersom førekomsten av rovdyr fører til at sauebeite opphøyrer i eit område utan å bli erstatta av andre beitedyr eller anna skjøtsel, vil attgroinga i området akselerere og grasmarkvegetasjon og artar knytt til den vil bli meir sjeldne eller forsvinne frå området.
- *Kortare beitesesong vil gje raskare attgroing.* For å hindre attgroing er det spesielt viktig at beitinga startar tidleg, då sauen helst beitar planter som er i ein tidleg vekstfase.
- *Beitedyrsendingar vil gje vegetasjonsendingar.* Dersom resultatet av beitedyrsendinga er at det blir beita på eit mindre areal enn det sauen har beita, vil attgroingsarealet auke. I ein del område kan det vere positivt for mangfaldet at sauebeitet blir erstatta med til dømes beite av storfe eller sameite mellom fleire beitedyr. Dette gjeld særleg i område som har ein beitehistorikk som omfattar storfebeite og sameite mellom ulike husdyr. Vi har lite kunnskap om dei økologiske effektane av sameite mellom husdyr og store hjortedyr.
- *Større kanalisering av beitedyra kan i ein del tilfelle verke positivt på det biologiske mangfaldet, i andre tilfelle negativt.* Flytting eller gjeting av beitedyr for å minke rovdyrkonfliktar kan vere gunstig dersom dyra blir styrt frå område som ein ønskjer å skjermje for beiting til område som toler eller har "behov" for høgare beitetrykk. Men sterkare kanalisering vil ofte føre til at beitedyra beitar på mindre areal, noko som gir større attgroingsareal der beitedyra går ut, mindre attgroing der dei blir konsentrert. Dersom dyra får tilleggssfôr kan det vere fare for næringsakkumulasjon og redusert mangfald i vegetasjonen i beiteområdet.
- *Beiting på gjødsla og dyrka mark fremjar i liten grad det biologiske mangfaldet.* Gjødsla og dyrka mark er dominert av få artar med høg produktivitet, og trua eller sårbare kulturlandskapsartar er sjeldan representert. Beitedyr vil ikkje bidra til å auke mangfaldet på slik mark i særleg grad.
- *Spesielt verdifulle område og trua artar og habitat krev spesiell forvaltning.* Det er vanskelegare å gjenskape enn å oppretthalde vegetasjonstypar med spesielt tilpassa artar, og det kan vere vanskeleg eller uråd å få tilbake det opprinnelege mangfaldet i grasmark og heilandskap som er attgrodd eller gjødsla og oppdyrka.
- *Bevaring av eit høgt plantemangfald treng ikkje nødvendigvis å sikre førekomsten av trua og sjeldne planter i alle habitat.* Plantene er også berre ein del av det mangfaldet som blir påverka av beite, og bevaring av planter treng ikkje automatisk føre til bevaring av diversiteten av andre organismar. For mange artar og artsgrupper er effekten av beiting lite kjend. Vi manglar også kunnskap om kva dyretettleik og kva samansetjing av beitedyr som best tar vare på det biologiske mangfaldet i ulike vegetasjonstypar.
- *Bevaring av biologisk mangfald krev heilskapsvurderingar.* I følgje internasjonale avtalar og nasjonale mål skal vi ta vare på det biologiske mangfaldet på alle nivå. Artar som krev særskild vern omfattar alle artsgrupper, og omsynet til rovdyr vil kunne kome i konflikt med andre artar eller naturtypar som vi også er forplikta til å ta vare på.

Landskapsendingane i Noreg i dag er omfattande, både i område med og utan rovdyr, og trusselfaktorane for kulturbetinga biologisk mangfald er mange. Vi har også avgrensa kunnskap om kva effektar dagens beitebruk har på mangfaldet i ulike naturtypar, sett i høve til tidlegare utmarksbruk. Problemstillinga er såleis svært samansett, og det er vanskeleg å sjå éin faktor uavhengig av dei andre. Truleg vil den landbrukspolitiske og økonomiske utviklinga generelt vere avgjerande for bøndene sin bruk av utmarka også framover. Vi konkluderer likevel med at forvaltninga av rovdyr kan få konsekvensar for det øvrige biologiske mangfaldet dersom den fører til endra utmarksbruk, og at det derfor er nødvendig med ei heilskapsvurdering ved val av forvaltingsstrategiar. Til dette trengst mellom anna kartfesta informasjon på lokalt/regionalt nivå om naturtypar og kulturbetinga artar av spesiell verdi.

Emneord: Beiting - biologisk mangfald – rovviltforvaltning – sau – tamrein – hjortedyr - store rovdyr

Inga E. Bruteig, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim. E-post: Inga.Bruteig@nina.no
Gunnar Austrheim, Institutt for biologi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, 7491 Trondheim. E-post: Gunnar.Austrheim@bio.ntnu.no
Ann Norderhaug, Planteforsk Kvithamar, 7500 Stjørdal. E-post: Ann.Norderhaug@planteforsk.no

Abstract

Bruteig, I.E., Austrheim, G. & Norderhaug, A. 2003. Reports for the Large Predator Policy Statement. Grazing, biodiversity and carnivore management. – NINA Fagrapport 071: 65pp.

The Norwegian cultural landscape – landscape and nature types formed as a result of agricultural activities and other human utilisation of natural resources through several thousand years - holds a unique biological diversity. Vegetation types as well as plant and animal species related to the cultural landscape are threatened by current changes in land use, primarily by overgrowth and forest colonisation of semi-natural areas. Most of the traditional use of outfields has ceased due to changes in social and economic conditions, and today only grazing (mainly by sheep and domestic reindeer), some wood cutting and some summer farming remain. As the populations of carnivores were brought to an almost complete extinction towards the first half of the 20th century, the grazing regimes also changed and the shepherding ceased. Today, as large carnivore populations have begun to recover, levels of carnivore depredation on livestock have increased dramatically in some areas. In this report we try to elucidate the influence of carnivore management on biological diversity related to different grazing regimes. This is obtained by reviewing 1) the traditional use of outfields in Norway, and 2) how grazing by livestock and wild herbivores affects the biodiversity in boreal and alpine ecosystems. On this basis, we attempt to anticipate the ecological consequences of altered land use that may result from different carnivore management strategies.

The resources of outfields and commons have been very important for Norwegian agriculture since the very beginning. The land area that can be used as arable land is limited but large outfield areas could be used for both grazing and hay making. In pre-industrial agriculture the infields depended on manure from livestock for food production. Most of the fodder was harvested in the outfields and large outfield areas were required to produce enough manure for the infields. This outfield-infield system of agriculture was accordingly based on the outfield resources but the land use varied between districts, depending on climate, geology and topography. The mountain areas have probably been used for summer farming since the Iron Age, and different types of forests have been used for grazing since farming was introduced. Coastal heathlands were gradually developed along the Atlantic coast with oceanic climate i.e. a long growing season and winters mild enough to permit year-round grazing. The fodder harvesting (as grazing, hay making, harvesting of leaf fodder, birch bark and lichens) strongly influenced the vegetation, creating open cultural landscapes and several different semi-natural vegetation types. Such unfertilised meadows and pastures with long continuity can be very species-rich.

The landscape is dynamic and has changed through history due to variations in population pressure, political factors and ecological conditions. Still there has been a continuity in tools, agricultural techniques and the outfield-infield farming system from the Iron Age to the 19th and 20th century. However, when modern farming and artificial fertilisers were introduced around 1900, the production was enhanced and both food and fodder could be produced in the infields. The traditional usage of the outfields gradually ceased. These land-use changes have

caused major landscape transformations especially after 1950. Abandoned areas are becoming overgrown with forest and many semi-natural vegetation types and species have gradually become rare and are now threatened. Field surveys and mapping of valuable cultural landscapes and biodiversity during the last years have given some information about the situation. However, better knowledge and monitoring of remaining areas of high conservation value is necessary to maintain the biodiversity of the cultural landscapes.

The vegetation in Norway is in general naturally grazed, and continued grazing is needed to maintain plant species that have evolved together with grazers. However, there are few empirical studies on the effects of grazing on plant diversity, and most studies are conducted on short temporal and small spatial scales. Grazed vegetation is generally more diverse as compared to ungrazed vegetation on a small (local) scale. The exception is low productive communities. A combination of grazed and ungrazed patches is expected to give the highest diversity on a large (landscape) scale. Hence, grazing will most likely increase plant species diversity on a large scale, although high densities of grazers could homogenise the vegetation, inducing a reduction in plant diversity especially in landscapes with low environmental variation. There is however a great lack of knowledge on the herbivore densities that are needed for maintaining high diversity both at local and regional scales, and thus maintain sustainable populations of vulnerable plant species and communities in different alpine, boreal and temperate systems. Environmental factors such as climate, productivity, soil pH and the historical land use are central for understanding grazing effects on diversity. Knowledge on plant resistance and tolerance and herbivore plant selection is essential to get a further understanding of how herbivores affect plant diversity.

Today, sheep are the most important grazer in outlying land during summer, but an intermediate grazing pressure by sheep is not sufficient to stop forest succession in productive habitats in the long term. The four large herbivores in Norway (reindeer, red deer, moose and roe deer) have increased during the last decades and would probably also depress forest succession, but we lack information on how grazing by several herbivores together (both cervids and livestock) with different plant selections will affect the vegetation. However, even though grazing restrain forest succession and contribute to the maintenance of species rich semi-natural plant communities, semi-natural communities experience a severe area reduction and populations of several plant species are currently being fragmented. Studies integrating both landscape and population levels are needed to obtain critical area-estimates for the maintenance of these species. We also need to know more about how grazing affects ecosystem processes such as primary production, nutrient turnover and disturbance, which indirectly affects the plants and thus may have a strong influence on plant diversity in the long term.

The biological diversity in the cultural landscape has evolved over a long period of time and side by side by large carnivore populations. Gradually, shepherding became cost consuming, and the extensive use of the outfield ceased. As a result of these agricultural changes, the number of sheep and goat decreased by the end of the 19th century. When the carnivore populations decreased, the sheep farmers could adopt to a system based on extensive grazing with low levels of supervi-

sion. Again the densities of sheep grazing in Norwegian outfields increased, as well as the density of domestic reindeer, while there the densities of cattle and goats decreased. The recent abandonment of traditional agricultural use has led to overgrowth and forest colonisation of the cultural landscape, and outfield sheep grazing is now the single factor contributing most to maintenance of the rural cultural landscapes and of what is left of biological diversity related to these landscapes. When the populations of large carnivores began to recover from 1980 on, carnivore depredation on livestock increased dramatically and Norway got the highest loss of sheep and reindeer per carnivore in Europe. Such levels of depredation are unacceptable, and several strategies aiming to lower the conflicts have been proposed, most of them related to sheep farming. We have considered the ecological consequences for the biological diversity in livestock grazing areas assuming that future densities of carnivores and herbivores will remain today's, as well as if carnivore management and/or grazing practise is altered. Our main conclusions are:

- *Grazing discontinuance will lead to overgrowth and forest colonisation.* If carnivore abundance leads to a discontinuance of sheep grazing without this being replaced by other grazing animals or other type of maintenance, the overgrowth processes will accelerate and grassland vegetation and its species will become more rare or even disappear from the area.
- *Shorter grazing season will enhance overgrowth and forest succession.* In relation to the overgrowth problem, it is of special importance to start the grazing season early, since sheep prefer plants that are in an early growth phase.
- *Livestock changes will result in vegetation changes.* If livestock changes implies grazing in a smaller area, this will lead to overgrowth in the abandoned area. In some areas, a change from sheep to e.g. cattle or multispecies grazing may be favourable for biological diversity. In particular, this is favourable in areas where the grazing history includes cattle and multispecies grazing. Our knowledge about interactions between wild and domestic herbivores is limited.
- *In some cases, canalisation of livestock grazing may prove favourable to biodiversity, in other cases it may prove disadvantageous.* Moving or shepherding livestock as an attempt to lower the carnivore conflicts may be favourable to biodiversity if the grazers are lead from areas that may benefit from less grazing pressure to areas which tolerate or may benefit from a higher grazing pressure. However, such canalisation often implies grazing in a smaller area, which will result in larger abandoned areas subjected to overgrowth. If the animals are given fodder supplements, the vegetation in the grazing area may also be subjected to nutrition accumulation which may lower the biological diversity.
- *Grazing in fertilised and manured arable infields will hardly promote biodiversity.* Fertilised and manured arable fields are dominated by a few high productivity species, and threatened or vulnerable species are rarely represented. Herbivores will not contribute substantially to increase the biodiversity on such fields.
- *Areas of special value and threatened species and habitats need special management.* It is more difficult to restore than to maintain vegetation types with specially adapted species, and it may be difficult or impossible to

restore the original diversity in heaths and grasslands once they are overgrown or fertilised and cultivated.

- *Preserving a high plant diversity will not necessarily preserve rare and threatened plant species in all habitats.* Moreover, plants are only one part of the biological diversity affected by grazing, and plant preservation may not automatically imply preservation of other organisms. For many species and species groups, the effect of grazing is poorly understood. We also lack knowledge about the density and the composition of herbivores that best will preserve the biological diversity in different types of vegetation.
- *Preserving biological diversity requires holistic, overall evaluations.* According to international agreements and national goals we are committed to ensure our biological diversity on all levels. Species in need of special care are present in all groups of species, and considerations to carnivores may come in conflict with considerations to other species or habitats we are committed to ensure.

The present land use changes in Norway are comprehensive, in areas with large carnivores as well as in areas without, and the threats to semi-natural biological diversity are multiple. Furthermore, our knowledge about the effects of today's grazing regimes relative to historical land use is limited. This complex approach makes it difficult to extract one factor, such as presence of carnivores, from the others. Generally, the overall agricultural policy and the economical development will determine the farmers' future land use. We still conclude that carnivore management may have consequences upon other parts of the biological diversity if the results are changed land use, and that holistic evaluations are necessary to be able to choose management strategies which best ensures overall biodiversity. To ensure this on a regional and local scale, we need specific information about localities and species of special value.

Keywords: Grazing – biodiversity - carnivore management – sheep - domestic reindeer – herbivores - large carnivores

Inga E. Bruteig, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim, Norway. E-mail: Inga.Bruteig@nina.no

Gunnar Austrheim, Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology, N-7491 Trondheim, Norway. E-mail: Gunnar.Austrheim@bio.ntnu.no

Ann Norderhaug, The Norwegian Crop Research Institute, Kvithamar Research Centre, N-7500 Stjørdal, Norway. E-mail: Ann.Norderhaug@planteforsk.no

Forord

Ved behandlinga av Innstilling til Stortinget nr. 110 (2001-2002) bad Stortinget Regjeringa om å leggje fram ei ny stortingsmelding om rovviltforvaltinga innan utgangen av 2003. Ein gjennomgang av ny og oppdatert kunnskap skal danne grunnlag for å fastsetje bestandsmål, forvaltingsmodellar, tiltak og virkemiddel for å redusere konfliktane i rovviltforvaltinga. Denne rapporten er ein del av ein serie NINA fagrapportar som blir gitt ut i samband med utgreiingsarbeidet for den nye rovviltmeldinga.

NINA fekk oppdraget med denne utgreiinga i månadsskiftet november/desember 2002. Det var ein føresetnad at NINA fekk andre delar av fagmiljøet med i utgreiingsarbeidet. Frist for levering av utkast til DN var 1. mars 2003.

Prosjektet vart organisert med ei forfattargruppe på tre personar: Inga E. Bruteig, NINA (prosjektleiar), Ann Norderhaug, Planteforsk og Gunnar Austrheim, Institutt for biologi, NTNU. Ann Norderhaug har hatt hovudansvar for kapittelet om utmarksbruk og Gunnar Austrheim for kapittelet om beiteøkologi. John Linnell, NINA, har levert ei oversikt over framlegg til aktuelle driftstilpassingar for sauehald i rovdyrutsette område.

I tillegg vart det sendt ut førespurnad på breitt grunnlag til ulike fagmiljø i Noreg, for å få oppretta ei referansegruppe for utgreiinga. Vi var heldige med at ei rekkje dyktige og engasjerte fagfolk meldte seg til dette, og har gått gjennom utkast og gitt verdifulle innspel og kommentarar til utgreiinga. Desse har vore:

Anders Bryn, NIJOS
Lise Hatten, Planteforsk
John Bjarne Jordal, Øksendal
Atle Mysterud, Universitetet i Oslo
Gunilla A. Olsson, NTNU
Yngve Rekdal, NIJOS
Graciela Rusch, NINA
Hanne Sickel, Norges Vel
Christina Skarpe, NINA
Ellen Svalheim, Aust-Agder fylkeskommune
Vigdis Vandvik, Universitetet i Bergen

Utgreiinga kom i stand som følgje av eit ønske om å sjå forvaltninga av rovdyr i samanheng med andre delar av det biologiske mangfaldet i Noreg. Vi håper at dette arbeidet kan bidra til nettopp det.

Trondheim, mars 2003

Inga E. Bruteig Gunnar Austrheim Ann Norderhaug

Innhold

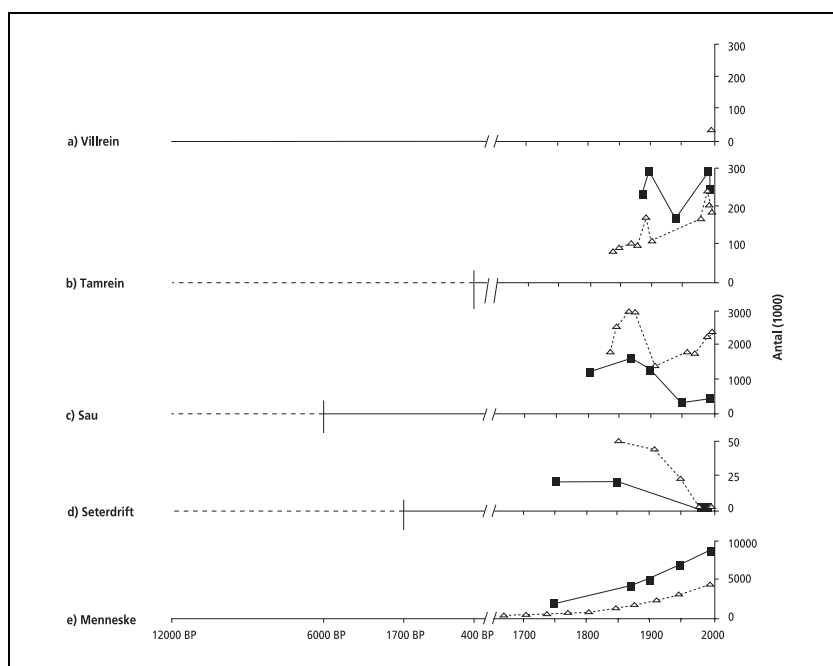
Referat.....	3
Abstract.....	5
Forord.....	7
1 Innleiing.....	9
1.1 Mandatet for utgreiinga.....	9
1.2 Nasjonalt ansvar og politiske mål.....	10
1.3 Definisjonar.....	10
2 Historisk oversikt over bruken av utmarksbeite og kunnskapsstatus for biologisk mangfald i dagens kulturlandskap.....	11
2.1 Haustingbruket.....	11
2.2 Regionale forskjellar i ressursutnyttinga.....	12
2.3 Seterdrifta si historie.....	12
2.3.1 Ulike seterbrukstypar.....	13
2.3.2 Tradisjonell seterdrift.....	15
2.3.3 Drifttehandel.....	15
2.4 Skogbeite.....	16
2.5 Kystlynghei.....	16
2.6 Endringar i dyrehaldet.....	16
2.7 Rovdyr og gjeting.....	18
2.8 Ulike beitevanar.....	18
2.9 Mange kulturmarkstypar.....	19
2.10 Trua og sårbare vegetasjonstypar og artar.....	20
2.11 Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap.....	20
2.12 Registrering og overvaking av biologisk mangfald.....	22
2.13 Dagens situasjon.....	22
2.14 Oppretthald av det kulturbetinga biologiske mangfaldet.....	23
2.15 Konklusjonar.....	24
3 Beiteøkologi: oversikt over kunnskapsstatus og -manglar.....	25
3.1 Økologien til store beitedyr.....	25
3.1.1 Fysiske og åtferdsmessige tilpassingar hos ulike beitedyr.....	25
3.1.2 Effekten av interaksjonar mellom store beitedyr.....	26
3.2 Effektar på plantediversitet.....	28
3.2.1 Alpine (og arktiske) habitat.....	28
3.2.2 Boreale og tempererte habitat: beiting i låglandet og problem med attgroing.....	29
3.2.3 Evolusjonære historie og effektar av beite på diversitet.....	31
3.2.4 Forstyrning og effektar av forstyrning på plantediversitet?.....	31
3.2.5 Produktivitet og diversitet.....	31
3.2.6 Beite i baserike versus basefattige område.....	33
3.2.7 Val av skala: beiteeffektar i rom og tid.....	33
3.3 Effektar på artsamansetjing.....	35
3.3.1 Generelle mekanismar.....	35
3.3.2 Beite skaper "vinnarar" og "taparar" blant plantene.....	35
3.3.2 Beiting og effekt av plantene sine livshistorietrekk.....	35
3.3.3 Resistens og toleranse blant beiteplanter.....	36
3.3.4 Korleis kan ulik grad av beitetrykk påverke utbreiinga av beiteplanter og beiteresistente planter? Effekt av selektivitet.....	36
3.3.5 Beite påverkar frøproduksjon og rekruttering hos planter.....	37
3.3.6 Beitedyr bidrar til frøspreiing.....	37
3.4 Beiteeffektar på populasjonsnivå.....	38
3.5 Økosystemeffektar.....	38
3.5.1 Næringsomsetning og primærproduksjon.....	38
3.5.2 Effekt på økosystemfunksjonar.....	39
3.5.3 Andre økosystemeffektar.....	39

3.6	Hovudutfordringar for eit berekraftig beitebruk.....	40
3.6.1	Kva er den optimale tettleiken av sau og andre beitedyr?.....	40
3.6.2	Kva kunnskap treng vi om beitebruk?.....	41
3.6.3	Artsrike semi-naturlege grasmarker går tapt ved attgroing	42
3.6.4	Kva kunnskap treng vi om semi-naturlege grasmarker?.....	42
3.7	Konklusjonar	43
4	Framtidig utvikling av utmarksbeite i område med rovdyr - økologiske konsekvensar av ulike val	44
4.1	Vidareføring av dagens nivå av beitedyr og rovdyr	44
4.2	Opphøyr av husdyrbeite i utmark	45
4.3	Konsentrasjon av husdyrbeite til visse areal	48
4.3.1	Flytting av beitedyr.....	48
4.3.2	Inngjerding av beiteområde/utgjerding av rovdyr.....	48
4.4	Endring av driftsformer.....	49
4.4.1	Endring i buskap	49
4.4.2	Seinare slepp / tidlegare sanking.....	49
4.4.3	Sanking nattetid	49
4.4.4	Gjeting	50
4.5	Biologisk mangfald knytt til kulturlandskap på nasjonal, regional og lokal skala	50
5	Konklusjonar	51
6	Litteratur.....	53

1 Innleiing

Det biologiske mangfaldet er stort i lysopne, kulturpåverka landskap, og minst 30% av dei trua og sårbare plantene i norsk natur er knytt til kulturlandskapet. Kva har beite, til dømes av sau, å seie for å oppretthalde dette mangfaldet? Kva vil skje med det biologiske mangfaldet lokalt, regionalt eller nasjonalt dersom forvaltninga av rovdyr fører til endra beitemønster, til dømes ved at sauebeite opphøyrer i delar av landet? Dette er sentrale spørsmål i denne utgreiinga, som gir ei oversikt over bruken av utmarka i Noreg til ulike tider og i ulike område, kunnskap om beiteeffektar generelt, og om dei økologiske konsekvensane av ulike forvaltingsstrategiar for rovdyr og beitebruk.

Husdyr har beita i den norske utmarka i fleire tusen år, og såleis vore med på å forme det norske kulturlandskapet (**figur 1.1**). I Noreg er berre 3% av landarealet innmark og meir enn 50% ligg over skoggrensa. Tradisjonelt vart innmarka mest nytta til produksjon av korn og seinare også potet, medan vinterforet (høy, lauv, lav med meir) vart henta frå utmarka. Slike tradisjonelle driftsformer saman med omfattande husdyrbeite, skapte eit lysopent og mosaikkprega landskap i dei fleste naturtypar frå kyst til fjell, og såkalla semi-naturlege vegetasjonstypar som ofte er artsrike og har ein karakteristisk flora (Olsson et al. 2000). Av dei om lag 1800 karplantene i norsk flora finst om lag 6-700 artar (> 30%) i grasmarkshabitat av ulik karakter, og rundt 350 av desse er rekna å ha eit tyngdepunkt i slik vegetasjon (Kielland-Lund 1992). Noreg og storparten av det europeiske landskapet skil seg frå elles samanliknbare regionar til dømes i Nord-Amerika, ved at landskapet hos oss i stor grad er et forma gjennom menneska si utnytting av naturressursane.



Figur 1.1. Tidssperiode for beiting og utmarksbruk i skandinaviske fjellområde sidan år 12 000 før notid (BP). Heiltrekk linje viser tidsperioden der det finst dokumentasjon på aktiviteten. Utviklinga dei siste hundreåra er gitt for Sverige (■) og Noreg (Δ). Frå Austrheim & Eriksson (2001).

Endring i landbruk og busetjingsmønster gjennom dei siste 150 åra har fått store konsekvensar for dagens kulturlandskap. Ein generell trend er opphøyr av lågintensive bruksformer, som utmarksbeite og slått. Dette fører til attgroing av opne landskap og habitatreduksjon for mange artar. Denne utviklinga er ein av dei viktigaste truslane mot bevaring av biologisk mangfald i Europa (Bakker & Berendse 1999). Endringane i bruken av utmarka har først og fremst kome som ein følgje av effektiviseringskrava i jordbruket. Bruksendringane i landbruket har vore sterkast i dei mest marginale områda som generelt er lågproduktive, og derfor er det ei omfattande attgroing både i kystnære strøk der spesielt lyngheiene groar att (Fremstad 1995, Aarrestad & Vandvik 2000), samt i dei fjellnære områda som har vore utnytta gjennom seterbruk (Austrheim 1998, Bele 1993, Olsson et al. 2000, Vandvik 2002). Skoggrensa har også vore halde nede gjennom beite, slått og hogst, og ein viktig del av attgroinga er derfor heving av skoggrensa (Emanuelsson 1987, Hofgaard 1997, Oksanen et al. 1995, Aas & Faarlund 1996). Den tradisjonelle bruken av utmarka heldt seg likevel lenger i norske dal- og fjordstrøk enn dei fleste andre område i Europa (Moen 1998a), og store delar av utmarka er framleis i bruk som beite for husdyr (Nedkvitne et al. 1995). Om lag halvparten av utmarksarealet i Noreg blir i dag beita med sau (Steinheim et al. 2002).

Utviklinga i rovdyrbestandar har også samanheng med utviklinga i jordbruket og samfunnet elles (Myhre et al. 2002). Rovdyrjakt over lang tid gjorde at bestandane gjekk kraftig ned, og i løpet av første halvdel av 1900-talet var dei store rovdyra på det næraste utrydda i Noreg. Dette gjorde det muleg å drive eit ekstensivt utmarksbeite med lite tilsyn. Tallet på storfe og geit på beite gjekk ned, medan det vart meir sau og tamrein. Då rovdyrbestandane auka att på 1980- og 1990-talet, kom dette i konflikt med sauehald og tamreindrift.

1.1 Mandatet for utgreiinga

I samband med arbeidet med den komande stortingsmeldinga for rovviltforvaltning har det vorte uttrykt ei bekymring for at fleire rovdyr kan føre til mindre sau på beite, og at verneverdige kulturlandskapstypar kan gro att og biologisk mangfald gå tapt som følgje av det. Dette er bakgrunnen for denne utgreiinga, som tar for seg utmarksbruken i Noreg (**kapittel 2**), effektar av beiting (**kapittel 3**) og konsekvensar ulike forvaltingsstrategiar for rovdyr kan ha for det biologiske mangfaldet og trua og sårbare artar og habitat (**kapittel 4**).

Hovudfokus når det gjeld rovdyrkonfliktar er i høve til sauehald i skog og fjell. Både når det gjeld beiteeffektar og rovdyrskadar har villrein og tamrein ein del fellestrekk med sau, men problemstillinga når det gjeld skadereduserande tiltak er svært ulik, og vi fokuserer derfor mindre

på reinbeite i denne utgreiinga. Effektane av beiting frå andre husdyr er trekt inn då beitedyrskifte og sambeite er aktuelle problemstillingar i høve rovviltforvaltninga. I denne samanhengen har vi også sett på effektar av sambeite med ville hjortedyr.

Vi har tatt utgangspunkt i eit økosystemperspektiv, og sett både generelt på det biologiske mangfaldet på landskaps-, habitat-, arts- og populasjonsnivå, og spesielt på trua og sårbare vegetasjonstypar og planteartar knytt til kulturlandskap i utmark. Vi har valt å leggje hovudvekta på det botaniske mangfaldet i form av vegetasjonstypar og planteartar, då plantene er grunnlaget for det øvrige biologiske mangfaldet både ved at dei står for primærproduksjonen og utgjør habitat for andre artar. Vi har hatt som mål å trekkje konklusjonar som kan vere til nytte for forvaltninga i val av tiltak og strategiar, men påpeikar også at problemstillingane er samansette og avhengig mellom anna av regionale forskjellar i naturtilhøve og kulturhistorie. Vi peikar vidare på viktige kunnskapsbehov, både frå eit grunnforskningsperspektiv og eit forvaltingsperspektiv.

1.2 Nasjonalt ansvar og politiske mål

Målet om å ta vare på det biologiske mangfaldet i Noreg er stadfesta mellom anna gjennom internasjonale avtalar (konvensjonar) og vedtak i stortinget (stortingsmeldingar). Dei to internasjonale avtalane som til no har spela størst rolle i denne samanhengen er Bern-konvensjonen om trua artar, trekkande artar og deira leveområde (også kalla Wildlife-konvensjonen) og Rio-konvensjonen om biologisk mangfald. Bern-konvensjonen (lagt fram i 1979 og ratifisert av Noreg i 1986) gir tilrådingar og aksjonsplanar for spesifiserte trua plante- og dyreartar. I tråd med intensjonane i Bern-konvensjonen blir det utarbeidd nasjonale raudlister over trua og sårbare artar i Noreg (Direktoratet for naturforvaltning 1999b).

Rio-konvensjonen frå 1992 om biologisk mangfald slår fast at alle land har plikt til å kjenne til og ta vare på det biologiske mangfaldet innan eige land. I tillegg pliktar landa å leggje opp til berekraftig bruk av biologiske ressursar og rimeleg og rettferdig fordeling av godane ved utnytting av genressursar. Noreg ratifiserte denne avtalen i 1993, og 179 land er no partar i konvensjonen. Stortingsmelding 58 (1996-1997) om miljøvernpolitikk og berekraftig utvikling, legg opp til at alle kommunar skal ha gjennomført kartlegging og verdiklassifisering av det biologiske mangfaldet innan kommunen i løpet av 2003. Ei handbok i naturtypekartlegging er utarbeidd i samband med desse kartleggingane (Direktoratet for naturforvaltning 1999a), som er kome godt i gang i dei fleste kommunar og som vil vere eit godt hjelpemiddel for forvaltninga av biologisk mangfald i framtida. Stortinget har også vedtatt ein nasjonal handlingsplan for biologisk mangfald (Stortingsmelding nr. 42 2000-2001). I denne planen er det lagt vekt på at vi skal ha eit kunnskapsbasert forvaltningssystem basert på nasjonalt

program for kartlegging og overvaking, samordning av juridiske og økonomiske verkemiddel samt informasjon, forskning og kompetanseoppbygging.

Arbeidet med kulturbetinga biologisk mangfald er også påverka av konvensjonar som til dømes den Europeiske landskapskonvensjonen, av Naturvernlova og Kulturminnelova og av ulike nasjonale prosjekt og satsingar. I 1991-1994 vart det såleis gjennomført ei nasjonal registrering av kulturlandskap (Direktoratet for naturforvaltning 1994), og ei rekkje prosjekt har vorte realisert ved hjelp av forskingsmidlar, dei siste mellom anna gjennom forskingsrådsprogrammet "Landskap i endring" (2000-2007).

Forvaltninga av rovdyr er også regulert gjennom dei internasjonale avtalane (Bern-konvensjonen, Rio-konvensjonen), av stortingsvedtak og lovgjeving. Den stortingsmeldinga om rovviltforvaltning som no er under utarbeiding, byggjer på Stortingsmelding nr. 35 (1996-1997). I tillegg har stortingsmeldinga om dyrehald og dyrevelferd (Stortingsmelding nr. 12 2002-2003) innverknad på forvaltninga av rovdyr fordi den gjev nasjonale mål om både ville og tamme dyr sine levekår.

Landbrukspolitikken og den økonomiske politikken både nasjonalt og internasjonalt har stor innverknad på det biologiske mangfaldet knytt til kulturlandskapet. Politikk og samfunnsendringar som fører til nedlegging og intensivering av bruk og opphøyr av beite har ført til ei storstilt attgroing av semi-naturleg vegetasjon over heile landet. Desse prosessane er isolert sett viktigare for utviklinga av utmarksbruken enn rovdyrpolitikken er, men i visse område kan nedleggingstendensane bli forsterka på grunn av rovdyrkonfliktar. Forvaltninga av rovdyr og bevaring av andre delar av det biologiske mangfaldet kan såleis kome i konflikt, og forvaltninga må då vege dei ulike interessane mot kvarandre. Eit døme er jerv og haustmarinøkkel, som begge står på Bernkonvensjonen si liste og er ansvarsartar for Noreg. Ut frå omsynet til økologi og biologisk mangfald finst gode argument på begge sider.

1.3 Definisjonar

– *Biologisk mangfald/biodiversitet:*

Det biologiske mangfaldet omfattar mangfaldet av gener, artar, habitat og landskap/økosystem. Mangfaldet i eit område er ikkje berre bestemt av talet på artar (gener, habitat, økosystem) men også av populasjonsstorleiken av kvar art i området. Også artsfattige habitat kan spele ei viktig rolle for det biologiske mangfaldet, dersom dei er habitat for spesielle artar. I denne utgreiinga er biologisk mangfald og biodiversitet brukt som synonyme omgrep.

– *Raudliste:*

Ei raudliste er ei oversikt over trua og sårbare artar i eit område. Storparten av artane er utsette på grunn av menneskeleg påverknad, men lista inneheld også artar som er naturleg sjeldne og såleis sårbare. Direktoratet for naturforvaltning har ansvaret for og gir ut den offisielle

nasjonale raudlista for Noreg (Direktoratet for naturforvaltning 1999b).

– *Ansvarsartar:*

Ansvarsartar kan definerast på ulike nivå: regionale, nasjonale, nordiske og internasjonale. I raudlista (Direktoratet for naturforvaltning 1999b) er ansvarsartar på nasjonalt nivå karakterisert som

- artar som er endemiske for Noreg eller Norden
- artar der minst 25% av den europeiske bestanden finst i Noreg
- artar som er omfatta av europeiske eller globale raudlister

– *Berekraftig:*

Omgrepet berekraftig er mykje bruka i politikk og forvaltning, og blir definert ulikt i høve til ulike målsetjingar. I denne utgreiinga definerer vi berekraftig i høve til biologisk mangfald, med fokus på plantemangfald. Såleis er beitebruken berekraftig dersom den opprettheld diversiteten på alle nivå, i landskap, vegetasjon, art og bestand.

– *Innmark/utmark:*

I friluftsløva er innmark definert som gardsplass, hustomt, dyrka mark, engslått, kulturbeite, skogplantefelt og liknande. Utmarka blir oftast definert som all udyrka mark som ikkje er innmark. I dagens jordbruk er innmarka oftast fulldyrka og gjødsla med natur- eller kunstgjødsel. Med utmarksbeite meiner vi i dag beite i utmarksområde der beitedyra går fritt. I gammal tid vart omgrepet utmark nytta om alt areal som låg utafor den inngjerda innmarka.

– *Semi-naturleg:*

I semi-naturleg legg vi at naturtypen har ein vegetasjon som er samansett av lokale artar under påverknad av ein menneskestyrt økologisk faktor, til dømes gjennom beite og slåttebruk. Semi-naturleg vegetasjon vil gradvis gro att med ulike busk- og treartar når bruken minkar eller opphøyrer. I motsetnad til grasmarker som har vore oppdyrka og gjødsla for høyproduksjon (i hovudsak innmark) er semi-naturlege grasmarker definert som ugjødsla og ikkje oppdyrka og finst i dag hovudsakleg i utmarka.

– *Nomenklatur:*

I denne utgreiinga har vi gjennomført brukt norske namn på artar. Namnsetjinga følgjer Lid & Lid (1994) for karplanter, Frisvoll et al. (1995) for mosar, Krog et al. (1994) for lav og Gulden (1996) for sopp.

2 Historisk oversikt over bruken av utmarksbeite og kunnskapsstatus for biologisk mangfald i dagens kulturlandskap

I dette kapitlet gir vi ei kortfatta oversikt over tidlegare utmarksbruk og kva innverknad denne har hatt på det biologiske mangfaldet. Vidare gir vi ei oversikt over dagens situasjon og kunnskap om det biologiske mangfaldet knytt til kulturlandskapet.

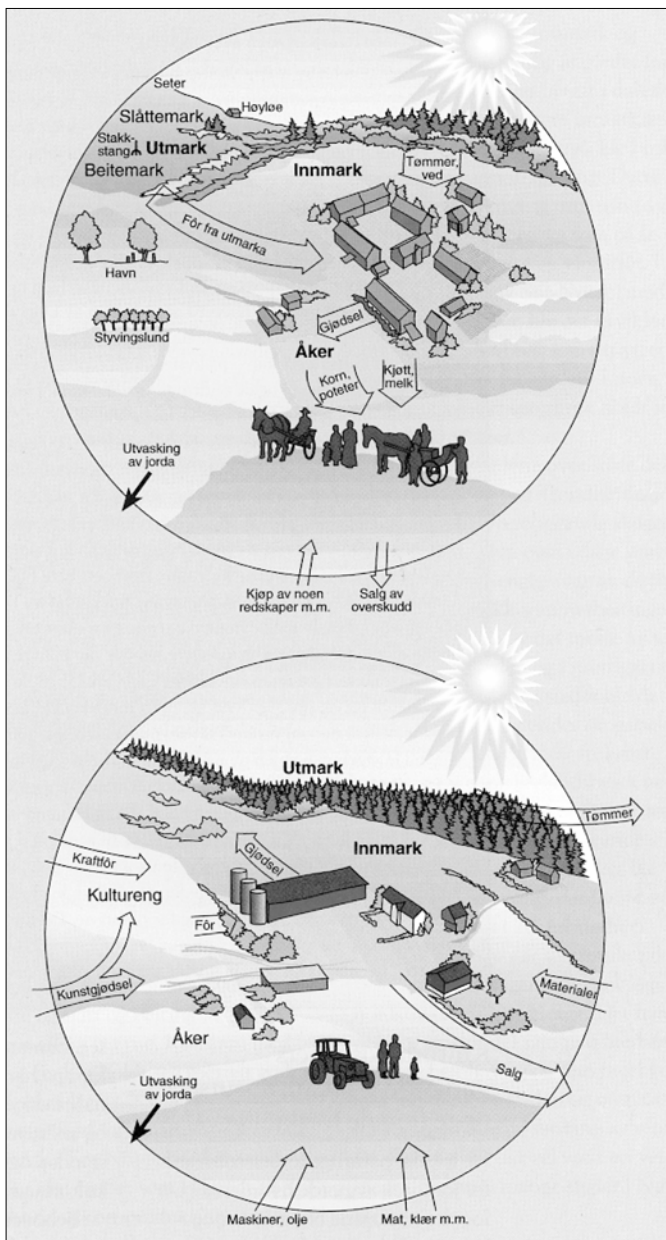
2.1 Haustingsbruket

Samspelet mellom klima, geologi, topografi og jordsmonn har gitt Noreg ein svært variert natur med sjeldan stor variasjon over korte avstandar (Moen 1998b). Dette måtte bonden særleg i tidlegare tider tilpasse seg. Det vart derfor store lokale forskjellar i naturressursutnyttinga, og dette resulterte etter kvart i ei rekkje ulike kulturmarkstypar og kulturlandskap som auka det biologiske mangfaldet ytterlegare (Norderhaug et al. 1999, Olsson et al. 1998).

Arealet i Noreg som kan nyttast til dyrka mark er sterkt avgrensa og har dei siste hundre åra utgjort om lag 3% av landarealet. Utmarksareala er dess større og gir gode høve til beite og førsanking. Åkrane vart først og fremst brukt til matproduksjon og måtte bli gjødsla for å kunne bli brukt år etter år. I det førindustrielle jordbruket, dvs. før dei tok til å bruke kunstgjødsel, var det derfor viktig å ha mange dyr. For å få tilstrekkeleg gjødsel til åkeren trengte dei det mangedoble arealet av slåtte- og beitemark. Det gjekk ein straum av næringsstoff frå utmarka til innmarka i form av høy og anna fôr som gav vintergjødsel (Asheim 1978, Emanuelsson & Johansson 1987, Moen 1998a, Norderhaug 1988, Osvald 1964, Reinton 1963), sjå **figur 2.1**.

Innmarka var skilt frå utmarka med eit gjerde som skulle halde beitande husdyr borte frå åker og eng og samtidig verne folk og fe. Åkeren var det viktigaste innmarksarealet, men også høyproduksjon føregjekk delvis i innmarka på ekre (brakklagte åkrar), åkerreiner, slåtteeng og skrapmark (restareal og grunnlendt mark). I tillegg kunne det vere fôrproduserande lauvtre i innmarka langs vegar og bekkar, inntil rydningsrøyser, i grenseskilje eller på slåttemark (såkalla lauveng). Det var likevel utmarksareala som gav det meste føret og utgjorde dei store beiteareala (Norderhaug et al. 1999, Sølvberg 1976).

Utsegna til presten i Trysil prestegjeld i 1784 viser tydeleg kor stor verdi utmarka hadde. Han rekna ut at åkerarealet utgjorde 1/4 000 av soknet hans, men konstaterte at det var umuleg å rekne ut slåttemarkarealet sjølv for hundre landmålalar (Visted & Stigum 1971). "Arbeidet som fulgte med heislåtten var enorm – det er vanskeleg for de som ikke selv



Figur 2.1. I det førindustrielle jordbruket (øverst) dominerte naturalhushaldet og utmarksressursane spela ei heilt anna rolle enn i dag. Vinter- og sommarfôrproduksjonen i utmarka var avgjerande for kor mange dyr ein kunne ha. Dette bestemte kor mykje gjødsel ein kunne få og med det kor mykje innmarka kunne produsere. Garden var altså avhengig av å ha store utmarksareal. Tilhøvet mellom inn- og utmarksarealet varierte med naturtilhøve, produksjonsform, folketal og samfunnsutvikling. Dagens gardsdrift (nedst) er basert på tilførsel av energi og næringsstoff utanfrå. Vanlegvis blir også fôret produsert på innmarka no, og den tidlegare samanhengen mellom inn- og utmarksproduksjon har stort sett opphøyr. Frå Moen (Moen 1998a).

har deltatt i dette å forestille seg alt strevet det var å samle nok fôr til buskapan i eldre tider" (Nes 1998 s 22). Presten Wille i Seljord fortalde i 1786 at han hadde om lag 40 daa åker og 220 daa slåttemark i tillegg til store beiteareal i fjellet (Wille 1786). Dei fleste gardsbruka i soknet hans hadde mindre

åkerareal enn han, men utmarksareala som dei utnytta til beite og førsanking var vanlegvis hundre gonger større enn åkerarealet. Utmarka var utan tvil grunnlaget for norsk jordbruk og "det bør ein vera klar over og halde fast ved, om ein vil forstå norsk landbrukshistorie og økonomisk historie i det heile" skriv Reinton (1963). Den tradisjonelle bruken av utmarka heldt seg også lenger i norske dal- og fjordstrøk enn dei fleste andre område i Europa (Moen 1998a).

2.2 Regionale forskjellar i ressursutnyttinga

Noreg kan delast inn i seks (eller åtte) vegetasjonssoner: nemoral (temperert lauvskogssone), boreonemoral (edellauv- og barskogssone), sørboreal (sørleg barskogssone), mellomboreal (midtre barskogssone), nordboreal (nordleg bar- og bjørkeskogssone) og alpin (låg-, mellom- og høg-alpin) sone (Moen 1998b). Sidan det er store forskjellar i naturgrunnlag og klima, har det ført til ulik ressursutnytting i dei ulike sonene. Nemoral, boreonemoral og delvis sørboreal sone er best eigna for produksjon av dei viktigaste matvokstrane. Det er også her dei fleste gardane ligg. Mellomboreal sone har eit klima som er dårlegare eigna for dyrking av matvokstrar, og gardane her er derfor basert på fôrproduksjon. I nordboreal sone med kort vekstsesong, måtte dei kombinere gardsbruk med til dømes fiske, som i Finnmark. Mellomboreal, nordboreal og delvis lågalpin sone spela derimot ei svært viktig rolle for den omfattande førsankinga, for beite og seterdrift (Moen 1998a).

Den regionale variasjonen i klima og andre naturtilhøve har ført til ulik utmarksbruk og utvikling av kulturlandskapet i ulike delar av landet (Aukrust 1917, Axelsen 1975, 1983, Hougén 1947, Olsson et al. 1995, Solheim 1952, Tveite 1975, Vandvik 1995, Ve 1941, Vegsund 1979, Vigerust 1949, Vorren 1986). Førsanking og "året rundt-beite" langs kysten førte alt for fleire tusen år sidan til utvikling av lynchhei (Fremstad et al. 1991, Kaland 1974, 1979, 1986, Kaland & Krzywinski 1978, Norderhaug et al. 1999). I låglandet i Trøndelag og på Austlandet var det først og fremst skogareala i boreonemoral og sørboreal sone som vart utnytta til og påverka av førsanking og sommarbeite. I fjellstrøka og i dei indre fjord- og dalstrøka i Sør-Noreg var det berre små areal som eigna seg for åkerbruk (sørboreale og mellomboreale arealer). Dess større var utmarksressursane i høgareliggjande område (nordboreal og alpin sone), og stølane i fjellet vart grunnlaget for jordbruket (Baadshaug 1974, Det kgl. selsk. for Norges vel 1948-1974, Moen 1998b, Reinton 1963).

2.3 Seterdrifta si historie

Basert på ulike kjelder og datamateriale har det kome ulike teoriar om opphavet til seterdrifta. Pedersen (1973) oppsummerer dei på følgjande måte:

- Garden er ein føresetnad for seterbruket, og setra er ein funksjon av auka behov for beite og fôr
- Seterbruket har utvikla seg frå nomadisme

- Grunnen til seterbruket var større behov for fôr enn tidlegare, eit behov som sannsynlegvis vart påskunda av eit klimaskifte for rundt 2 000 år sidan
- Vekst i folketalet og talet på kyr kan forklare utviklinga av seterbruket. Den sterke folketaletauken førte til auka åkerareal og fleire husdyr, noko som så kravde større beiteressursar

Diskusjonen kan også delast i tre hovudsyn basert på arkeologi, historiske kjelder og namneforskning, og på vegetasjonshistorisk forskning kombinert med arkeologiske undersøkingar (Kvamme & Norderhaug 1999):

- Arkeologiske funn viser at høg fjellsområda vart utnytta av jordbrukskulturar alt i yngre steinalder. Ein tenkte seg derfor tidlegare at seterdrifta kanskje hadde utvikla seg andre stader og kom til Noreg med den første jordbrukskulturen. Ein prøvde også å forklare funna med at seterdrifta var ein mellomting mellom ein primitiv, nomadisk livsform og ein fast gardsbusetnad.
- Seinare er det formulert ein teori basert på namneforskninga på Island, som tyder på at "fullseterbruket" (sjå under) ikkje var utvikla i vikingtida, men truleg oppstod i høgmiddelalderen. Skriftleg materiale, først og fremst frå Trøndelag, viser også ein kraftig ekspansjon av utmarksslåtten etter reformasjonen. På bakgrunn av dette vart det konkludert med at seterbruket oppstod sekundært som ein følgje av slåttebruket, og først fekk eit større omfang på 1700-talet.
- Nyare vegetasjonshistoriske og arkeologiske data frå seterområde i fjordstrøka på Vestlandet viser at eit beitepåverka landskap utvikla seg i løpet av jernalderen i dette området, og at den mest sannsynlege forklaringa på dette er ei slags stølsdrift. Det er gjort funn av tufter i seterområda, der dei eldste er datert tilbake til 200 e. Kr. Dei vegetasjonshistoriske undersøkingane tyder på at desse tuftene er knytt til intensivt beitebruk i området. Det er også dokumentert at det har vore intensivt beitebruk i ein del område så langt tilbake som i bronsealderen, dvs. om lag 500 f. Kr., og sannsynlegvis ekstensivt beitebruk også tidlegare (Hougen 1947, Indrelid 1990, Kjelland 1982, Kvamme 1988a, 1988b, Kvamme et al. 1992, Pedersen 1974, Prescott 1993, Sandnes 1989).

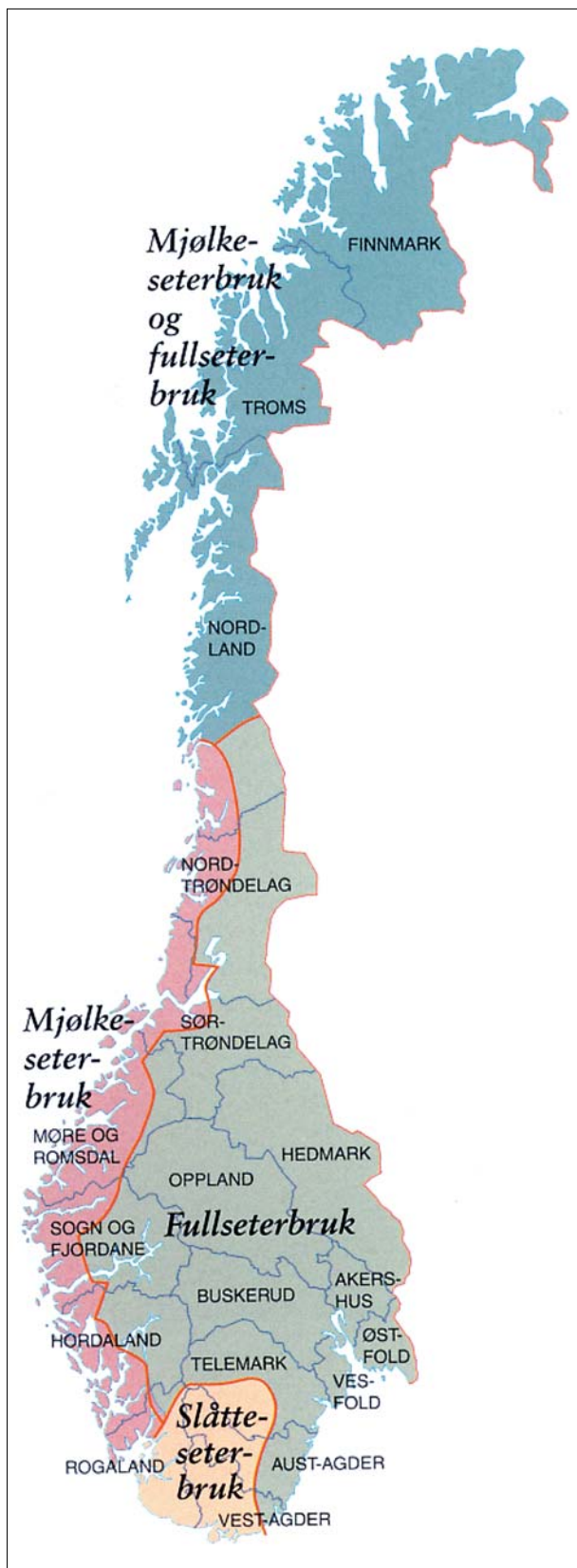
Fleire andre undersøkingar tyder også på lang kontinuitet i utmarks- og seterbruk. Arkeologiske og paleoekologiske undersøkingar på Hardangervidda tyder til dømes på at fjellområda har vore meir eller mindre kontinuerleg utnytta frå 4800 f. Kr. (Fønnebø 1988, Indrelid & Moe 1982, Klovning & Hafsten 1965, Moe et al. 1988). Undersøkingar i Flåmsdalen tyder på ei utnytting her frå Romartida av, dvs. frå 100-400 e. Kr., medan Solem (1991) tidfester etablering av seterdrift i Levanger i Nord-Trøndelag til om lag 500 e. Kr. Omtalen av seterbruk i Gulatingslova (nedskrive på 1000-talet basert på sedvanar i Gulatingsområdet) viser også at seterbruket har røter langt tilbake i tida.

Dei ulike teoriene som er presentert over står ikkje nødvendigvis i sterk konflikt med kvarandre. Dei store regionale forskjellane i naturtilhøve som er nemnt tidlegare, kan tyde på at seterbruket har noko ulikt opphav i ulike delar av landet. Seterbruket i Nord-Noreg synest til dømes å vere utvikla seinare enn elles i landet. Vidare forskning vil kunne kaste lys over dette og sannsynlegvis nansere dagens oppfatningar. Uansett er det ikkje tvil om at seterbruket både har spela ei lang og viktig rolle for det førindustrielle jordbruket (Kvamme & Norderhaug 1999).

Seterbruket ekspanderte med auken i folketalet frå 1600-talet (Reinton 1955), og sjølv om det i ein del distrikt også vart lagt ned setrar i perioden 1750-1850 (Borgedal 1967), nådde seterbruket ein topp midt på 1800-talet. I 1850 var det minst 53 000 setrar i bruk (Reinton 1955), men det totale talet kan ha vore langt større, kanskje 70 000-100 000 (Alm 1986, Daugstad & Sæter 2001). I denne perioden vart ein del tidlegare setrar også dyrka opp som husmannsplassar (Nes 1998). Utvandringa til Amerika på slutten av 1800-talet og utviklinga i landbruket med nye jordbruksreiskap, dreneringsmetodar, engfrøblandingar, moderne vekselbruk, oppheving av den gamle teigdelinga gjennom utskifting og ikkje minst tilgang til kunstgjødsel, førte etter kvart til nedgang i seterbruket og den omfattande fôrhaustinga i utmarka. På Vestlandet opphøyrd bruken av dei mest avsidesliggende fjellsetrane, og på 1870-talet måtte ofte tre setrar skaffe beite til dyra på garden i mot fem berre tretti år tidlegare. I mange bygder på Austlandet med dårlege skogsetrar vart det slutt på seterdrifta rundt 1900, og i skogbygdene i Agder opphøyrd utmarksslåtten etter kvart (Tveite 1975). Granskogen var likevel den viktigaste beitemarka for fleire gardar i flatbygd distrikta heilt fram til 1940-talet (Borgedal 1967). Seterbruket heldt seg lenger i fjellbygdene, og i 1939 var det framleis meir enn 30 000 setrar i bruk. Reinton (1955) meiner også at nedgangen frå 1907 til 1939 (då det vart gjort seterteljingar) ikkje var så stor som tal nedlagde setrar kan tyde på, men meir resultat av ei omlegging frå fleirsetersdrift for kvart gardsbruk, til einsetersdrift og fleire kyr per gardsbruk. Etter ein ny mindre oppgang for seterbruket i fjellbygdene under krigen (Nes 1998) gjekk talet på setrar raskt ned att og i dag er færre enn 2 000 setrar i drift. Dette er først og fremst setrar i dei indre dal- og fjellstrøka i Sør-Noreg, der det har vore muleg å byggje bilveg fram til setra (Moen 1998b, Ohnstad 1948). Fleire av desse er fellessetrar, ofte med mjølkekyr på innmarksbeite.

2.3.1 Ulike seterbrukstypar

Stølsdrift har vore vanleg i heile landet både i flatbygdene, fjord-, fjell- og dalbygdene, og i kystbygdene hadde mange gardar øyer som vart brukt til sommarbeite og førsanking (Borgedal 1967, Frödin 1992, Funder 1911, Szabó 1970). Driftsformene har variert mykje. Reinton (1969) deler landet inn i høve til utbreiinga av tre ulike hovudtypar av seterbruk: mjølkeseterbruk, fullseterbruk og slåtteseterbruk (**figur 2.2**).



Figur 2.2. Kart over utbreiinga av ulike seterbrukstypar (etter Reinton 1969). Tilhøva var meir kompliserte enn det som går fram her: det var ikkje skarpe grenser mellom dei ulike brukstypane, og ulike seterbrukstypar fanst ofte side ved side på tvers av grensene. Frå Daugstad og Sæter (2001).

Mjølkeseterbruk inneber at budeia gjekk (eller rodde) fram og tilbake til setra kvar dag og at mjølka stort sett vart bore heim til garden og tillaga der. Dette er eit slags halvseterbruk som krev at vegen til setra ikkje er for lang. Mjølkeseterbruk var vanleg langs heile kysten frå Vest-Agder til Nord-Noreg. Fullseterbruk inneber at folk budde på setra saman med husdyra gjennom sommaren og at mjølkeprodukta vart laga på setra. Fullseterbruk var vanleg i storparten av landet. I slåtteseterbruk var hovudføremålet å drive seterslått og heislått for å samle vinterfôr til husdyra. Slåtteseterbruk var vanleg i heiområda i Sør-Noreg, der det ofte vart bygd fleire setrar rundt om på heiane for å få tilgang til store slåtteområde. Variantar av slåtteseterbruket er også kjend frå nordlege delar av landet (Westrheim 1992), blant anna frå Salangen i Troms og frå Finnmark. Der vart det drive seterbruk med utmarksslått som hovudsak i 3-4 veker. Ein eigen seterbrukstype, kalla lakseseterbruk, er også kjent frå Karasjok i Finnmark (jfr Westrheim 1992). I denne driftsforma var ein god lakseplass i Karasjokkelva/Tanaelva det primære for opphaldet på setra, medan beiting og slått kom i andre rekkje.

I tillegg til desse seterbrukstypane vart det drive med vintersetring mellom anna i Gudbrandsdalen og Grimsdalen. Dette innebar at ein budde på setra ein periode også på vinterstid for å utnytte fôret som var sankt inn der. I strøk med kontinentalt klima og relativt lite snø var det muleg å føre dyra til seters om vinteren. Her vart det også samla mykje lav, som var eit fôr det var tungt å kjøre heim (Fossum 1996, Visted & Stigum 1971).

Seterdriftsmønstrer er likevel langt meir komplisert enn dette. I Nord- og Sør-Noreg var det ofte berre ei seter til kvart gardsbruk, medan fleirseterbruk (fleire setrar per gardsbruk) var vanleg særleg i fjellstrøka. I indre dalstrøk låg gardsbruka gjerne på den klimatiske mest gunstige plassen eit stykke opp i den sørvendte lia, men dei utnytta naturressursane frå dalbotnen til opp på fjellet. Ved hjelp av fleire setrar kunne ein utnytte beitet etter kvart som det vart grønt, og såleis få mest muleg ut av fôrressursane. I Svartdal i Telemark vart det til dømes bygd setrar frå bygda og vidare inn på fjellet. Nærast garden låg vårfjøsa som vart brukt først. Deretter brukte ein vårstølane som låg i granskogen nede i bygda og vidare opp i fjellbjørkeskogen. Så flytta ein derfrå til langheiane (fjellsetrane) som låg i beitestrekningane frå det øvste granskogbeltet og vidare opp og innover snaufjellet. Dei fleste fjellstølane var likevel konsentrert til fjellbjørkeskogen (Nes 1998). Om hausten flytta ein tilbake på same måte. Kva tidspunkt ein flytta frå den eine stølen til den andre varierte med klimatilhøva og talet på setrar. I Sogn fekk sauer og geiter beite på utmarksareal som var tidleg grønt frå starten av mai, medan kyr og ungdyr vart flytta opp til vårstølane først i midten av mai. Vårstølane låg nær garden og vart brukt som mjølkesetrar, dvs. at dyra vart mjølka på stølen, men mjølka vart bore heim til garden. I slutten av juni flytta ein vidare opp til fjellstølane og vart der i om lag 2-3 månader. Fjellstølane kunne her ligge heilt opp på 1200 m høgde og vart drive som fullseterbruk (Austad & Hauge i trykk). Mange stader var det

vanleg med 14 dagar på vårstølen, 2-3 månader på fjellstølen og så 14 dagar på hauststølen (som ofte var den same som vårstølen). Buføringsdatoen om hausten var ofte regulert av sedvanar og denne dynamiske måten å utnytte landskapet på var tidlegare også regulert i dei gamle lovene, som Gulatingslova (1000-talet) og Magnus Lagabøter si lov frå 1274 (Brøgger 1925).

”Um to menn bur saman i grend, skal dei flytja or heimehagen når det har gått 2 månader av sumaren, um ikkje alle tykkjer at noko anna er betre. Vert ein sitjande nede lenger, skal grannen forbjoda han å sitja der”... ”Saksøkjaren skal krevja so mange bønder og bygdemenn som han vil ha, til å føra bufeet åt den andre ut or heimehagen, saka 3 øyrar er kvar som nektar. Det same gjeld um han fer ned (frå sætri) fyre tvimånad (merknad: 14. august – 14. september).” (Gulatingslovi 81)

”No skal for sætrane uppe på fjellet vera dei same merke som har vore frå gamal tid, dei skal ikkje flytjast utan når det er ingen mann til meins.

Det same gjeld um tilheldet på sætri. Der skal fe ikkje sendast med heimebod, der skal horn møta horn og hov møta hov.” (Gulatingslovi 84)

Det var vanleg at stølane til alle bruka på ein gard låg samla i stølslag (Heitmann 1947, Isachsen 1940). Der stølane låg i ein allmenning eller i felles utmark, kunne også fleire gardar ha setrar i det same stølslaget (Kvamme & Norderhaug 1999). I Telemark der gardane hadde beiterett berre på eigen grunn låg stølane spreidd. Beiteområda til kvar gard var her vanlegvis på nokre tusen mål (Nes 1998). Tal bygningar på stølane varierte med tal gardar og gardsbruk, og kunne derfor vere frå ein eller to til over 40 på eit stølslag.

2.3.2 Tradisjonell seterdrift

Både kyr, sauer, geiter, grisar og hestar kunne vere med på stølen. På nokre gardsbruk var det bondekona sjølv som sto for seterdrifta, men det var elles vanleg at ei ung jente var budeie på stølen. Det gjekk med mykje ved til fyring når ein skulle lage ost og prim. I ein del område vart derfor seterdrifta om sommaren førebudd med vedhogst alt om våren (Nes 1998). Vedhogsten kunne gå hardt ut over skogen, og nokre plassar måtte ein til slutt flytte setra på grunn av vedmangel (Ve 1941). Dei ferdige mjølkprodukt vart vanlegvis kløvja med hest til gards. Gjeting var nødvendig for å verne husdyra mot rovdyr, men også for at ein skulle kunne utnytte beiteressursane på ein mest muleg føremålstenleg måte og for å forhindre beite på areal dei skulle slå (Dahle 1984, Reinton 1969). Vanlegvis var det barn eller ein ung gut eller jente som gjeta dyra (Visted & Stigum 1971).

Setervollane kunne vere inngjerda og vart ofte gjødsla (i gammal tid gjerne ved kvigåing eller med sommargjødsel) og slått. Vollen kunne vere delt i to. Den eine delen vart då brukt til ”nattbeite” og den andre til slått éin sommar og omvendt neste sommar. På den måten vart gjødsling og slitasje på vollen betre fordelt. Eit slikt vekselbruk kunne også vere

fordelt på fleire setrar, til dømes fire stykker som då vart beita (og såleis gjødsla) éin sommar i tur og orden og slått dei andre tre somrane i løpet av ein fireårssyklus (Nes 1991, 1998). Dei slo ikkje berre stølsvollen, men hadde også store areal utmarksslått og myrslått (Kjelland 1982, Moen 1976a, 1976b, 1989, 1990, 1995, Reinton 1963). I tillegg var siv(starr)-slått vanleg mange stader (Hermundstad 1952, Tobiassen 1975). Utmarksslåtten starta vanlegvis etter at slåtten i bygda var unnagjort og kunne vare i fleire veker. Ofte drog alle på garden opp til stølen for å hjelpe til. Høyet vart sett i stakk eller lagra i utlør eller i løa (høysel) på stølen og henta med slede på vinterføre. Enkelte gardsbruk i Svartdal i Telemark kunne til dømes hente opp til 25 vinterlass inne på fjellet. Normalt tok det ein dag å hente eit lass, så i fjellbygdene gjekk mykje av tida om vinteren med til dette arbeidet. I Svartdal dreiv dei framleis slik sledekøyring midt på 1900-talet (Nes 1998, Visted & Stigum 1971).

Anna fôr vart også sankt på fjellet. I det førindustrielle jordbruket fekk alle dyr lauv, og lauvingsarbeidet var omfattande (Lunde 1917, Norderhaug et al. 1999, Ropeid 1960, Slotte & Göransson 1996, Visted & Stigum 1971, Aarskog 1973). På ein stor gard i Gausdal vart det til dømes tatt heile 17 000 lauvkjerver i 1870, og på Hersoug i Ringsaker vart det midt på 1800-talet vanlegvis sankt 3 000-4 000 lauvkjerver kvar sommar. Det var vanleg å samle 100 kjerver per ku og noko mindre til dei andre dyra (Visted & Stigum 1971). Lauving var ofte ein del av stølsdrifta og ”måssåsanking”, dvs sanking av lav (kvitkrull og anna reinlav), var vanleg i dei mest kontinentale delane av landet. På indre Austlandet og i grenseområda mot Sør-Trøndelag vart det sankt like mykje lav som høy til vinterfôr (Moen 1998b). I Lesja var det vanleg å samle tre lass (å 350 kg) til kvar ku, medan ein del gardar i Follidal framleis samla seks lass per ku på 1940-talet (Visted & Stigum 1971). Også lauv og lav vart lagra i stakk og ”lass” og henta med slede vinterstid.

Setrane fungerte også særleg i eldre tider som senter for anna verksemd som jernvinna, kolbrenning, tjørebrenning, neverflekking, innsamling av vidjer, tæger, hogst av gjerdefang, staur og emnevirke, briskebærplukking (til einebærlóg), brenning av pottaske, produksjon av flis til takteking, kalkbrenning (i Etnedalsfjella), produksjon av basttau av lind (mellom anna i Vestfold) og ikkje minst jakt og fiske (Høeg 1976, 1981, Indrelid 1988a, 1988b, Reinton 1957, Solem 1991).

2.3.3 Driftehandel

”Utanom dei private sereignene og utanom desse greidt avgrensa allmenningane i sæter- og skogområda, låg det frå gammalt store vidder... Det var ingenmannsland, res nullius” skriv Reinton (1963 side 143). Kven som helst kunne slå seg ned der med dyra sine om sommaren. Den som kom først, disponerte beitet den sommaren. Dette vart utnytta av driftekarar. Dei kjøpte opp dyr på ettervinteren, henta dei midtsommars, dreiv dei til fjells og gjeta dei der til dei vart drivne ned til marknader i september. Fehandel har funne stad til alle tider, og med driftehandelen vart den sett i system. Det

var ein måte å bytte ressursar på for bygder med ulikt naturgrunnlag og driftsmåtar, men etter kvart framfor alt for å dekkje behovet byane hadde for slaktedy, livdyr og hestar. Driftehanelen fekk ikkje så mykje å seie i Nord-Noreg, men i Sør-Noreg fikk den eit svært stort omfang og kulminerte på slutten av 1800-talet. Driftehandel vart drive både med storfe og småfe (Gjerdåker 2002). Driftebeita grensa vanlegvis mot seterbeite, og det førte både til samarbeid og konflikt. I ekspansjonsperiodar hendte det til dømes at det vart etablert settrar i driftebeita (Reinton 1961).

2.4 Skogbeite

Sjølv om seterdrifta fekk si mest karakteristiske utforming i fjellet, har seterdrift og utmarksbeite også prega skogen over heile landet. Skogbeite med husdyr har sannsynlegvis vore vanleg heilt sidan jordbruket vart introdusert (Emanuelsson & Johansson 1987). I det førindustrielle jordbruket hadde skogen kanskje mest å seie som beiteressurs fram til bergverksdrifta utvikla seg i løpet av 1500-1600-talet og tømmerproduksjonen også etter kvart fekk større verdi (Kardell 1984). Då det moderne skogbruket voks fram på 1800-talet vart skogbeitinga hardt kritisert fordi det skada forynginga (Borgedal 1967, Ohnstad 1948). Likevel blir framleis ein god del skogareal og gardsnær utmark brukt til beite (Bøe 1998, 2002, Nedkvitne & Garmo 1985, NIJOS 2002).

Mange av beiteskogane var opprinneleg allmenningar og sjølv etter utskiftingar vart beitet gjerne verande i sameige (Reinton 1961, 1963). Beitet kunne likevel vere regulert med tanke på kor mange dyr kvart gardsbruk fekk ha. Husdyra vart ofte slept på beite i skogen tidleg om våren og sidan flytta opp til fjells (sjå over), men i skogsbygdene vart dei gående i skogen heile sommaren. Også her vart dei vanlegvis gjeta og sett i kve eller fjøs om natta (Reinton 1955).

Alle slags skogar vart utnytta til beiting. I beiteskog blir busksjiktet redusert og skogen meir parkliknande. Feltsjiktet blir jamnare og lågare og artsinnhaldet endra. Det er stor forskjell på dei ulike treslaga sin beitetoleranse, og treslagsamansetjinga i beiteskog er prega av dette. I den boreale skogen klarer gran og gråor seg best. Også bjørk og osp greier seg relativt bra, medan selje, vier og rogn toler lite. I boreonemoral sone klarer sommareika seg bra på beitemark, og hassel toler også ein del beite. Ask, lønn, alm og lind blir vanlegvis halde nede. Bøk blir ikkje preferert av beitedyr, men blir likevel sterkare beita enn gran og eik. Langvarig hardt beitetrykk reduserer lauvinnslaget i beiteskog og nokre stader i høgareliggjande strøk kan ein tilsynelatande få ei skoggrense av barte (Bjør & Graffer 1963, Buttenschøn & Buttenschøn 1978, Kielland-Lund 1976a, Kielland-Lund 1999, Szabó 1970).

I Nord-Sverige vart skogen i utmarka brent for å skape godt beite (Szabó 1970). Offisielle registreringar frå 1700- og 1800-talet viser at utmarka i dei kystnære områda der vart brent på ein måte som nærmast gir inntrykk av eit parsellsystem. Også i innlandet brente ein for å få beite (Zackrisson 1976). Førebels resultat av eit prosjekt som er i gang i Lierne (Bele &

Norderhaug under utarb.) viser at også her har brenning vore brukt på same måte. Kunnskapen om kva slik tidlegare bruk har å seie for det biologiske mangfaldet er så langt liten.

Brenning av skog vart også gjort for nydyrking og rydding av nye plasser samt for bråtebruk. Svedje- eller bråtebrenning var av stor verdi i Aust-Finland, og innvandrande finnar medverka til at bråtebruket spreidde seg på austlandet på 1500- og særleg 1600-talet. Svedjebruket gjekk hardt ut over skogen og "finnyrdding" som skada skogen vart forbode i 1688. Bråtebrenning heldt likevel fram til inn på 1800-talet (Emanuelsson & Johansson 1987, Lunden 2002, Reinton 1961).

2.5 Kystlynghei

Kystlynghei er utmarksbeite som er dominert av røsslyng. Dei utvikla seg langs kysten der det var oseanisk klima og husdyra kunne beite ute året rundt. Røsslyngen er ein eviggrøn dvergbusk, som ikkje visnar ned om vinteren og som tåler kraftig nedbeiting. Ved lyngsviing skapte bøndene ein mosaikk av lyngdominerte og grasdominerte areal slik at det fanst både vinter- og sommarbeite. Sau og geit fekk beite ute heile året, men om sommaren gjekk også hest og kyr her. Beitetrykket måtte regulerast slik at det ikkje vart for svakt, for då etablerte einer og lauvtre seg i lyngheia. Lyngen vart også fort storvokst og fekk lågare förverdi. Dersom beitetrykket var for lågt vart røsslyngen utkonkurrert av meir beitetolerante planter som grasartar, siv og starr.

De første lyngheiene vart skapt ved slutten av yngre steinalder, men det tok fleire tusen år før det opne kystlyngheilandskapet hadde utvikla seg. Den siste store ekspansjonsperioden var i vikingtid. Dette landskapet strakk seg frå Lofoten til Spania og Portugal som eit resultat av den same lyngheikulturen. I tillegg til beite vart lyngheiene utnytta til lyngslått og til moldtaking (til strø og brensel). Kystlyngheibruken vart halden i hevd i Noreg fram til 1950-åra og nokre stader heilt til 1970-åra. På Jæren og Lista vart dei likevel oppdyrka til eng og åker langt tidlegare. Frå 1930 vart også mange lyngheier tilplanta med gran. Denne utviklinga auka etter 1950. Kystlyngheiene er no nærmast i ferd med å forsvinne som kulturmarkstype, men nokre blir oppretthaldne med skjøtsel (Fremstad et al. 1991, Gimingham 1975, Grimsby 1999, Kaland 1974, 1979, 1986, 1999, Skogen & Odland 1991, Steinnes 1988, Aarrestad & Vandvik 2000).

2.6 Endringar i dyrehaldet

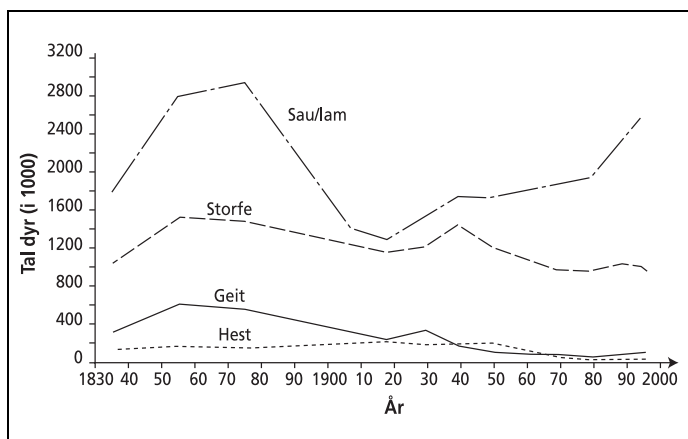
Verdien husdyrbruket hadde for dei nordiske landa vart omtala alt av Olaus Magnus på 1500-talet (Olaus Magnus MDLV). Han fortalde mellom anna at det var god tilgang på smør overalt, takka vere dei produktive beiteressursane og dei talrike husdyra. Husdyrbruket hadde som oppgåve å forsyne åkerbruket med gjødsel, og i tillegg forsyne folk med klede og mat samt å "halde transportvesenet i gang" (Borgedal 1967 s 11). I tillegg var det i mange bygder husdyrbruket som først og fremst sørgde for at dei nødvendige kontantane til renter,

jordleige, skattar, avgifter og innkjøp (Borgedal 1967, Visted & Stigum 1971). Tal for husdyrhald i Noreg 1675 til 1809 er gitt i **tabell 2.1**. Desse tala er usikre, og særleg er småfehaldet truleg underregistrert.

Tabell 2.1. Husdyrhald i Noreg 1675-1809 (frå Lunden 2002).

	Hest	Storfe	Småfe	Gris
Rundt 1665	72 220	488 704	557 674	29 000
1723	76 315	510 912	657 154	48 000
Normalår før 1809	102 000	660 000	1 098 000	78 000

1850-åra vart eit tidsskifte både for hestehaldet og storfehaldet (**figur 2.3**). Staten kjøpte mellom anna stamhingstar til utstasjonering for å betre hestealsarbeidet, og i 1873 vart det vedtatt ei lov om innskrenka løyve til å sleppe hingstar på felles beite (jfr også Handyrlova nedanfor). Hestealssetrar hadde eksistert tidlegare også, men no vart det oppretta offentlege hestealssetrar, dei første i Nedre Heimdalen og Sikkildalen. Hesten spela ei viktig rolle i landbruket heilt fram til 1950, men sidan har mekaniseringa i landbruket vorte stadig meir omfattande. I seinare år har fritidshest vorte meir vanleg, og det har fått hestetallet i Noreg til å stige.



Figur 2.3. Utviklinga av husdyrhald i Noreg 1830-1995. Tal dyr sommarstid (justert for perioden 1835-75 då registreringane vart gjort vinterstid på følgjande måte: tillegg på 0,75 lam pr vaksen sau, 1 kje pr geit og 1 kalv pr vaksen ku). Før om lag 1950 er kurvene representative for beitebruken i utmark. Etter 1950 har storfeet beita lite i utmark, og om lag 300 000 av sauene i dag går heller ikkje i utmark. Frå Skurdal (1997).

Offentlege tiltak og fellesarbeid for framskritt, kunnskapsformidling, avlsarbeid og betre fjøsføring førte etter kvart til større avdrått i storfehaldet. Frå 1870-åra vart det arbeid hardt for å få fram stadeigne storfeslag, og ved starten på 1900-talet fanst det om lag 20 ulike lokale rasar. Etter kvart vart dei lokale rasenamna slått saman i større grupper, og i 1967 var det berre fem offentleg godkjende rasar: telemarksfe, sør- og vestlandsfe, sida trønderfe og nordlandsfe, norsk raudt fe (NRF) og jerseyfe (Borgedal 1967). NRF har vorte

dominerande, men i dei seinare åra har ein del også satsa på kjøttrasar.

Betre transport og fleire meieri fremja omsetninga av mellom anna konsummjølk. I 1905 vart 21% av mjølka foredla og omsett på denne måten. Mange bønder la om drifta og satsa på mjølkeproduksjon i staden for matkorn. Det vart satsa på jamn føring, og talet på dyr vart ikkje auka før ein klarte å auke førproduksjonen. Dei gjekk heller litt ned for at besetningane skulle få betre føring. Krav om høgare løn gjorde at det etter kvart ikkje løna seg å sanke fôr i utmarka. Mekanisering gjorde det billigare å hauste fôr i innmarka, og stadig meir fôr vart derfor produsert der. I 1890-åra fekk også bruken av kraftfôr eit gjennombrutt. Tidleg på 1900-talet gav denne omlegginga av driftsmåtar 20% auke i mjølkemengda på berre sju år. Nokon ny vesentleg produksjonsauke kom ikkje før i siste halvdel av 1920-talet (Tveite 1975). Utviklingstendensen for storfebruket i siste halvdel av 1900-talet har vore færre bruk med større besetningar. I tidsperioden 1979 til 1999 har talet på mjølkekyr minka noko (Statistisk sentralbyrå).

Satsinga på mjølkeproduksjon førte til omlegging innan husdyrbruket. Talet på geiter hadde eit høgdepunkt i 1855 og sauetalet som var på topp noko seinare, minka kraftig. Geitene forsvann heilt frå flatbygdene og i 1907 var det for første gong om lag like mykje storfe som sauer i Noreg (Tveite 1975). Den nordeuropeiske korthala sauen som dominerte sauehaldet fram til etter 1850 var liten (rundt halvparten av ein "moderne" sau) og vart i første rekkje halde for ulla (Lunden 2002). I siste halvdel av 1800-talet vart det gjort ulike forsøk på å forbetre kjøttproduksjonen i sauehaldet, mellom anna gjennom avlsarbeid. Nokre av blandingssauene vart etter kvart eigne rasar, og i 1923 fekk ein av dei namnet dalasau. Frå 1950-talet spela denne rasen større rolle enn alle dei andre rasene til saman. Av rasar på utstilling i 1957 utgjorde dalasau 52,4%, rygjasau 14%, sjeviot 12,2%, steigarsau 11,9%, spælsau 8,8% og andre rasar 0,7% (Borgedal 1967).

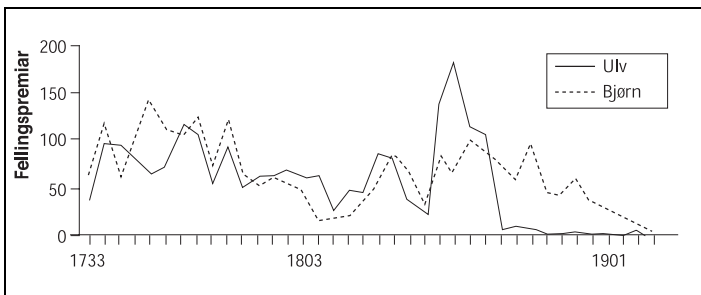
I 1919 kom Handyrlova, som fekk mykje å seie både for heste- og sauealet. Den gjorde det nødvendig å halde vêrane heime om sommaren eller i inngjerda fellesbeite. Søyene og lamma vart samla for seg i spesielle sauebeite med felles gjetar, driving og haustsanking (Borgedal 1967). I dag beitar søyer og lam mest på sjølvstyr i utmark og stølsområde.

Geita vart lenge forsømt, og det var først på 1900-talet at det vart gjort forsøk på forbetring av geitealet. I 1890-åra starta produksjonen av Gudbrandsdalsost, og geitemjølka fekk med det ein spesiell verdi og geita meir merksemd. Undersøkingar som vart gjort på Landbruksøkonomisk institutt på 1900-talet (Borgedal 1967), viste at geita var det mest lønsame husdyret der naturtilhøva låg til rette for geitehald, dersom ho fekk godt stell. Likevel minka talet på geit med om lag 1/3 frå 1929-1958. Ein av årsakene var sannsynlegvis at skogen vart stadig betre røkta, og at geitebeite kan gå hardt ut over trea. Forsøk på å hindre konflikt mellom skogbruk og geitehald førte til at det vart oppretta geitesettrar på spesielle stader der dei ikkje

kunne gjere så stor skade (Borgedal 1967). Motstanden mot geit fekk eit sterkt oppsving alt i 1860 i "lov om jords fredning" (Ohnstad 1948). Sjølv i fjordbygdene på Vestlandet var geitehaldet lågt på den tida, men det tok seg sidan opp att. I Aurland var det berre om lag 2 500 geiter i 1845, men i 1900 var talet mest dobla til om lag 4600. Også i resten av Sogn steig geitetalet og geita var av stor verdi i dette området på starten av 1900-talet. "Naturvilkåra formar næringslivet på sin eigen måte, gjerne på tvers av dei store straumdrag utanifrå" skreiv Ohnstad (1948 s 91). I seinare tid har geitehaldet gått tilbake. Det er no om lag 70 000 geiter på utmarksbeite i Noreg (Skurdal 2002), men det blir arbeidd for å betre økonomien i geitehaldet mellom anna ved bruk av Kashmirgeit (Asheim & Eik 1991, Eik & Asheim 1991).

2.7 Rovdyr og gjeting

Det er usikkert kor mykje rovdyr det har vore i Noreg opp gjennom tidene, men frå 1733 vart det innført fellingspremie på ulv og bjørn (figur 2.4), og det gjev sikrere estimat. Rundt 1850 vart det årleg betalt fellingspremie for om lag 250 bjørn, 250 ulv, 50 jerv, 110 gauper og 1 000-2 500 ørn (ingen tal for rev). Ein reknar med at talet på bjørn på den tida låg rundt 2 500-3 000, og at talet på ulv varierte rundt det same (Lunden 2002). Bjørn, ulv og gaupe fanst over storparten av landet, medan førekomensten av jerv då som no var meir avgrensa (Lande et al. 2003).



Figur 2.4. Fellingspremiar for bjørn og ulv i 19 prestegjeld på Austlandet 1733-1911. Frå Elgmork (2001).

Rovdyra gjorde at buskap på beite måtte gjetast, men likevel vart det til dels store tap. Særleg var småfeet utsett, og det var truleg ei av årsakene til at bøndene ikkje heldt meir sau enn dei trong for ulla. Utrydding av rovdyr var også ein av føresetnadene for at det vart avla fram større sauerasar med svakare flokkinstinkt frå rundt 1850 (Lunden 2002). Sjølv om det vanlegvis var barn og unge frå 10-15 (17) år som gjeta dyra (Lunden 2002, Visted & Stigum 1971), så var dette likevel ikkje gratis arbeidskraft. Dei deltok også for fullt i anna arbeid. Etter som kostnadene i jordbruket steig kom krava om effektivisering, og dette gjekk ut over utmarksbruken. Denne omlegginga gjorde at sauetalet vart meir enn halvert frå 1880 til 1910 (figur 2.3).

Dei store rovdyrpopulasjonane, og i første rekkje ulven, var også med på å halde populasjonane av hjortevilt nede. Hjorteviltstatistikken frå 1889 og utover, viser at det vart skote 1000 elg, 500 villrein og 150-200 hjort årleg. I dag er desse

tala mangedobla. Auken er mellom anna eit resultat av at mattilgangen er betra ved flatehogst av skog, at mange område gror att med skog som følgje av at utmarksbeite generelt og med geit spesielt har gått ned og av at det er svært lite bjørn og ulv (Lunden 2002).

Intens jakt og fellefangst utover 1800-talet førte til ein kraftig nedgang i rovdyrbestandane i heile Skandinavia (Bergstrøm et al. 1993). Dette gjorde at bestandane var sterkt redusert tidleg på 1900-talet, og midt på 1900-talet var dei nede på eit historisk botn nivå (Stortingsmelding nr. 35 1996-1997). Ulv og bjørn var så godt som utrydda, jerven var borte frå Sør-Noreg og gaupe fanst berre i få isolerte refugar. Dette gjorde det muleg å sleppe sauen fritt på beite i store delar av landet, og sauehaldet fekk ein ny vekst (figur 2.3). I **kapittel 4** tar vi opp følgjane av at rovdyrbestandane har tatt seg opp att dei siste tiåra.

2.8 Ulike beitevanar

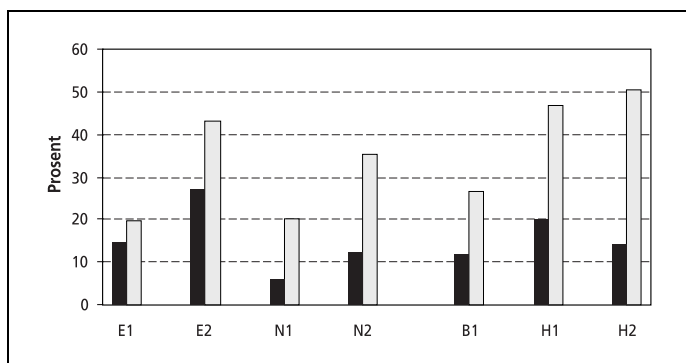
Dei ulike husdyra og husdyrrasane har ulike beitevanar og utnyttar landskapet ulikt. Samansetjinga av beitedyr i tid og rom har derfor spela ei stor rolle for utviklinga både av vegetasjonstypar og kulturlandskap. Hesten er ikkje drøvtyggjar, men kan likevel nyttiggjere seg hardt og trevlerikt fôr. Hestar ser ut til å heller velje gras enn urter. Dei bit av gras og kan derfor beite tørt og hardt gras som dei andre husdyra ikkje klarer å rive av. Ved hardt beitetrykk blir hestebeita snauspiste. Hestar et ikkje så gjerne lauv, men dei kan skade buskar og tre ved å gnage borken. Varmblodshestar er ofte kresne.

Storfe er mindre selektive enn sau og geit og beitar relativt jamt. Dei beitar helst gras og urter, men tar også lauv og treoppslag, særleg på ettersommaren. Det er likevel stor forskjell på ulike aldersgrupper og ulike kurasar når det gjeld kva dei nyttiggjer seg av lauv. Storfe beitar både på fuktig og på tørrare mark. Kjøttferasar og storfe som ikkje blir mjølka vil kunne ha større utmarksutnytting enn kyr som blir sankar for mjølkning kvar dag.

Sauer synest å helst velje tørre markstypar og urter framfor gras og starr. Dei beitar selektivt og kan leggje sin elsk på spesielle artar. Ved hardt beitetrykk beitar sauer snautt. Sau beitar vanlegvis lauv betre enn storfe, særleg dei korthala sauerasane (figur 2.5). Det er stor forskjell mellom sauerasane både når det gjeld beitepreferansar, flokkdanning og kor stadbundne dei er. Dei gamle korthala sauerasane var lettare og hadde sterkare flokkinstinkt enn dagens (dalasau). Dei var såleis lettare å gjete og heldt seg gjerne saman med storfeet på stølen.

Geiter beitar i flokk, streifar rundt og kan utnytte vanskeleg tilgjengeleg beitemark. Dei held seg gjerne på tørre og ulendte stader. Ofte går dei og plukkar litt her og der, men ved hardt beitetrykk kan dei beite snautt. Geiter et gjerne lauv og gneg bork, og dei er vanskelege å gjerde inn. Ved samarbeid med ulike husdyr vil dyra supplere kvarandre, noko som gir jamnare avbeiting, betre utnytting av beitet og ofte eit større

biologisk mangfald (Bjør & Graffer 1963, Lunden 2002, Nødkvitne et al. 1995, Norderhaug et al. 1999, Pehrson 1992, Steinheim et al. 2002). Sjå meir om dette i **kapittel 3**.



Figur 2.5. Beitetidsstudie av sau i fjellskog i Sogn og Fjordane 2000-2001. Prosent beitetid brukt på beiting av lauv, kvist og bork i 7 sauebesetningar (E1-H2) med langhala dalasau (mørk søyle) og korthala spæl- og pelssau (lyse søyler). Frå Steinheim et al. (2002).

2.9 Mange kulturmarkstypar

Verksemda i utmarka både langs kysten, i skogbygdene og i fjellet har sett spor i vegetasjonen på ulike måtar. I enkelte område og i enkelte periodar, særleg i dei folkerike tidene på 1800-talet, var utmarksutnyttinga for hard med tanke på det biologiske mangfaldet (Norderhaug & Austad 2000). Generelt sett førte likevel det førindustrielle jordbruket til eit auka biologisk mangfald både på landskaps-, biotop- og artsnivå, ved at ei rekkje ulike semi-naturlege vegetasjonstypar vart skapt (Austad et al. 1993, Emanuelsson & Johansson 1987, Fremstad 1997, Fremstad & Moen 2001, Kielland-Lund 1976b, Norderhaug 1988, Norderhaug et al. 1999, Nordhagen 1943, Solbu 1976), **tabell 2.2**. Desse vegetasjonstypene er dominert av viltveksande artar, men dei avvik frå dei naturlege vegetasjonstypene mellom anna ved mengdefordelinga mellom artane. Slått og beiting skaper kulturbeitinga engvegetasjon som kan vere svært artsrik særleg dersom den har lang kontinuitet og ikkje har vore pløygd eller gjødsla (Ekstam et al. 1988, Grøntvedt 1997; sjå også kap. 3). Slåtte- og beitevegetasjon har i stor grad ein felles flora, men

Tabell 2.2. Kulturmark er eit areal eller eit habitat der tidlegare eller noverande bruk har gitt den vegetasjonstypen og det artsutvalet vi finn der i dag. Semi-naturlege vegetasjonstypar eller kulturmarkar er vanlegvis forma over lang tid av gamle, tradisjonelle driftsmetodar. Dei er dominert av viltveksande planteartar, men har mellom anna ei anna mengdefordeling mellom artane enn dei naturlege vegetasjonstypene. Dei vanlegaste av desse kulturmarkstypene er (Norderhaug et al. 1999):

Haustingsskog er lauvskog som ofte vart utnytta gjennom fleibruk, men der tresjiktproduksjonen (først og fremst fôrproduksjonen i form av lauv, ris, skav m.m.) var den viktigaste. Både alm, ask, bjørk, selje, or, lind, osp og andre treslag vart hausta.

Grasmark er areal som er dominert av gras og urter, det vil seie stort sett areal som har vore brukt til slått og/eller beiting.

Open beitemark er areal utan tre som blir utnytta til beiting, men ikkje til slått. Naturbeite er slik beitemark som ikkje er pløygd eller sådd, og som er ugjødsla eller berre lett gjødsla.

Hagemark (hamnehage, beitehage) er beitemark med spreidde tre og/eller buskar som vanlegvis er inngjerda. Trea i hagemarka vart gjerne brukt til lauving m.m.

Beiteskog er skog som vart utnytta til beiting av frittgåande husdyr eller dyr som vart gjeta. Alle slags skogar vart utnytta til beite.

Strandeng utvikla seg langs kysten der flate strender vart utnytta til slått eller beite.

Kystlynghei utvikla seg langs kysten mot Atlanterhavet der dyra kunne beite ute heile året. Ved lyngsviing sikra ein seg her både gras til sommarbeite og røsslyng til vinterbeite.

Reinbeiting har stor innverknad på landskapsbilete og vegetasjon, ikkje minst skogen. Beitepåverknaden er likevel oftast mindre tydeleg enn ved anna husdyrbeite.

Open slåttemark vart slått regelmessig. I tillegg kunne den bli beita vår og /eller haust. Tradisjonelt driven slåttemark, såkalla natureng (semi-naturleg eng, gammal eng, utslåttar m.m.) er ikkje oppdyrka, sådd eller gjødsla på moderne vis.

Lauveng er slåttemark med spreidde tre som vart styva for fôrhausting (lauving eller rising).

Slåttemyr er myr med urter, gras og halvgras som vart slått med ljå kvart år eller sjeldnare. Beiteressursar på myr (*beitemyr*) kunne også bli utnytta, først og fremst av kyr.

Flommark langs ferskvatn får tilført næringsstoff ved oversvømming og er derfor ofte produktiv. Flommark vart utnytta til slått og beiting. Både strender langs vatn og vassdrag, fukteng innanfor og starr m.m. i vatnet utanfor vart hausta (sjøslått, vass-stårr, haustslått, vinterslått m.m.).

Småbiotopar er eit samlenamn på kantsoner, åkerreiner, åkerholmar, grøfter, dammar, tun, m.m., men også for restar av tidlegare større areal av slåtte- og beitemark (*restbiotopar*). Vegetasjonen som pregar desse er eit resultat av tidlegare og noverande drift og utnytting av landskapet.

Seterlandskapet utvikla seg over lang tid og på ulike måtar avhengig av naturtilhøve og driftsformer. Seterdrifta skapte eit karakteristisk kulturlandskap samansett av mange ulike kulturmarkstypar som beitemark, slåttemark og skogbeite. Også gras- og lyngheier ovanfor skoggrensa vart påverka av seterdrifta.

slåttemark er gjerne meir arts- og urterik enn beitemark under elles like vilkår. I utgreiinga om trua vegetasjonstypar i Noreg understrekar Fremstad & Moen (2001) at denne typen vegetasjon er på sterk tilbakegang og at det meste av den gjenverande kulturbetinga engvegetasjonen finst i utmarka i mellomboreal og nordboreal sone. I stølslandskapet er det først og fremst gjenverande utslåttar og utmarksbeite som har eit stort artsmangfald (Norderhaug & Sickel 2002, Olsson et al. 1998). Men også her er det store endringar på grunn av opphøyrd bruk og attgroing (Bele 1993, 2002, Bele & Norderhaug 2001, Bretten 1976, Bryn 2001, Daugstad 1990, Grenne 1998, Liavik 1993, Olsson et al. 2000, Sterten 1997).

2.10 Trua og sårbare vegetasjonstypar og artar

I Noreg er det stor lokal og regional variasjon i den kulturbetinga engvegetasjonen, noko som dels kjem av forskjellar i naturtilhøva, dels av forskjellar i drift. Trass i at dei siste tiåra er kome mykje ny kunnskap om kulturbetinga vegetasjon, er kunnskapsmangelen framleis stor når det gjeld desse vegetasjonstypene i Noreg (Fremstad & Moen 2001). Det er derfor vanskeleg å få oversikt over alle vegetasjonstypar som er trua. Samanlikna med andre vegetasjonstypar kan vi likevel konstatere at det er ei overvekt av kulturbetinga engvegetasjonstypar blant dei mest trua vegetasjonstypene i Noreg i dag (Fremstad & Moen 2001), **tabell 2.3**.

På den nasjonale raudlista (Direktoratet for naturforvaltning 1999b) er vel 30% av dei raudlista artane i Noreg, om lag 570 artar, knytt til kulturlandskapet. Når det gjeld planter er 94 karplanteartar og 54 moseartar oppgitt å høyre til i kulturlandskapet. Dette gjeld hovudsakleg artar knytt til eng og beitemark (Høiland 1996), ugras i åker (Høiland 1993) samt tun og vegkantar (Høiland 1995), og fleire artar som høyrer heime i desse habitata har i dag forsvunne frå norsk natur. Omlag halvparten av dei kulturbetinga trua planteartane finst i engvegetasjon. Døme på dette er dei sjeldne, sørlege artane dvergtistel, saronnellik og kvitmure som veks i tørr eng, honningblom og fleire andre orkidear som veks i fukteng og på myr samt polarflokk som veks i tørr kalkrik eng i Finnmark (Fremstad & Moen 2001). I tillegg har ei rekkje meir vanlege engartar, som til dømes solblom og marianøkleblom, gått sterkt tilbake i seinare tid (Fremstad & Moen 2001).

Naturleg open engvegetasjon er svært sjeldan nedanfor skoggrensa, og for fleire av engartane finst det få retrettsplassar i dagens landskap (Kielland-Lund 1992) fordi mange opprinnelege biotopar har forsvunne (Andersson & Appelqvist 1990, Emanuelsson 2002). Sjølv artar med god spreieingsevne kan få problem dersom engvegetasjonen blir for fragmentert, og det er først og fremst artar med stor frøbank som kan overleve i eit slikt fragmentert landskap (Geertsema et al. 2002). Dersom dagens utvikling held fram vil derfor mange fleire av engartane snart kunne hamne på raudlista. Ein redningsinnsats vil kunne vere vanskeleg å gjennomføre fordi det kan ta svært lang tid å gjenskape semi-naturlege

engtypar (Pywell et al. 2002). Fleire av desse artane har truleg også ein livsstrategi som er tilpassa "eit liv som vanleg art". Slike artar kan få problem med å overleve i små og isolerte populasjonar, ein situasjon som blir stadig vanlegare for engartar som følgje av dagens landskapsendringar (Fremstad & Moen 2001, Huenneke 1991, Høiland 2002, Norderhaug 1996, Olsson 2002, Ouburg 1993). Noreg har framleis eit relativt stort mangfald av semi-naturleg engvegetasjon og derfor ein spesiell føresetnad for å kunne ta vare på slike artar. Dei negative effektane av at habitat blir øydelagde blir diskutert vidare i **kapittel 3**.

Mange raudlista soppartar er også knytt til engvegetasjon. Av dei 140 beitemarksoppene som er registrert her i landet står 79 på den norske raudlista over trua artar (Direktoratet for naturforvaltning 1999b, Jordal 1997). Dei opprinnelege biotopane for mange av desse soppene eksisterer ikkje lenger og dei er derfor avhengige av dei kulturbetinga biotopane. Desse beitemarksoppene er på same måte som mange andre kulturmarksartar trua ikkje berre i Noreg, men også internasjonalt. På same måte som for engfloraen er situasjonen betre i Noreg enn i dei fleste andre europeiske land. Jordal (1997) har samanlikna tettleiken av lokalitetar som har fleire enn 15 vokssoppartar i Møre og Romsdal med førekomsten i Danmark og Nederland. Når ein ser bort frå fjellareala, har Møre og Romsdal nær 60 gonger større tettleik av slike artsrike lokalitetar enn Danmark og nær 600 gonger større tettleik enn Nederland. I Sverige førte ein habitatreduksjon på 85% over 20 år til 50% reduksjon av observert artsantal av jordtunger og 90% reduksjon av antal funn (ein art registrert på ein lokalitet) (Nitare 1988). Mange av desse artane er på den europeiske raudlista og såleis ansvarsartar for Noreg. I tillegg til sopp og "engartar" er også andre artar og organismar som insekt og fugl trua av dei landskapsendringane som skjer no. Til dømes er 70% av dagsommarfuglane knytt til open engvegetasjon, og open eng er habitatet for rundt 33% av dei raudlista sommarfuglartane. Av raudlista teiger er om lag 34% knytt til kulturlandskapet, 18% av billene og 39% av årevengjer (Hanssen et al. 1997, Ødegaard & Coulianos 1998). Nedgang i fuglebestandar i Europa kjem mellom anna av nedbygging, intensivert drift og attgroing av semi-naturlege vegetasjonstypar som til dømes strandenger (Goriup et al. 1991, Pain & Pienkowski 1997).

Ein gjennomgang av tilstanden i verneområda som vart gjort av Direktoratet for naturforvaltning, understrekar dessutan at det framleis ikkje er tilstrekkeleg medvit om kva kulturpåverknad har å seie for det biologiske mangfaldet i utmark. Undersøkinga viste at fleire verneområde hadde tapt verneverdiar fordi dei ikkje vart skjøtta (Direktoratet for naturforvaltning 1996).

2.11 Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap

Kulturlandskap er eit relativt nytt fagfelt i Noreg. Miljøvernstyresmaktene hadde derfor eit behov for å få samla eksisterande kunnskap om kulturlandskapet knytt til jordbruket

Tabell 2.3. Trua typar av kulturbetinga engvegetasjon og komplekse kulturmarkstypar. Frå Fremstad & Moen 2001.

Vegetasjonstypar	Trusselkategoriar
Blåtopp-blåknappeng (vekselfuktig fattigeng)	Noko trua (VU) eller hensynskrevjande (LR), utformingar med sjeldne artar sterkt trua (EN)
Frisk fattigeng (jordnøtteng m.m.) på Vestlandet	Sterkt trua (EN)
Jordnøtteng, kystmaure-utforming	Akutt trua (CR)
Jordnøtteng, grisøyre-utforming	Sterkt trua (EN)
Jordnøtteng, prestekegale-utforming	Sterkt trua (EN)
Jordnøtteng, kamgras-utforming	Akutt trua (CR)
Frisk-fattigeng, marikåpe-raudknapp-utforming	Akutt trua (CR)
Lågurteng (tørr rikeng i låglandet)	Sterkt trua (EN)
Dunhavreeng	Sterkt trua (EN)
Boreal slåtteeng (flekkgrisøyreeng)	Sterkt trua (EN)
Knoppurteng	Akutt trua (CR)
Knollmjørdurteng	Akutt trua (CR)
Kontinental tørreng	Akutt trua (CR)
Tjørebloomeng (tørr, middels-rik eng i låglandet)	Sterkt trua (EN) eller akutt trua (CR)
Flekkmure-sauesvingeleng (frisk/tørr rikeng i fjellstrøk)	Noko trua (VU)
Frisk/tørr middelsrik eng i nordaust	Sterkt trua (EN), akutt trua (CR)
Finmarksfrøstjerneeng	Sterkt trua (EN)
Silkenellikeng	Akutt trua (CR)
Hestehavre-dunhavreeng (frisk rikeng)	Sterkt trua (EN)
Blåstarr-engstarreng (vekselfuktig rikeng)	Sterkt trua (EN)
Soleihoveng (våt/fuktig, middelsrik eng)	Noko trua (VU), rike utformingar sterkt trua (EN)
Skogstorkenebb-ballblomeng (frisk, næringsrik eng)	Noko trua (VU)
Komplekse kulturmarkstypar	
Lauveng	Akutt trua (CR)
Hagemark	Noko trua (VU)
Beiteskog	Noko trua (VU)
Haustingsskog	Sterkt trua (EN)

og ei betre oversikt over særleg verdifulle område i fylka. Dette var bakgrunnen for at det i 1991 vart sett ned eit utval som fekk ansvaret for å gjennomføre ei nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. Prosjektet vart gjennomført 1991-1994 (Direktoratet for naturforvaltning 1994) og hadde ei holistisk tilnærming, dvs. at det skulle leggjast vekt på både natur- og kulturverdiar ved vurderinga av kulturlandskapsområda. I tillegg skulle ein også vurdere andre verdiar som estetisk verdi, pedagogisk verdi, verdi for friluftsliv m. m.

Som innleiing til prosjektet vart fylka bedne om å gje ei statusoversikt for kulturlandskapsarbeidet i fylka. Svara avslørte at kunnskapen om kulturlandskapet generelt varierte mykje frå fylke til fylke, men at kunnskapsgrunnlaget for biologisk mangfald knytt til kulturlandskapet gjennomgåande mangla. Prosjektet vart derfor utvida til å omfatte feltregistreringar i to sesongar som særleg skulle fange opp biologisk mangfald. Det vart halde fast på den holistiske tilnærminga, og den skulle vere avgjerande ved den endelege vurderinga og prioriteringa. Den tverrfaglege "kulturlandskapsgruppa" i fylka fekk ein sentral og aktiv rolle i dette arbeidet. Resultatet av den nasjonale registreringa vart totalt 276 kulturlandskapsområde som vart vurdert som særleg verdifulle. 26% av desse ligg i landskapsregion (etter NIJOS 1993) Dal- og fjellbygdene, 25% i Kystbygdene, 15% i Skog- og mellombygdene, 14% i dei beste jordbruksbygdene, 11% i Fjordbygdene og om lag 9% i Kyst- og fjordbygder i Finnmark og på Varangerhalvøya. Av desse vart 112 område plukka ut som eit representativt, nasjonalt utval.

Prosjektet vart avgrensa av dei tids- og økonomiske ressursane som vart stilt til rådvelde. To feltsesongar med stort sett berre ein registrator er ikkje nok for å fange opp dei mange verdiane og komplekse kvalitetane i kulturlandskapet, særleg ikkje i det ofte "vanskeleg tilgjengelege" norske landskapet. Prosjektet sette likevel i gang ein bevisstgjeringssprosess og bidrog på denne måten til ei sterkare fokusering på verdiane i kulturlandskapet, også det biologiske mangfaldet. Som ei oppfølging av prosjektet vart det gjennomført "forvaltingsprosjekt" i nokre av dei prioriterte områda for å gje døme på korleis skjøtsel- og forvaltingsutfordringar i spesielt verdifulle kulturlandskap kan bli løyst. Trass i fokus på behovet for dette blir det rapportert om attgroing og forfall i mange av områda (Direktoratet for naturforvaltning 1996). DN tok i 2002 initiativ til ei oppfølging av nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap, og fokuserer på nytt på drifts- og skjøtelsbehovet i alle dei om lag 270 verdifulle områda. I mange av desse områda er det eit stort behov for beite eller for eit auka beitetrykk for å ta vare på kulturlandskapet.

2.12 Registrering og overvaking av biologisk mangfald

Som eit ledd i arbeidet med bevaring av biologisk mangfald skal alle kommunar i Noreg i løpet av 2003 ha gjennomført ei registrering av biotopar av særleg verdi for det biologiske

mangfaldet, i høve til ei handbok utarbeidd av DN (Direktoratet for naturforvaltning 1999a). Kulturlandskapsbiotopar skal også registrerast. Denne registreringa vil derfor kunne supplere Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap med omsyn til kunnskap om biologisk mangfald knytt til kulturlandskapet.

Direktoratet for naturforvaltning arbeider med ei evaluering av denne registreringa, men resultatene av evalueringa er ikkje klar. Nokre kommunar har til no ikkje rokke å gjennomføre registreringa, og kvaliteten på gjennomførte registreringar vil variere med kompetansen hos dei som har registrert, økonomien i registreringsprosjektet, storleiken på kommunen og kor tilgjengelege lokalitetane er m.m. Arbeidet med eit kulturlandskapsprosjekt i Storfjordområdet i Møre og Romsdal (Norderhaug under utarb.) tyder også på at det framleis finst uregistrerte område av høg verdi sjølv i kommunar der det er høg kvalitet både på biologisk mangfaldregistreringa og Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. Det vil derfor vere behov for supplerande registreringar i ein del område dersom ein ønskjer å ha god oversikt over det som er att av verdifulle kulturmarker, særleg i vanskeleg tilgjengelege område som til dømes ein del stølsområde.

Registreringane av det biologiske mangfaldet skal følgjast opp av overvaking. Når det gjeld overvaking av biologisk mangfald er det eit stort behov for utviding av det overvakingssprosjektet av jordbrukets kulturlandskap (3Q) som blir gjennomført av NIJOS. Det er behov for ei suppleringsprosess med overvaking av særleg verdifulle kulturlandskap og av kulturlandskap i utmarka, som til dømes stølslandskap, for å få betre oversikt over dei mest trua og sårbare artane og naturtypene i jordbrukslandskapet. Dette vart understreka av eit utval som i 2002 vurderte førebels registrering og overvaking av biologisk mangfald i kulturlandskapet. Betre kartlegging og overvaking kan gje grunnlag for nødvendige og føremålstenlege skjøtselstiltak, samt for seinare revisjonar av raudlista og oversikt over trua vegetasjonstypar (Søraas et al. 2002).

2.13 Dagens situasjon

Driftsendringane i landbruket har resultert i store landskapsendringar, særleg dei siste tiåra. Av dei over 30 000 stølane som framleis var i bruk i 1939 var det som nemnt færre enn 2 000 att i år 2000. Bruken av innmarksareala har vorte intensivert både på gardane og på dei gjenverande stølane, medan utmarksbruken har vorte sterkt redusert (**tabell 2.4**). I 1974 var berre 33% av det utmarksbeitearealet som vart nytta i 1939 framleis i bruk (Moen 1998a). Dette har ført til ei einsetting av landskapet og ei sterk attgroing, ei utvikling som har vorte stadig tydelegare (Norderhaug & Ihse i trykk). I fjellet går attgroingsprosessen seinare, men også seterlandskapet gror att. Einer, dvergbjørk og vierkratt spreier seg, følgt av bjørk og furu (Olsson et al. 2000). Fjellbjørkeskogen klatrar oppover, og i visse område i Midt-Noreg har skoggrensa stige med opptil 200 m (Aas & Faarlund 1996). Klimaendringar kan forsterke denne prosessen, men det er truleg at minka beitetrykk og utmarksbruk vil ha større effektar på skoggrensa og

vegetasjonsutviklinga i desse områda enn eventuelle klimaendringar (Hofgaard 1997). Attgroinga er merkbar til og med der stølsdrifta har vore kontinuerleg. Studiar av flybilde frå stølslandskapet i Hemsedal viser til dømes at mykje av det som var open beitemark i 1964, i dag er 75-100% dekt av buskar (Norderhaug & Sickel 2002).

Tabell 2.4. Endringar i engareal (ha), fulldyrka og semi-naturleg, i Hjordal i Telemark frå 1907-1989. Storparten av det tidlegare ugjødsle semi-naturlege engarealet i innmark er i dag gjødsle og bør eigentleg ha nemninga "overflatedyrka" (frå Norderhaug 1996).

År	Åkermark		Semi-naturleg eng		
	Totalareal	Eng	Totalareal	Innmark	Utmark
1907	958	645	2 048	1 458	590
1939	969	666	703	440	263
1959	851	607	434	434	-
1989	865	658	251	251	-

Sjølv om sauebeitet er omfattande og held landskapet opent i ein del område, klarer ikkje denne beitebruken åleine å forhindre attgroinga av utmarka. Dette kjem av at den totale bruken av landskapet har vorte sterkt redusert (Bryn et al. 2001). Til dømes har utmarksslåtten opphøyr heilt. I 1907 rekna ein at 2 700 km² var slåttemark i utmark. Likeins har lauv- og "måsså"(lav)-sanking, siv(starr)-slått og den omfattande vedhogsten rundt stølane tatt slutt. Beiteutnyttinga er også endra, då den tidlegare allsidige beitebruken i stor

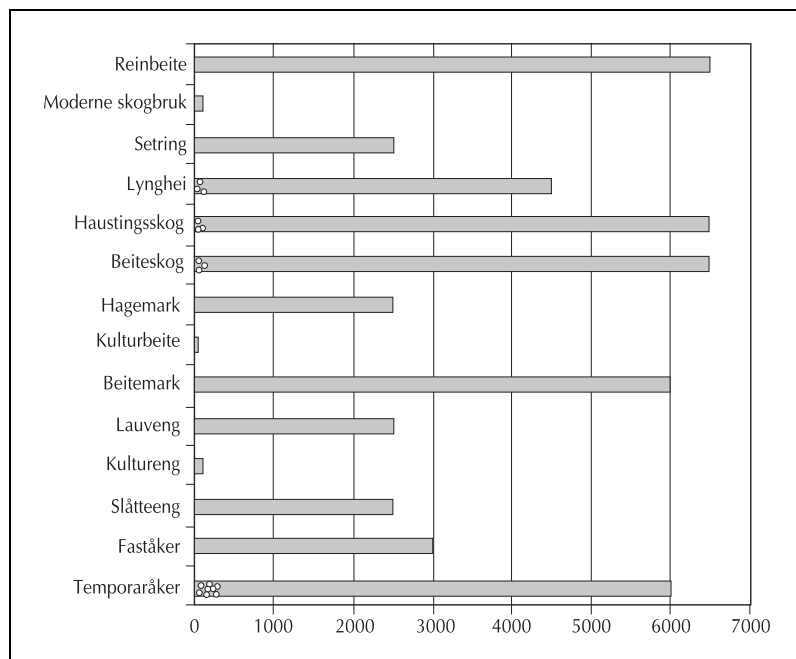
grad er erstatta av ekstensivt sauebeite. Sau har som nemnt andre beitevaner enn hest, kyr og geit. Sauen har eit vertikalt trekkmonster som følgjer utviklinga av vegetasjonsdekket. Dei brukar skogen mest tidleg i sesongen, i dårleg vær og mot slutten av beitesesongen, men beitar midt på sommaren i stor grad på snaufjellet (Nedkvitne et al. 1995). Det same viser NIJOS sine forsøk med GPS-sendarar på sau (Y. Rekdal/A. Bryn pers. medd.). I høve til tidlegare har beitepresset i fjellbjørkeskogen minka (Olsson 2002), medan beitetrykket over skoggrensa synest å ha auka i mange område. Mykje av sauebeitet skjer likevel i skogområde (Mysterud & Warren 1991). Basert på NIJOS sitt informasjonssystem for beitebruk i utmark (IBU) og N250 kartdata (frå Statens kartverk) er det rekna ut at meir enn 40% av arealet som blir beita av sau på nasjonal skala er skog (A. Bryn, pers. medd.). I ein del fylke er andelen skogbeite større, og utgjør til dømes over 90% av utmarksbeitearealet i Akershus og Vestfold. I store sauebeitetylke som Hedmark og Buskerud utgjør skogbeitet arealmessig rundt 55%. Andelen skogbeite er minst på Vestlandet (Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal).

2.14 Oppretthald av det kultur- betinga biologiske mangfaldet

Landskapet er dynamisk, og førekomst, artsinnhald, struktur og fordeling av kulturmark har veksla ikkje berre geografisk, men også med tida. Presset på naturressursane og landskapet har auka og minka med folketalet. I tillegg har utforminga av kulturlandskap og kulturpåverka habitat vorte påverka av endringar i driftsmåtar, jordbrukspolitikk, økonomi og samfunnsutvikling (Hasund 1932, Myhre et al. 2002,

Norderhaug & Austad 2000). Likevel har det vore ein stor grad av kontinuitet i reiskap og driftsformer frå eldre jernalder fram til jordbruksrevolusjonen mot slutten av 1800-talet. Alle hovudtypene av kulturmark som er kjent frå historisk tid, var etablert alt i jernalderen (Kvamme et al. 1999), sjå figur 2.6. Arealet av desse har sjølvstøtt variert gjennom hundreåra, men dei har hele tida vore ein del av landskapet. I det tverrvitskaplege Vestlandsgardsprosjektet (1995-1997) vart det også dokumentert at ein del semi-naturlege habitat har eksistert på same stad heilt frå bronsealderen fram til i dag, og at dei vart oppretthaldne også i øydegardstida på 1300-talet (Austad & Øye 2001, Norderhaug & Austad 2000). Som nemnt tidlegare er dette også dokumentert for lyngheier og stølsområde på Vestlandet. I dag er ikkje slike habitat lenger ein sjølvstøtt del av gardsdrifta.

Dersom bruken av dei semi-naturlege vegetasjonstypene opphøyrer eller blir endra, endrar også artsamansetjinga i vegetasjonstypene og innhaldet i landskapet seg (Bilek et al. 2000, Hill et al. 1992). Lokalt sjeldne artar synest generelt å vere meir avhengige av forstyrningar, og forsvinn raskare etter bruksoppheyr enn vanlege artar



Figur 2.6. Dei fleste kulturmarkene i Noreg har svært lang kontinuitet. 0 viser til notid, og ringar markerer gradvis opphøyr av bruk (jfr tabell 2.3). Frå Norderhaug et al. (1999).

(Vandvik 2002). For å oppretthalde kulturbetinga vegetasjonstypar må ein halde fram med tradisjonell drift eller ein skjøtsel som har tilnærma lik effekt på det mangfaldet ein ønskjer å oppretthalde (Bele & Olsson 1997). I denne samanhengen bør det også bli tatt omsyn til spreingstilhøva i kulturlandskapet (sjå **kapittel 3**). Poschlod & Bonn (1998) framhevar verdien husdyr og historisk bruk av landskapet har hatt for spreing av planteartar i høve til dei naturlege spreingsprosessane. I det tradisjonelle kulturlandskapet var det eit mangfald av landskapsdynamiske prosessar. Dei fleste kulturmarkene og artsrike område innan ein region var knytt saman ved ulike spreingsprosessar. Desse spreingsprosessane hadde samanheng med driftsmåtene, som til dømes såing av ureinska frø eller frø samla inn etter hø i løer, spreing av husdyrgjødsel som inneheldt eit stort tal diasporar, haustingsmetodar som førte til at frø vart liggjande att på marka, bevisst oversvømming av areal og husdyrvandringar (for eksempel ved seterdrift) over store område. På grunn av endra driftsformer har mange av desse spreingsprosessane minka sterkt eller opphøyr heilt i dagens kulturlandskap. Fleire planteartar har derfor gått tilbake eller forsvunne i kulturlandskapet i sentraleuropa. Dette gjeld mellom anna mange "ugrasartar" som rugfaks og klinte (ugrasbekjemping har også medverka til det), men også engartar som storengkall og kanskje også kam-marimjelle. Spreing av diasporar ved husdyrbeite kan framleis vere ein viktig spreingsfaktor i denne samanheng. Slike spreingsprosessar er enno viktigare i dagens fragmenterte kulturlandskap, der det er relativt store avstandar mellom minkande populasjonar av artar og minkande areal av artsrike kulturmarker (sjå også kap. 3). Dersom habitata gror att kan det vere vanskeleg å få tilbake dei ønska artane ved ei eventuell restaurering. Ofte er ein då avhengig av ein frøbank eller innsåing av ønska artar for å auke det biologiske mangfaldet (Barbaro et al. 2001, Bonn & Poschlod 1998, Krahulec et al. 2001, Pywell et al. 2002, Vinther & Hald 2000, Voigtländer et al. 2001).

Vi har framleis liten erfaring og kunnskap om kva som er optimal drift eller skjøtsel for å oppretthalde artsinnhaldet i ulike semi-naturlege vegetasjonstypar. Det er derfor eit stort behov for å utvikle nye driftsformer og skjøtelsesmetodar både med tanke på å oppretthalde variasjonen på landskapsnivå og for å ta vare på det spesifikke artsinnhaldet i særleg verdifulle habitat og trua artar (Bryn 2002, Nesheim et al. 2002, Norderhaug et al. 1999, Svalheim 2002, Tuv 2002). Kunnskap om optimalt beitetrykk i høve til høg plantediversitet i landskapet er diskutert nærare i **kapittel 3**. Som nemnt her treng eit optimalisert beitetrykk i høve til generell diversitet, ikkje vere det rette for å oppretthalde ein spesiell semi-naturleg vegetasjonstype eller spesielle artar. Her trengst det kanskje andre tiltak som hardare beitetrykk eller slått (Carlsson 2002). Populasjonsbiologiske studiar i høve til ulike driftsmåtar og auka kunnskap om tid- og romsamhengar mellom dei ulike semi-naturlege habitata i for eksempel eit tradisjonelt seterlandskap, er nødvendig for å forstå slike prosessar (Fischer et al. 1996, Moen 1990, Poschlod & Bonn 1998, Poschlod et al. 1998, Zobel 1992, 1997).

2.15 Konklusjonar

- Det som er att av trua semi-naturlege vegetasjonstypar og kulturmarksartar finst i dag stort sett i utmarka. For å ta vare på det biologiske mangfaldet som er knytt til kulturlandskap trengst derfor ei forvaltning som sikrar desse utmarkshabitata mot atting og oppdyrking eller utbygging. Gjenverande tradisjonelt drivne gardsbruk som har oppretthalde artsmangfaldet i innmarka har særleg høg bevaringsverdi fordi dei blir stadig meir sjeldne. Det same gjeld tradisjonelt drivne setrar.
- Beite med sau, hest, storfe og særleg med geit, bidrar til å halde kulturmarker i utmarka opne. På den måten kan beite bidra til å oppretthalde lyskrevjande vegetasjonstypar og artar, blant dei ei rekkje raudlisteartar og ansvarsartar.
- Husdyrbeite spelar sannsynlegvis ei viktig rolle for spreing av artar og såleis for å oppretthalde det biologiske mangfaldet i dei gjenverande trua kulturmarkene. Kunnskapen om desse prosessane er likevel mangelfull.
- Sauebeite er ikkje tilstrekkeleg for å oppretthalde det kulturbetinga biologiske mangfaldet i all utmark. For ein del kulturmarkstypar (som slåttemarkar) er sauebeite heller ikkje den optimale skjøtselen. For at særleg verdifulle område med sin karakteristiske flora skal kunne bli oppretthaldne vil det derfor vere behov for å supplere sauebeite med meir målretta skjøtsel av spesielle område. Kunnskapen om slik skjøtsel er framleis mangelfull.
- Det er behov for supplerande registrering av særleg verdifulle kulturlandskap/biologisk mangfald i seterregionen og i andre utmarksområde. For å kunne ta vare på det biologiske mangfaldet som er knytt til semi-naturlege vegetasjonstypar treng ein betre oversikt over førekomst og areal av desse habitata.
- Det er behov for utvikling av overvaking (og overvakingmetodar) av det kulturbetinga biologiske mangfaldet i utmarka. For å sikre at eventuelle forvaltningstiltak har ønska effekt og opprettheld det biologiske mangfaldet ein vil ivareta, trengst ei målretta overvaking for ulike kulturlandskapstypar.

3 Beiteøkologi: oversikt over kunnskapsstatus og -manglar

Beite er ein komplisert faktor med både direkte og indirekte effektar på vegetasjonen, noko som igjen verkar inn på andre delar av økosystemet. I dette kapitlet vil vi ta for oss beiteeffektar på vegetasjon og spesielt plantediversiteten i fjell (arktiske og alpine system) og utmark i låglandet (boreale og tempererte system). Variasjonen innan desse systema er enorm, og vi vil konsentrere oss om grasmarkshabitat (som både er generelt artsrike, og som er sterkast trua av attgroing) og karplanter. Med grasmark meiner vi i denne samanhengen all gras- og urterik vegetasjon (synonymt med engvegetasjon). Vi er først og fremst opptatt av korleis husdyr som sau og storfe påverkar plantene, men vil også trekkje inn kunnskap om effektar av andre beitedyr for å få ein betre oversikt over beite som økologisk faktor. Storparten av utmarka i Noreg blir i dag beita av både husdyr og hjortedyr, og tema som interaksjonar mellom desse beitedyra og vegetasjonseffektar av sambeite, er derfor viktig å trekkje inn i diskusjonen om beiteeffektar.

Beite påverkar klart diversiteten i vegetasjonen, men det er vanskeleg å generalisere effekten av beite (Crawley 1997a). Effekten er avhengig både av *beitedyra sin økologi* (Putman 1996), *intensiteten av beitinga* (tal dyr) og *frekvensen av beitinga* (kor ofte kvar vegetasjonsflekk blir beita) (Hobbs & Huenneke 1992). I tillegg spelar eigenskapar ved habitatet inn, slik som *produktivitet* og *klima* (Huston 1979, Proulx & Mazumder 1998, Virtanen 1998), i tillegg til den *evolusjonære historia* til regionen (Milchunas et al. 1988). I den følgjande diskusjonen om beite vil vi derfor sjå spesielt på korleis desse faktorane påverkar beiteeffektane. Samstundes varierer både biotiske og abiotiske faktorar sterkt i rom og tid, og *den romlege og temporære skalaen* er derfor avgjerande for kva effektar beite har på diversiteten. Plantediversitet er ofte målt på lokal skala (0,5 – 1 m²) og over relativt kort tid (1-5 år), og sjølv om planter står stille, har dei over generasjonar ein regional dynamikk. Fleire studiar har vist at regionale vegetasjonsmønster og miljøfaktorar verkar sterkt inn på lokale vegetasjonsmønster over tid (til dømes Huston 1999, Pärtel 2002, Ricklefs & Schluter 1993, Zobel 1997). Vidare diskuterer vi aktuelle mekanismar som kan bidra til å forklare *kvifor* vegetasjonsdiversiteten eller førekomsten (abundansen) av enkelte artar blir endra ved beite. Artar med ulik morfologi og fysiologiske tilpassingar (livshistorietrekk) responderer ulikt på beite (Bullock et al. 2001, McIntyre & Lavorel 2001), og vi diskuterer spesielt evna ulike artar har til å *motstå (resistens) eller tolerere beiting* (Augustine & McNaughton 1998) og korleis beite påverkar frøproduksjon og rekruttering (Bullock et al. 2001, Olff & Ritchie 1998) samt spreing av artar (Bakker et al. 1996, Fischer et al. 1996). Responsen er også avhengig av i kor stor grad beitedyra selekterer dei ulike artane. Samstundes gir studiar av vegetasjon og enkeltartar ofte ikkje tilstrekkeleg kunnskap om *kvifor* førekomsten av artar varierer med beiteregime og med miljøfaktorar. Ei betre forståing av

beite krev derfor ei populasjonsøkologisk tilnærming (Mulder 1999), og beiteeffektar på populasjonar blir tatt opp i eit eige avsnitt.

Den komplekse interaksjonen mellom planter og beitedyr gjer det også vanskeleg å kome utanom eit *økosystemperspektiv* for berekraftig beitebruk. Store beitedyr kan ha stor innverknad på ei rekkje viktige økosystemprosessar som *primærproduksjon og næringsomsetning*, som igjen påverkar beiteplanter og fordelinga av beitedyr (Augustine & McNaughton 1998, Danell & Bergström 2002, Frank & Groffman 1998, Frank et al. 2000, Hobbs 1996). I tillegg er desse prosessane avgjerande for *økosystemet sin funksjon*.

Sist i dette kapitlet har vi definert hovudutfordringar for eit berekraftig beitebruk i Noreg ut frå perspektivet om bevaring av plantediversitet på alle nivå; landskap, vegetasjon (habitat), art og bestand. På denne bakgrunnen diskuterer vi kunnskapsmanglar ut frå både grunnforsknings- og forvaltingsbehov.

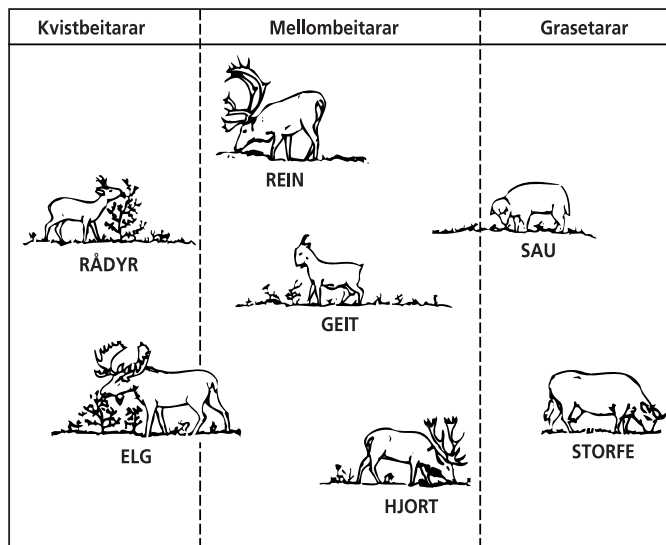
3.1 Økologien til store beitedyr

3.1.1 Fysiske og åtferdsmessige tilpassingar hos ulike beitedyr

Husdyr som storfe og sau er i dag dei einaste rettelege grasetarane av særleg omfang i norsk utmark, sjølv om meir typiske kvistbeitarar ("browsers") og mellombeitarar som geit og hjortedyr til dels også utnyttar grasmarkshabitat (**figur 3.1**). Både hjort og rådyr beitar mykje på grasmark i kulturlandskapet, særleg haust, vinter og vår (Andersen et al. 1998, Mysterud et al. 2002), medan reinen helst vel gras- og urterik vegetasjon i fjellet sommartid (Colman 2000, Skogland 1984, 1994). Husdyra har også høgare maksimumstettleik enn ville beitedyr, då husdyr i Skandinavia stort sett blir hjelpa gjennom vintersesongen med dyrka vinterfôr. Samstundes er dei ofte meir stasjonære. Sau brukar til dømes mindre leveområde enn rein, medan forskjellane er noko mindre mellom sau og skogartane elg, rådyr og hjort.

Beitedyr er selektive i val av føde, og vala blir tatt på ei rekkje nivå; først vel dei landskapstype, så visse vegetasjonstypar innan landskapet, før dei går vidare på bestemte flekkar (patch), enkelte artar og heilt ned til visse plantedelar (Senft et al. 1987). Denne ressursutnyttinga er bestemt av kvar beiteressursane finst på ein romleg og temporær skala innan landskapet (Batzli et al. 1980, Chapin III et al. 1986, Jefferies et al. 1994), og det kan vere ulike prosessar som avgjer dyra sine val på ulik romleg og temporære skala (Senft et al. 1987). Selektivitet er derfor ikkje berre avhengig av artsamansetjinga i vegetasjonen. Sau vil til dømes ofte føretrekkje snøleia på seinsommaren, fordi plantene der framleis er i ein tidleg vekstfase med høg kvalitet (lettfordøyelege og med høgt næringsinnhald) (jfr Rekdal 2001), samstundes som beite innan eit snøleie kan gje eit flekkvis beitemønster p.g.a. småskala kvalitetsvariasjonar (ulik planteutvikling (fenologi), næringsnivå, deponering av møkk og urin og anna). Generelt er mindre beitedyr meir selektive enn store dyr, og einmaga

dyr som til dømes hest, er mindre selektive enn drøvtyggjarar (Demment & van Soest 1985). Sau beitar hovudsakleg urter og gras (Nedkvitne et al. 1995), og er meir selektiv enn både ku og hest (Nedkvitne et al. 1995, sjå også avsnitt 2.7).



Figur 3.1. Ei klassifisering av europeiske drøvtyggjarar i tre typar etter såkalla morfo-fysiologisk beitetyp. Inndelinga i grasetarar, mellom- og kvistbeitarar speglar ein langvarig evolusjon som har resultert i ulike anatomiske og fysiologiske tilpassingar; hovudsakleg til ulik andel gras i dietten. Frå Mysterud & Mysterud (2000a) omteikna etter Hoffmann (1989).

Effektar av beitedyr på vegetasjonen er derfor bestemt av den miljøvariasjonen dyra er eksponert for. Beiteval hos sau ser ut til å vere påverka særleg av faktorar som bestandstettleik, vertilhøve (vegetasjonsutvikling), mengden av andre beitedyr innan området og korleis dette varierer gjennom sesongen (Armstrong et al. 1997a, 1997b). Gode estimat av beiteeffektar krev også at det blir korrigert for variasjonar i habitatskvalitet, slik at areal ueigna for beiting (impediment) ikkje blir inkludert i bruttoarealet (sjå Larsson & Rekdal 2000, Rekdal 2001 for vurdering av vegetasjonstypar og beiteverdi).

Det er vanskeleg å måle effekten av bestandstettleik eksperimentelt. Dette har derfor ofte vore målt indirekte, til dømes gjennom å sjå på endringar i biomassen av beita planter (Holechek et al. 1999). Studiar av beiteeffektar har i hovudsak vore komparative studiar av beita versus ubeita (inngjerda) studieområde, og vi har *liten kunnskap om kva tettleik av sau som er berekraftige i ulike utmarkshabitat*. Det er derfor ofte vanskeleg å vurdere den relative verdien av estimat som "høgt (overbeite)", "middels (optimalt beite)" og "lågt (attgroing)" beitetrykk, som går att i mange studiar. Eit anna spørsmål er kva kriterium som skal liggje til grunn for vurdering av beitedyrtettleik i alpine, boreale og tempererte økosystem; som til dømes dyra sin kondisjon, artsdiversitet, andelen beiteplanter, økosystemeffektar eller anna. I det følgjande legg vi vekt på beitet sin innverknad på plantediversitet og artsamansetjing, men diskuterer og effektar på enkeltartar og på populasjonsnivå.

3.1.2 Effekten av interaksjonar mellom store beitedyr

Beiting i alpine, boreale og tempererte system i Noreg inkluderer oftast fleire store beitedyr. Storfe og sau er typiske grasetarar og vil ofte utnytte samme habitat i utmarka, sjølv om sau i større grad enn storfe utnyttar alpine habitat og kyr kan gå på fuktigare mark. Geit er ein mellombeitar, og beitar på et breitt spekter av planter frå kvist og urter til gras. På ein grov skala blir husdyra sin habitatbruk styrt av menneske. I tillegg kjem dei fire hjortedyra (elg, rein, hjort og rådyr), som alle med unntak av rein har auka i tettleik og utbreiing dei siste tiåra, og som derfor deler habitat i stadig større grad. *Mange av desse nye leveområda for elg, hjort og rådyr er utmark under attgroing, der husdyrbeite og anna utmarksutnytting (vedhogst, slått med meir) har mista sin økonomiske verdi. Vi veit til no lite om kva effekt den auka diversiteten av store beitedyr har på vegetasjonsdynamikken i desse områda, og i kva grad sambeiting av til dømes typiske grasetarar og kvistbeitarar kan endre suksesjonsprosessen og såleis påverke mangfald og artsamansetjing* (Mysterud & Mysterud 1999, Olf & Ritchie 1998, Ritchie & Olf 1999, Solberg et al. 2002, Staaland et al. 1998). Det er likevel grunn til å forvente ei hemming av planter i busk- og tresjikt og med det ei redusert attgroing i skogområde som blir beita av hjortedyr. Det er meir usikkert korleis artsamansetjinga blir påverka. Beiting kan både føre til ein auke av andelen beiteresistente planter, og til forbetringseffektar (facilitation) der andelen av beiteplanter aukar (Arsenault & Owen-Smith 2002, Augustine & McNaughton 1998, Frank & Groffman 1998). Dette betyr at store beitedyr både kan verke positivt (beiteforbetring) og negativt på kvarandre (beitekonkurranse) ved sambeiting. Desse prosessene kan delvis operere på ulik tidsskala.

I ein oversynsartikkel om interaksjonar mellom store beitedyr peikar Mysterud & Mysterud (2000a) på dei viktigaste interaksjonsformene mellom beitedyra, kva mekanismar som er involvert og i kva grad interaksjonen er positiv eller negativ (**tabell 3.1**). Dei konkluderer med at det er lite sannsynleg at forstyringskonkurranse har særleg stor effekt på tilhøvet mellom hjortedyr og sau, medan utnyttingskonkurranse kan skje ved høg dyretettleik i høve til mengden utnyttbart beite, sjølv om sambeite skulle gje ei beiteforbetring. Årsaken til dette er at eventuell auka beitekvalitet ikkje kan kompensere for redusert mengde ved høg dyretettleik.

For å få utnyttingskonkurranse må det både vere 1) habitatoverlapp, 2) overlapp i beite konsumert av dei to artane innan habitata og 3) dei ressursane dei deler må vere begrensande (de Boer & Prins 1990, Tokeshi 1999). Det vanskelegaste er ofte å dokumentere eller sannsynleggjere at ressursane er begrensa. I siste instans kan ein påvise konkurranse direkte gjennom endringar i vekt, reproduksjon eller mortalitet, men det er langt vanlegare å sannsynleggjere konkurranse gjennom indirekte metodar. Det finst ein del norske studiar av habitatoverlapp og diettoverlapp mellom ulike beitedyr, men det er ikkje dokumentert at felles ressursar er begrensande for noko artspaar. Det som kompliserer vurderinga av beitebegrensing er at vinterbeita, og ikkje sommarbeita, ofte er begrensande for hjortedyr (Arsenault &

Owen-Smith 2002), samtidig som det kan vere vanskeleg å avgrense beita i to så distinkte kategoriar. Det er derfor ikkje tilstrekkeleg å vise at til dømes vekt hos elg er tettleiksavhengig, fordi begrensinga på elg kan liggje på ressursar som ikkje er delt med til dømes sau. Det er også klart at det er knytt ei rekkje svake punkt til å vurdere potensialet for konkurranse berre ut frå diettoverlappindeksar; mellom anna tar slike indeksar ikkje omsyn til kvaliteten på beite som blir delt (Mysterud & Mysterud 2000a).

Kor høg bestandstettleik av sau som må til for å få ei begrensing av sommarbeite for villrein i desse områda er ikkje kjent. Eventuelle (forseinka) effektar av sau på reinen sine vinterbeite er derfor særleg interessante. Trakk av sau kan redusere biomasse og utbreiing av lav (Seldal & Högstedt 2001). Sjølv om sau normalt ikkje beiter i denne lavdominerte vegetasjonen (Bjåen 1998), er lavdekte rabbar ofte brukt som kvileplassar. Det er lite sannsynleg at omfanget er stort samanlikna med reinen si eiga trakking, utan at dette er kvantifisert. Colman (2000) konkluderte med at ein ikkje

Tabell 3.1. Oversyn over ulike interaksjonsformer mellom store beitedyr, og mekanismar som er involvert. Påverknad: om effekten av eit beitedyr på ein annan art beitedyr er "positiv" (+) eller "negativ" (-). Effekten av dei ulike mekanismane er heilt avhengige av bestandstettleiken av sau. Beiteforbetring kan skje ved ein auke frå ingen til liten/middels sauetettleik, medan beitekonkurranse skjer ved høg tettleik av sau i høve til beitemengda. Tettleiken av sau verkar inn på predasjon og parasittisme, men effekten er også avhengig av kor viktig predasjon og parasittisme er i det aktuelle økosystemet, og kor mykje desse mekanismane blir påverka av det andre beitedyret. Referansane er til generell litteratur om dei ulike mekanismane.

Interaksjonsform	Mekanisme	Påverknad	Sentrale referansar
Utnyttings-konkurranse (om beite)	Fjerning av plantebiomasse (evt. saman med senka kvalitet)	-	Illius & Gordon et al. (1987)
Forstyrings-konkurranse (om plass)	Aggresjon Forstyring ("blir skremt"/"unngår kvarandre")	- -	Clutton-Brock et al. (1987)
Beiteforbetring	Vekststadium plante (plantekvalitet)	+	McNaughton (1976), Alpe et al. (1999)
	Auka produksjon (plantemengde)	+	McNaughton (1979), Hobbs (1996)
	Gjødsling (plantekvalitet/mengde)	+	Nolan & Connolly (1989)
	Stiar i snøen	+	Cederlund et al. (1980)
Predasjon	Fjerning av skjul	-	Loft et al. (1987)
	Numerisk respons til rovdyr	-	Bergerud & Elliot (1998)
	Funksjonell respons til rovdyr	+	Mysterud et al. (1998)
	Uttynning Oppdaging av rovdyr	+ +	de Boer & Prins (1990)
Parasittar	Spreiing gjennom ekskrement	-	Hutchings et al. (1998, 1999)

Sau – rein

Mysterud (2000) fann at sau og rein på sommarbeite hadde eit diettoverlapp på 50%, og vi veit at dei brukar same habitat i mange fjellområde. Utnyttingskonkurranse vil derfor skje når sommarbeitet blir begrensande ved høg tettleik av begge artar. Villreinen opererer på ein større romleg skala enn sau, og (for) mykje sau i eit område kan føre til at villreinen vel andre beiteområde utan at dette resulterer i konkurranse (Mysterud & Mysterud 2000a). Villreinen sitt leveområde i Sør-Noreg er delt opp i 24 forvaltingsområde. Denne fragmenteringa har ført til at villreinen i enkelte område har mykje vinterbeite, men dårlege sommarbeite og omvendt (Skogland 1994). Dei høgaste konsentrasjonane av sau finn vi sannsynlegvis i Setesdals-Vesthei og på Hardangervidda. I begge desse områda er villreinforvaltninga basert på vinterbeite (dvs. sommarbeite blir ikkje rekna som begrensande), og for Hardangervidda sin del gjeld det i hovudsak lavressursane.

kunne påvise konkurranseeffektar mellom rein og sau i Setesdalsheiane (sjølv om sau og rein til dels uroar kvarandre), og foreslår at interaksjonen heller er positiv (facilitation), utan at dette er dokumentert.

Hjort – sau

Diettoverlappet mellom hjort og sau er rundt 60% gjennom sommarhalvåret (Mysterud 2000). Studiar i Skottland har påvist konkurranse mellom sau og hjort (Clutton-Brock & Albon 1989). Ved høg nok tettleik vil det kunne bli konkurranse mellom sau og hjort også i Noreg. Mysterud et al. (2002) fann ingen effekt av sauetettleik på hjorten sin kondisjon på stor skala (kommunenivå). Ein årsak kan vere at bruken av utmark til dyrking av vinterfôr for sau (engareal) er positiv for haust-, vinter- og vårbeite for hjorten (Mysterud et al. 2002). På lokal skala er det likevel sannsynleg at hjorten unngår område med høg tettleik av sau, utan at dette er

dokumentert gjennom undersøkingar (A. Mysterud, pers. medd.).

Sau – rådyr

Ressursoverlapp mellom rådyr og sau er ikkje eksplisitt studert, men forventa overlapp basert på data om bruk av planter frå ulike område er rundt 13%. Dette er lågt samanlikna med forholdet sau–rein og sau–hjort. Det er likevel sannsynleg at rådyr vil unngå lokale område med mykje sau (Henry 1981), utan at dette nødvendigvis gir færre rådyr eller dyr i dårlegare kondisjon innafor eit større område (Mysterud & Mysterud 1999). Det kan likevel bli konkurranse trass i lite beiteoverlapp, mellom anna fordi begge selekterer eit utval av beiteplanter av høg kvalitet. I ein del område blir rådyr og sau skilde på ein større skala, og det er mindre sannsynleg at det oppstår konkurranse (Mysterud et al. 1999).

Elg – sau

Elgen har også eit lågt forventa ressursoverlapp med sau sommarstid (rundt 20%), men vi manglar i dag data på dette frå beiting i same område (Mysterud 2000). Den einaste studien er frå Ringsaker der konkurranse med sau vart nemnt som éin av tre mulege forklaringar på låg vekt på elg i området (Gotehus 1999). I dette området beita sau og elg i skilde område (basert på registreringar av møkk), utan at ein veit om årsaka er ulike habitatkrav eller utestenging på grunn av konkurranse.

Tilgjengelege data viser altså eit betydelig ressursoverlapp mellom sau og rein og sau og hjort, men til no har vi inga sikker stadfesting av konkurranse mellom desse beitedyra. Sommararbeite for rein og hjort er viktig for dyra sin kondisjon, og ved stor nok tettleik av sau kan hjortedyra få redusert kondisjon, som igjen er avgjerande for reproduksjonen (til dømes Putman 1996). Utfordringa er igjen å skaffe kunnskap om kva tettleik som gir slike konkurranseeffektar i ulike habitat. Samstundes skal ein heller ikkje sjå vekk frå at beite av sau sommarstid kan ha positive effektar på beitegrunnlaget for hjortevilt andre periodar av året. Ofte er vinterbeite ein kritisk faktor for hjortevilt, og Alpe et al. (1999) fann at moderat sommararbeite av sau tidleg på sommaren auka kvaliteten på lyng og kvist utover hausten og vinteren samanlikna med ubeita kontrollar. Generelt har det likevel vore vanskeleg å påvise at slike forbetringar av beitekvalitet faktisk gir ein positiv effekt på hjortedyra sin demografi (Arsenault & Owen-Smith 2002).

Overføring av sjukdom og parasittar mellom store beitedyr er også eit potensielt problem ved sambeiting. I følgje Mysterud & Mysterud (2000a) er det lite som tyder på stor smittefare av sjukdommar eller parasittar mellom sau og rein, men dette er lite studert. Det er nyleg gjennomført ein serie forsøk som viser at sau unngår å beite nære eigen møkk (Hutchings et al. 2001, 2002a, 2000, 1998, 1999, 2002b), og ein skal ikkje sjå vekk frå at også rein kan sky møkk frå sau. Dette kan i så fall gje konkurranse tidlegare enn forventa ut frå rein begrensing i beitemengde.

3.2 Effektar av beite på plantediversitet

I dette kapittelet tar vi for oss studiar av beiteeffektar på vegetasjon både i fjell og lågland. Attgroing er ein viktig effekt av redusert beitebruk, og vi vil derfor diskutere dette spesielt. Vi ser vidare på korleis følgjande faktorar bestemmer korleis beiting påverkar plantediversiteten: evolusjonær historie, forstyrring, produktivitet, baseinnhald i jord og romleg og temporær skala.

3.2.1 Alpine (og arktiske) habitat

Diversiteten i alpine og arktiske plantesamfunn i Noreg varierer sterkt med breiddegrad (Grytnes et al. 1999), og miljøfaktorar som topografi, klima og geologi forklarar 80% av variasjonen i plantediversitet i norske fjellområde (Birks 1996). Høg artsdiversitet er positivt korrelert med baserik grunn (Austrheim et al. 1999, Moe 1995, Sætersdal & Birks 1997), og biodiversitetskjeerneområde ("hotspots") er funne i baserike område med smale utslagsvidder (amplitudar) for januar- og junitemperaturar (Birks 1996, Sætersdal & Birks 1997). Nyare studiar viser at ein positiv korrelasjon mellom pH i jord og plantediversitet er eit generelt mønster i Skandinaviske studiar uavhengig av habitat (Pärtel 2002). Det evolusjonære utgangspunktet for at det finst kalkindikatorar blant plantene kan kome av at den globale fordelinga av kjerneområde for plantediversitet samvarierer med førekomsten av kalkrike regionar.

Beite er også rekna for å ha ein sterk effekt på mangfald og artsamansetjing i fjellområda, i tillegg til dei nemnte miljøfaktorane. Det er likevel få studiar av beiteeffektar i fjellområda i Skandinavia. Dei fleste er gjort på tundra i nordlege delar av Noreg og Finland, og spenner frå studiar av reinvinterbeite på open hei/vidde til effektar av smågnagarbeite i lesider og snøleie (**tabell 3.2**). Lesidevegetasjonen har generelt eit høgare artstal samanlikna med både rabbe- og snøleievegetasjon, og i produktive lesider er det forventa at lystilgang er ein begrensande faktor. Beite vil kunne gje auka lokal diversitet ved å fjerne biomasse frå store dominerande artar, og dermed gje rom for små og lite konkurransekraftige artar (som normalt taper kampen om lys og blir skugga ut) (sjå til dømes Olofsson et al. 2002). Det er likevel få studiar som viser slike effektar, og effekten av beitetrykk på diversitet er sjeldan eksplisitt studert. Gjennom ein åtteårig studie av smågnagarbeite i produktive lesider med høge urter i Finnmark fann (Moen & Oksanen 1998) liten forskjell mellom beita ruter og ubeita kontrollar, fordi det naturlege beitetrykket av smågnagarar var lågt i dei mest produktive områda, trass i at migrerende reinsdyr beita hardt i lesidene i periodar under trekket.

Sjølv om det ikkje er openbare konkurranseeffektar i meir lågproduktive miljø som snøleie og rabbar, viste Virtanen et al. (1997a) at låge karplanter mangla mest totalt i ubeita kontrollar i snøleie. Beite av lemmen auka også diversiteten av både karplanter, mosar og lav samanlikna med dei ubeita

kontrollane (Virtanen et al. 1997a). Studiar frå heilandskap dominert av røsslyng og reinlavartar i nordvest-Finland viste høgast diversitet ved moderat reinbeite (skogsrein), medan diversiteten gjekk ned ved sterkt beitetrykk eller dersom beite opphøyrd (Helle & Aspi 1983). Reinlavartar gjekk generelt tilbake, medan førekomsten av småvokste mosar og pigglav auka med hardt beite. Tilsvarande reduksjon av lav (spesielt kvitkrull) vart registrert ved reinbeite på fattige furuheier i nordaust-Finland, medan lys og grå reinlav og ein del mosar gjekk fram ved beite (Våre et al. 1996).

Effektar av saubeite i fjellet er lite studert. Wielgolaski (1975)

som bruken minkar eller opphøyrrer (**tabell 3.3**). Samstundes er effekten av bruk påverka av variasjonen i dei naturlege miljøfaktorane. Høg artsdiversitet samvarierer med høg pH i jorda, som i alpine habitat. Vidare er diversiteten liten ved svært låg produktivitet, medan gjødslingseffektar (som gir høg produktivitet) på den andre sida har sterk negativ innverknad på plantediversiteten i grasmark (Losvik 1988, 1993b, Norderhaug 1996). Mange av engartane er elles knytt til varmekjære habitat (høg gjennomsnittstemperatur for sommarmånadene) som derfor ofte har høg lokal diversitet. Likevel har truleg subalpine grasmarker den høgste diversiteten lokalt, med ei blanding av engartar frå låglandet

Tabell 3.2 Alpine system: Artsamansetjing på beita og ubeita vegetasjonstypar i alpine og arktiske system av ulik produktivitet. Oversikt over sentrale studiar på dette er gitt i eiga kolonne.

	Dominerande artar utan beiting	Dominerande artar med beiting	Referansar
<i>Høg produktivitet</i> Gras og urterike lesider	Høge gras/starr, høge urter, lyng og buskvegetasjon (einer, vier)	Låge/krypande graminider og urter	– Bjor & Graffer (1963) - S Noreg – Wielgolaski (1975) - Hardangervidda, S Noreg – Helle & Aspi (1983) - NV Finsk Lappland
<i>Middels produktivitet</i> Moderate snøleie Moderat eksponerte rabbar	Høge gras/starr, høge urter og lyng	Låge/krypande graminider og urter	– J. Moen et al. (1993) - Finnmark – Virtanen et al. (1997a) - NV Finsk Lappland – Moen & Oksanen (1998) - Finnmark
<i>Låg produktivitet</i> Ekstreme snøleie Ekstreme rabbar	Låge graminider og urter, mosar og lav. Krypande vedvokstrar (musøyre)	Låge graminider, resistente mosar og lav	– Virtanen (1998) - NV Finsk Lappland

fann at saubeite reduserte dekninga av vedvokstrar (vier og bærlyng) samt mosar og lav, medan dekninga av graminider (gras, storr og siv) auka ved ekstremt høgt beitetrykk.

3.2.2 Boreale og tempererte habitat: beiting i låglandet og problem med attgroing

Boreale og tempererte system er svært samansette (heterogene), med store variasjonar i miljø og vegetasjon (Moen 1998b). Delar av denne variasjonen kjem av at dei lågareliggjande habitatata i Noreg har hatt ein variert bruk gjennom historia (**kapittel 2**). Storparten av landet har vore påverka av menneskeleg bruk i større eller mindre grad (sjå **kapittel 2**, samt (Berglund 1991, Birks et al. 1988), og det "naturlege" landskapet framstår meir og meir tydeleg som ein relikv av tidlegare bruk (Fægri 1988). Beite er berre ein av fleire viktige økologiske prosessar i dette landskapet, som i økologiske termar truleg best kan skildrast som ein mosaikk av ulike suksesjonsstadium. Dette inkluderer også dei meir eller mindre opne gras- og urtedominerte beite- og slåttemarkene som vi vil fokusere på i denne utgreiinga. *Desse grasmarkshabitata er det vi kan kalle semi-naturlege i Noreg, og vil gradvis gro att med ulike busk- og treartar etter*

og typiske fjellartar (Austrheim et al. 1999, Bryn 2000, Vandvik 2002, Øien 2002).

Det finst ei rekkje studiar av suksesjonseffektar på ulike kulturmarkshabitat i Noreg (Austad 1998, Losvik 1988, 1993b, Norderhaug 1996, Olsson et al. 2000, Samuelsen et al. 1998). *Generelt er suksesjonseffekten på plantediversiteten prediktable. Attgroing fører til ein reduksjon av diversiteten når artsrike grasmarker dominert av urter og gras gradvis blir erstatta med meir konkurransesterke generalister samt skogartar.* Tempoet på attgroinga varierer hovudsakleg med beitetrykket, naturmiljøet og den historiske bruken av landskapet. Sjølv om talet på sau har auka gjennom 1900-talet, har det totale beitetrykket gått ned, og tal føreiningar henta frå utmark er redusert frå 740 mill. i 1939 til 302 mill. i 1996 (Skurdal 1997). Denne reduksjonen er eit resultat av driftsendringar i husdyrbruket; til dømes auka bruk av tilleggsfôr, kortare utmarksbeitesesong, innføring av nye husdyrrasar med større krav til fôrqualität og anna. I tillegg er det meir eller mindre slutt på tradisjonen med hausting av vinterfôr i utmark. Attgroinga varierer og med produktivitet, bestemt av miljøfaktorar som klima (nedbør og temperatur), jordsmonn samt ulike forstyrningar systemet måtte vere utsett

for (hogst, beite, brenning, trakk og anna). Attgroinga går raskast i produktive habitat med høg temperatur og tilstrekkeleg nedbør, noko som gir rask vekst dersom landskapet ikkje blir brukt (sjå til dømes Sickel 1997). I dette reknestykket er det også viktig å ta med effekten av auka bestandar av dei store hjortedyra, rein, hjort, rådyr og elg, som i stor grad tar i bruk slike attgroingshabitat (Myrseter et al. 2002, Solberg et al. 2002). Gjennom sommaren selekterer til dømes elg store konkurransekraftige urter som skogstorkenebb, geitrams, mjødukt og engsyre m.m. (Sæther et al. 1992), som igjen vil kunne fremje mindre konkurransekraftige artar og bidra til auka plantediversitet. I

levedyktige populasjonar for mange av desse artane kan vere låg, sidan tilgangen på frø og andelen sikre lokalitetar for rekruttering generelt er svært begrensa (Eriksson & Kiviniemi 1999). Sjølv om arealet av velhevdde grasmarker med høg diversitet er i sterk tilbakegang i Noreg, er det likevel grunn til å tru at vi har fleire kjerneområde for diversitet enn mange andre land i Vest-Europa sidan vi framleis har beitebruk i utmark. Restaureringsøkologi er i dag eit viktig forskingsfelt, og i land som Nederland har det vist seg å vere svært vanskeleg å gjenopprette diversiteten i grasmark og heilandskap som anten er grodd att eller gjødsla og oppdyrka (Bakker & Berendse 1999). Fleire studiar har også vist at beite

Tabell 3.3. Boreale og tempererte system: Artsamansetjing på beita og ubeita vegetasjonstypar i boreale og tempererte system av ulik produktivitet. Oversikt over sentrale studiar på dette er gitt i eiga kolonne.

	Dominerande artar utan beiting (og anna ressursutnytting)	Dominerande artar med beiting	Referansar
<i>Høg produktivitet</i> Habitat med gunstige vilkår for biomasseprod. (temp., fuktigheit, næring)	Konkurransesterke gras og urter (generalistar og skogartar). Ulike buskar og tre	Låge/krypande graminider og urter saman med større artar som blir halde nede ved beiting	– Austad (1998) – Losvik (1988, 1993a) – Norderhaug (1996) – Samuelsen et al. (1998) – Olsson et al. (2000) – Framstad & Lid (1998)
<i>Middels produktivitet</i>	Konkurransesterke gras og urter (generalistar og skogartar). Ulike buskar og tre	Låge/krypande graminider og urter	
<i>Låg produktivitet</i> Habitat med kort vekstsesong, tørke og næringsstress	Gras(urt)- og lyngrik vegetasjon. Liten grad av attgroing	Låge graminider, resistente mosar og lav	

ein oversiktsartikkel fann Davidson (1993) at små og store ville beitedyr både kunne framskunde (beite primært på tidlege suksesjonsartar) og forseinke suksesjonen (beite primært på seine suksesjonsartar).

Bruken av utmarka har gått mest tilbake i marginale område som generelt er lågproduktive, og det er derfor ei vesentleg attgroing både i kystnære strom der mellom anna lyngheiene gror att (Fremstad et al. 1991, Hatten et al. 1995, Kaland & Vandvik 1998, Aarrestad & Vandvik 2000), og i dei fjellnære områda som har vore utnytta gjennom seterbruk (Austrheim 1998, Bele 1993, Norderhaug & Sickel 2002, Olsson et al. 2000, Vandvik 2002). Tregrensa i fjellnære seterlandskap har også vore halde nede gjennom beite, slått og hogst, og ein viktig del av attgroinga er derfor heving av skoggrensa (Emanuelsson 1987, Hofgaard 1997, Oksanen et al. 1995, Aas & Faarlund 1996). Attgroing i desse områda gir mindre og meir isolerte leveområde (fragmentering) for grasmarkartar (Norderhaug et al. 2000, Olsson et al. 2000), og skaper endra vilkår for regenerering av engartar tilpassa lysopne miljø (Austrheim & Eriksson 2003, Vandvik 2002). Mange av grasmarksartane er openbart naturleg sjeldne; dvs. at det at dei er sjeldne ikkje er relatert til forstyrringar i systemet (Austrheim & Eriksson 2003). Terskelverdien for bevaring av

ikkje har redusert tilgangen på næring, noko som er nødvendig for å gjenopprette næringsfattige og artsrike system (Dormaar & Willms 1998). I enkelte tilfelle har beiting også ført til ein auke av næringsnivået i grasmarker (van der Waal et al. 2003).

Kunnskap om effekt av beite i desse boreale og tempererte systema er altså hovudsakleg knytt til kva som skjer når beite opphøyrer. På same måte som i alpine system er det ein mangel på eksperimentelle langtidsstudiar som ser på effektar av beiteintensitet, dyreslag m.m. (men sjå Bøe et al. 2001, Solheim et al. 2000, Staaland et al. 1998), noko som er føresetnaden for kunnskap om berekraftig forvaltning av biologisk mangfald i desse habitat. Eit viktig unntak er studiane av sauebeite i skog til Bjør og Graffer (1963). Dei fann den høgaste plantediversiteten (berre karplanter) ved moderat sauebeite i barskog i Sør-Noreg, medan beite reduserte diversiteten i eit næringsfattig lav- og lyngheihabitat. Generelt gir moderat husdyrbeite høgare diversitet samanlikna med attgroing i produktive tempererte system (sjå oversyn i Olf & Ritchie 1998). Tempererte og boreale grasmarker tåler truleg eit sterkare beitetrykk enn alpine grasmarker fordi produksjonen er høgare (lengre vekstsesong), men vi veit lite om kva beitemodellar som er optimale for å oppnå høg

diversitet. Fleire langtidsstudiar (frå 8 – 12 år) i Storbritannia har eksperimentert med betydninga av sesong (vår-, sommar- Også her er beiteintensitet og -frekvens avgjerande, og som nemnt har vi liten kunnskap om kva tettleik av beitedyr og og haustbeite), ulike dyreslag (hovudsak sau og storfe) i grasmarkshabitat med ulik fuktigheit, pH og produktivitet (sjå samandrag i Bullock & Marriott 2000). Resultata frå desse studiane viser ingen eintydig effekt av ulike behandlingstypar på diversitet (sjå oppsummering av Bullock et al. 2001). Eit generelt resultat er at mange grasmarkartar brukar lang tid på å kolonisere nye habitat, samstundes som gamle grasmarker gjennom lang tids bruk (lang kontinuitet) har utvikla høg artsdiversitet (alderen på grasmarkene er ofte positivt korrelert med diversitet).

3.2.3 Evolusjonære historie og effektar av beite på diversitet

Den evolusjonære historia til habitata er ein avgjerande faktor for å kunne vurdere kva effektar beite har på plantediversiteten innan eit område (Milchunas et al. 1988). I denne utgreiinga har vi diskutert kva det vil seie at ein stor andel av plantene i norsk flora er knytt til baserike område. Samstundes vil system med beitepåverknad i eit evolusjonært perspektiv (dvs. system der planter og beitedyr har utvikla seg saman) ha ei samling av artar tilpassa beite. Vi argumenterer i denne utgreiinga for at beite har vore ein viktig prosess både i alpine og tempererte system sidan isen forsvann for 12-10 000 år sidan (jfr Austrheim & Eriksson 2001). Det er derfor rimeleg å tru at planter i desse systema er tilpassa beite (Milchunas et al. 1988). Enkelte plantegrupper som til dømes gras, har ein lang evolusjonær historie saman med beitedyr, og desse artane har tilpassa seg kvarandre gjennom samevolusjon (McNaughton 1984). Unntak er tilfelle der planter er blitt verna mot beiting. Dette kan gjelde både større isolerte areal - innan norsk territorium gjeld dette til dømes Bjørnøya (sjå Virtanen et al. 1997b) - eller mindre refugiar (klipper, bratte skrentar og anna) der beitedyr ikkje har kome til (sjå Milchunas & Noy-Meir (2002) for ei oppsummering av beiterefugar og andre eksterne faktorar som bidrar til vern mot beiting). Ein føresetnad for bevaring av høg plantediversitet er derfor at beitet held fram (**figur 3.2a**).

Landbruket har sett eit sterkt preg på vegetasjonen frå den neolittiske perioden for om lag 6 000 år sidan, men det er framleis ulike oppfatningar om korleis landskapet såg ut ved starten på landbruksutviklinga. Den vanlege oppfatninga er at rydding og brenning foregjekk i eit skogkledd landskap, i det minste i den sørlege delen av Skandinavia (jfr pollenstudiar av Linblad 1999, Odgaard & Rasmussen 2000), men det er også funne indikasjonar på opne landskap i Danmark (Odgaard 1994) og kalkgrasmark i England (Bush & Flenley 1987, Waller & Hamilton 2000) gjennom heile holocene (10-5 000 år sidan). Pollenprøver er i liten grad i stand til å vise førekomsten av grasmarkshabitat i eit skoglandskap (Vera 2000), og Vera (2000) argumenterer for at den naturlege vegetasjonen før landbruksutviklinga starta var eit mosaikklandskap med skog, buskvegetasjon og grasmark halde vedlike gjennom beite av ville beitedyr (urokse,

europesk bison og andre). Zimov et al. (1995) argumenterer også for at store beitedyr (til dømes mammut) var viktige for bevaring av grasmarkvegetasjon gjennom heile pleistocene. Grasmarkartar var derfor sannsynlegvis ein viktig del av plantediversiteten ved kanten av isen då nedsmeltinga starta for om lag 18 000 år sidan i sentraleuropa. Dersom grasmarkene var ein viktig del av landskapet gjennom pleistocene slik mellom anna Vera (2000) argumenterer for, innebar utviklinga av landbruket og vidare ekspansjon berre ei utviding av potensielle habitat for artar knytt det opne landskapet (jfr Bruun et al. 2001, Eriksson et al. 2002). Av dei om lag 1800 karplantene i norsk flora finst om lag 7-600 artar (> 30%) i grasmarkshabitat av ulik karakter, medan rundt 350 artar er rekna å ha eit tyngdepunkt i denne vegetasjonen (Kielland-Lund 1992).

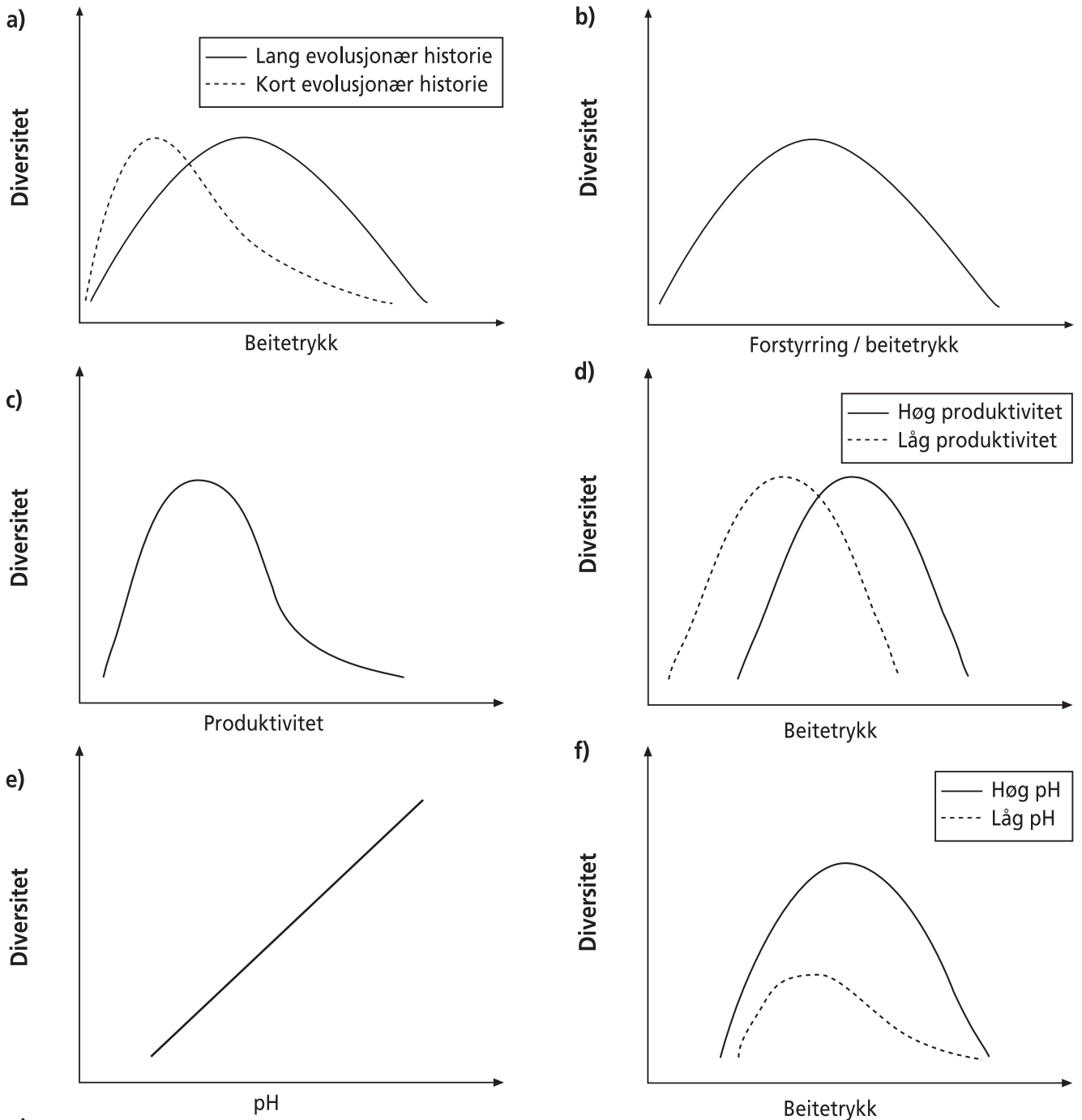
3.2.4 Forstyrning og diversitet

Forstyrning av eit system inneber ei endring av miljøfaktorar som systemet har tilpassa seg i eit evolusjonært perspektiv. *Dersom beite har vore ein sentral prosess i både alpine og tempererte habitat i Noreg (som vi argumenterer for), vil opphøyr eller reduksjon av beite innebære ei forstyrning for systemet (jfr Hobbs & Huenneke 1992, Milchunas et al. 1988). På liten skala derimot (dvs. for dei planteindividua som blir beita) vil fjerning av biomasse, trakk og anna alltid innebære ei forstyrning som plantene i ulik grad er i stand til å kompensere for.* I følgje teorien (Connell 1978, Grime 1973, Huston 1979) er middels forstyrning optimalt for artsdiversiteten (**figur 3.2b**).

3.2.5 Produktivitet og diversitet

Effekten av produktivitet på lokal artsdiversitet samsvarer truleg med effekten av forstyrning; dvs. høgast diversitet ved middels produktivitet (Tilman & Pacala 1993). Mange studiar viser likevel ei fordeling med høgast diversitet i den nedre delen av produktivitetsgradienten ("hump-shaped" **figur 3.2c**) (for produktivitet/diversitetsrelasjonar i urterike samfunn, sjå diskusjon i Grace (1999)). Moderat beite aukar derfor truleg diversiteten spesielt i produktive habitat, ved at beite fjerner biomasse og såleis reduserer effekten av konkurranse (Huston 1979, 1994, Proulx & Mazumder 1998) (**figur 3.2d**).

Ein sentral faktor i vurdering av beiteeffektar er kvantifisering av produktivitetsvariasjon. Produktivitet er ein kompleks faktor, då biomasseproduksjon er begrensa av tørke, lengde på vekstsesongen, næring i substratet og anna. I Noreg er lågproduktive område avgrensa til nedbørsfattige og kontinentale strok som til dømes Nord-Gudbrandsdal, arktiske og alpine område med kort vekstsesong eller svært næringsfattige område. Produktivitet er altså sterkt korrelert med viktige klimatiske variablar som temperatur og nedbør, samt topografiske variablar som eksposisjon og haldningsgrad. Sjølv om produktiviteten generelt er lågare i arktisk/alpine samanlikna med boreale/tempererte område, vil til dømes lesider med gunstige miljøtilhøve kunne vere ekstremt produktive gjennom den korte vekstsesongen (Körner 1999). Såleis kan beite auke diversiteten både i lesider, snøleie og



Figur 3.2. (a-g). Diversitet, miljøvariasjon og beite. a) Tilhøvet mellom beitetrykk og diversitet i system med kort og lang evolusjonær historie for beite (jfr Milchunas et al. 1988). b) Tilhøvet mellom forstyrning og diversitet (jfr Grime 1973 m.fl.). c) Tilhøvet mellom produktivitet og diversitet. d) Tilhøvet mellom beitetrykk og diversitet ved høg og låg produktivitet. e) Tilhøvet mellom pH og diversitet. f) Tilhøvet mellom beitetrykk og diversitet i system med låg pH. g) Tilhøvet mellom beitetrykk og diversitet i system med høg pH.

rabbevegetasjon i nord-områda, i habitat som truleg har den lågaste produktiviteten i Skandinavia målt i tal vekstdøgn. Også her er beiteintensitet og -frekvens avgjerande, og som nemnt har vi liten kunnskap om kva tettleik av beitedyr og beiteperiode som vil gje størst diversitet ved ulike produktivetsnivå.

Paradoksalt nok har fleire grasmarker i dag låg plantediversitet på grunn av for høg produktivitet. Rett nok er dette helst eit problem på innmark der vegetasjonen ofte er tilført ekstra nitrogen, fosfor og kalium ved gjødsling (til dømes i intensive beiteområde), slik at berre dei mest konkurransesterke artane overlever uavhengig av beitetrykk (Losvik 1993b, Norderhaug 1996). Beiting kan forsterke desse prosessane (van der Waal et al. 2003).

3.2.6 Beite i baserike versus basefattige område

Ein annan sentral miljøfaktor som betyr mykje for plantediversiteten er pH, og diversiteten aukar sterkt med auka pH-verdi (**figur 3.2e**). Meir enn ein tredjedel av Noreg har baserik berggrunn (Moen 1998b), og i tillegg er nærliggjande areal ofte påverka gjennom baserike lausmassar og høg pH i avrenningsvatn.. Stor artsriktom i område med høg pH (Gjærevoll 1990) samvarierer som nemnt i stor grad med den store gruppa artar som har evolusjonært opphav i område med høg pH (Pärtel 2002). Høg pH treng derfor ikkje vere korrelert med biomasseproduksjon, som i første rekkje varierer med andre miljøfaktorar som temperatur, nedbør og næringstilgang. Baserike alpine område som er nordvendte eller utsette for tørkestress, har såleis låg produktivitet. Dette gjer truleg at desse habitata er kjenslege for beiting sjølv om tilgangen på næring aukar med pH-nivået i jorda. Samstundes er ein viktig prosess som rekruttering positivt korrelert med pH (Roem et al. 2002), noko som igjen kan auke beitetoleransen i systemet. Det er derfor rimeleg å tru at det optimale beitetrykket (målt i høve til diversitet) i baserike område vil vere noko høgare enn i tilsvarande basefattige område (**figur 3.2f**), men kunnskapen om effekten av beite i baserike kontra basefattige område er begrensa (Austrheim et al. under utarb)

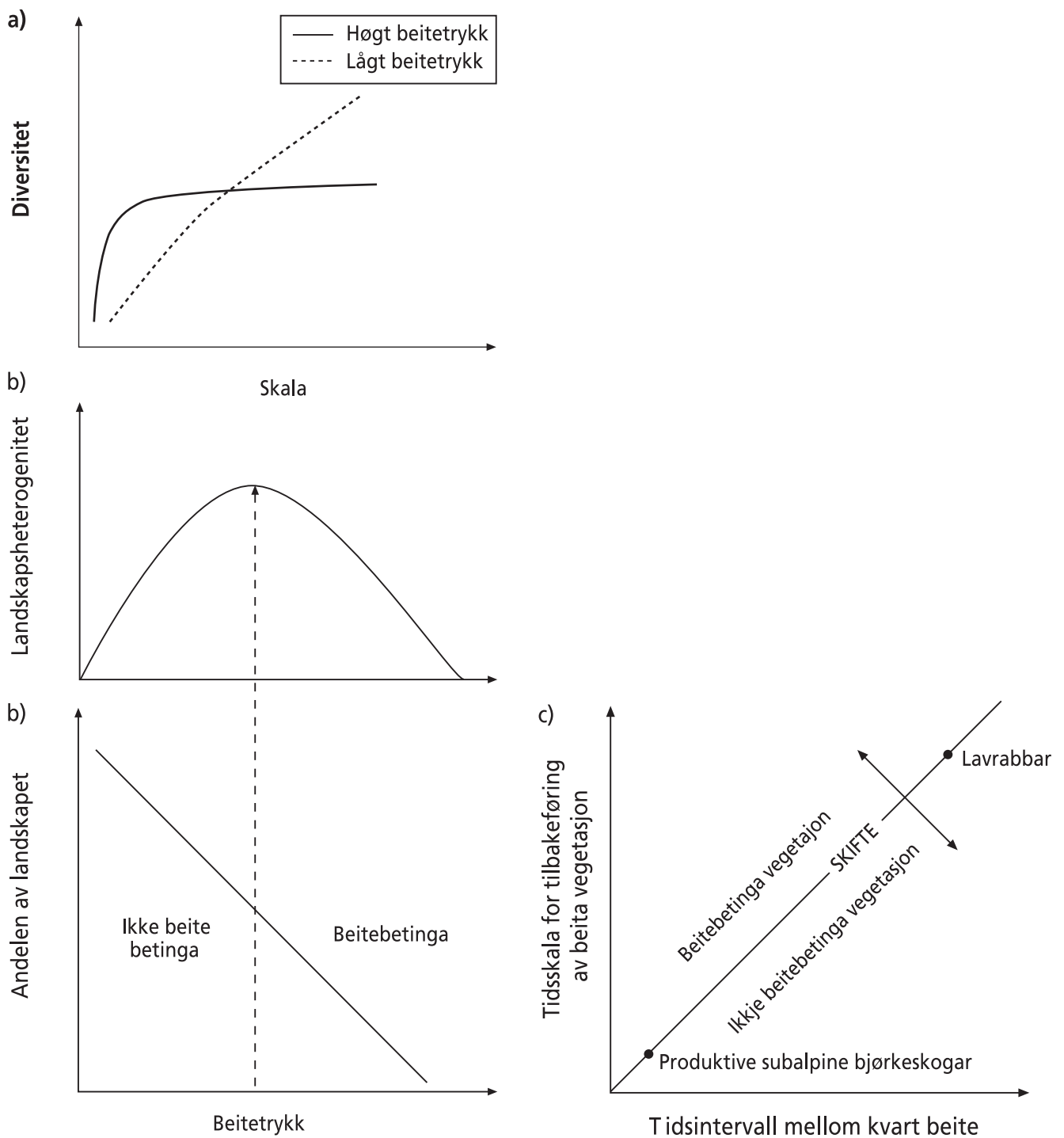
3.2.7 Val av skala: beiteeffektar i rom og tid

*Effektar av beite på vegetasjonen er i hovudsak studert på lokal skala (ofte 1 m² eller 0,5 m²), medan beiting er ein regional prosess som kan strekkje seg over fleire kvadratkilometer også når det gjeld sau. Vi veit derfor lite om kva effektar beite har på den regionale fordelinga av planter, som er avgjerande for bevaring av berekraftige populasjonar over tid. Ulike modellar for beiteeffektar på landskapskala viser relativt stort samsvar (Austrheim & Eriksson 2001, Jefferies et al. 1994, Olf & Ritchie 1998). Eit høgt beitetrykk innan eit landskap vil ikkje berre auke beitefrekvensen og intensiteten på lokal skala, men vil også påverke eit auka antal vegetasjonsflekkar (lokale areal). På denne måten kan beitedyr homogenisere vegetasjonen, og redusere diversiteten på større skala sjølv om den lokale diversiteten er høg (Chaneton & Facelli 1991, Olf & Ritchie 1998) (**figur 3.3a**). Beiting opp til eit bestemt men ikkje kjent beitetrykk, vil derfor*

truleg auke heterogeniteten i landskapet og med det den regionale diversiteten, då beita flekkar representerer eit anna suksesjonsstadium enn ubeita flekkar (**figur 3.3b**). Dersom beitetrykket blir (for) høgt, blir landskapet truleg meir homogent som følgje av seleksjon for resistente og tolerante artar (Augustine & McNaughton 1998). Ei eventuell homogenisering av vegetasjonen som ein effekt av beite, er også avhengig av den regionale miljøvariasjonen (temperatur, pH, nedbør og anna). Stohlgren et al. (1999) fann at jordsmonn, klima og forstyrningar hadde større effekt enn beite på vegetasjonen i Nord-Amerika.

Ei optimalisering av beitetrykket for å oppnå høg regional diversitet føreset kunnskap om tidsskalaen for lokale skift i artsamansetjing (resiliens jfr Pimm 1984) som følgje av beiting (Austrheim & Eriksson 2001). Dersom det tar lang tid å gjenopprette vegetasjonen slik han var før beiteforstyringa, må det gå lang tid mellom kvar gong den aktuelle flekken kan bli beita for å oppnå stor heterogenitet i landskapet (likevekt mellom beitebetinga vegetasjon og vegetasjon som ikkje er avhengig av beite) (**figur 3.3c**). Eit døme på habitat med lang resiliens er lavrabbar som vist i **figur 3.3c**. Revegetering av lav kan ta ekstremt lang tid, og eksponerte lavrabbar treng om lag 30 år for å oppnå utgangsbio Massen etter reinbeiting (Helle & Aspi 1983). Ei rask tilbakeføring (høg resiliens jfr Pimm 1984) av plantesamfunnet etter beite vil derimot krevje kortare intervall mellom kvar gong kvar enkelt flekk blir beita for å unngå at landskapet blir homogenisert; dvs. dominert av planter som ikkje er avhengig av beite. Høgt beitetrykk og/eller korte intervall mellom kvar beiting er mest sannsynleg nødvendig for bevaring av høg regional diversitet til dømes i produktive subalpine bjørkeskogar, som vist i **figur 3.3c**. Kunnskapen om tidsskalaen for slike skift i artsamansetjing etter beite er likevel begrensa.

Generelt er beitetrykket (intervalla mellom kvart beite) i Noreg i dag for lågt, slik at landskapet gradvis blir meir homogent. I mange atngroingsprega grasmarkshabitat er derfor høg diversitet oppretthalde av at mange artar har lang livslengde, medan spreiding og rekruttering som er avgjerande for bevaring av populasjonar på lang sikt i mange tilfelle har opphøyr (sjå til dømes Miller et al. 1999). Dette etterslepet i atngroingsprosessen må derfor bli tatt med i vurderinga, fordi gjenoppretting av høg diversitet i grasmarker er ein svært tids- og ressurskrevjande prosess. Gjennom 1900-talet har arealet av velheva semi-naturlege grasmarker vorte kraftig redusert, samstundes som habitata har vorte meir isolerte. Generelt vil denne fragmenteringa kunne føre til utrydding av artar innan ein region fordi populasjonar på små areal er meir utsett for utrydding, og meir isolerte areal har mindre evne til kolonisering på grunn av redusert frøtilgang (Hanski 1999). Sjølv om planter står i ro, har dei ein regional dynamikk, og gjennom generasjonar utnyttar dei ulike delar av landskapet (sjå til dømes Eriksson 1996). Faktorar som spreidingsevne, grad av isolasjon, livslengde og anna vil vere avgjerande for bestandstorleiken til enkeltartar (Dupre & Ehrlén 2002), og ei berekraftig forvaltning av mange av desse artane krev at forvaltninga blir sett i eit landskapsperspektiv. Denne fragmenteringseffekten gjeld truleg også for fjellhabitat. Sjølv



Figur 3.3. Beiter regime og vegetasjonsmønster. a) Tilhøvet mellom skala og diversitet ved lågt og høgt beitetrykk (frå Olf & Ritchie 1998). b) Tilhøvet mellom beitetrykk og landskapsheterogenitet (øverst) og andel av landskapet som er påverka av beite. Maksimal landskapsheterogenitet (som truleg samvarierer med artsdiversitet på landskapsnivå) er forventa ved middels beitetrykk (frå Austrheim & Eriksson 2001). c) Tilhøvet mellom beitetidsintervall og den tida det tar å tilbakeføre ein beitebetinga vegetasjon. For å bevare ei likevekt mellom beita og ubeita vegetasjon som kan gje størst diversitet innan landskapet krev lavrabbar lange beiteintervall medan subalpne bjørkeskogar krev korte intervall (frå Austrheim & Eriksson 2001).

om alpine og arktiske habitat dekkjer 50% av landarealet i Noreg, har områda ein sterk grad av naturleg fragmentering der veileigna habitat er øyer omgitt av impediment som fjell og bre eller lågareliggjande dalar som høver dårleg for alpine planter. I tillegg er skoggrensa på veg oppover, hovudsakleg som følgje av redusert ressursutnytting (sjå Hofgaard 1997, Olsson et al. 2000).

Totalt sett er kunnskapen om beiteeffektar på diversitet og artsamansetjing begrensa både når det gjeld den spesifikke effekten av ulike beitedyr, effekten av ulik tettleik av beitedyr, samt interaksjon mellom beitedyr og miljøvariasjon. Mange av dei eksperimentelle studiane er henta frå Nord-Amerika eller andre område som på mange måtar skil seg frå dei norske/skandinaviske. Beite har likevel ein sterk effekt på vegetasjonen både i alpine og i boreale og tempererte system, og dei best prediktable effektane knyter seg til endringar i artsamansetjing og frekvensen av enkeltartar. Studiar frå alpine/arktiske område viser ein reduksjon i førekkomsten av store gras og urter samt vedvokstrar som vier og lyng, medan graminider, beiteresistente mosar og lav ofte blir meir dominerande ved beite (**tabell 3.2**). Tilsvarande utskifting av artar ved beite kan ein også rekne med i lågareliggjande område (**tabell 3.3**), sjølv om skogsuksesjonen truleg er for sterk til at beite heilt kan hindre attgroing i habitat der det potensielt kan vokse skog. Ein gjennomgang av studiar som er relevante for norske tilhøve stør den generelle teorien om at det ikkje finst nokon eintydig samanheng mellom beite og plantediversitet. Det er også få beitestudiar som har sett på effekten av andre nøkkelfaktorar som produktivitet, beiteintensitet og -frekvens, klima og evolusjonær historie. Langtidsstudiar er sjeldne i alle system, og det er også få som har studert beiteeffektar på større skala (landskap). Ein generell konklusjon er likevel at moderat beite aukar diversiteten på lokal skala, og truleg også på regional skala. Unntak er svært lågproduktive habitat der beite i fleire tilfelle har vist seg å redusere talet på artar. Studiar av ulike organismegrupper og miljø tyder på at det er ein generell tendens at diversiteten aukar med auka beitetrykk i produktive miljø, men minkar med auka beitetrykk i lågproduktive miljø (sjå til dømes Huston 1994, Proulx & Mazumder 1998).

3.3 Effektar av beite på artsamansetjing

Effektar av beite på diversitet og artsamansetjing i vegetasjonen kan vidare forklarast ved å sjå på korleis dei enkelte plantartane blir påverka av beite. I del 3.3.1 ser vi på mekanismane for korleis beite kan skape endringar i vegetasjonen. Ofte er det visse grupper planter som anten aukar eller minkar ved beite (3.3.2). Denne responsen kan i mange tilfelle bli forklart ut frå dei morfologiske og fysiologiske tilpassingane til plantene (livshistorietrekk 3.3.3), og desse plantetrekka samvarierer ofte med plantene si evne til anten å motstå (resistens) eller å tolerere beite (3.3.4). Førekkomsten av desse beiteplantene eller beiteresistente plantene er også bestemt av i kor stor grad plantene blir selektert av beitedyra (3.3.5). Til slutt i dette avsnittet vil sjå på korleis beite påverkar

plantene si evne til å produsere avkom (3.3.6, regenerering) samt effektar på frøspreiing (3.3.7).

3.3.1 Generelle mekanismar

Generelt er det ein direkte kostnad for planter å bli beita, sjølv om enkelte artar og populasjonar har vist evne til å kompensere etter beiting (til dømes Bråthen & Odasz-Albrigtsen 2000, Wegener & Odasz 1997). I sjeldne tilfelle er også overkompensasjon vist i eksperiment, som hos bakkeseite der reproduksjonen hos beita planter var høgare enn hos ubeita planter (Lennartsson et al. 1997). Beiting påverkar elles som nemnt konkurransen mellom planter innan og mellom artar og har derfor også sterke indirekte effektar (Bullock et al. 1996, Crawley 1997b). Beiting gir auka diversitet berre når sameksistens mellom artar blir fremja. Det mest typiske eksempelet på dette er når beiting held nede store konkurransesterke artar, slik at konkurransesvake artar lettare overlever i vegetasjonen. Fleire studiar i seinare tid har vist at det i alpine og subalpine miljø også kan vere sterke positive interaksjonar mellom planter, vist ved at eksperimentell fjerning av naboindivid har negativ effekt på produksjonen (Callaway et al. 2002). I tillegg har både beiting og trakk store effektar mellom anna på kolonisering, noko som kompliserer beitemodellane, og gjer det vanskelegare å predikere effektar (Olf & Ritchie 1998). Det samme gjeld effekten av gjødsling, som lokalt kan ha store innverknad på planteproduksjonen, og som også påverkar beitemønstra innan og mellom beitedyr (sjå avsnitt 3.1).

3.3.2 Beite skaper ”vinnarar” og ”taparar” blant plantene

Endringar i diversitetsmønster tar lang tid (jfr diskusjonen om tidsetterleap i førre avsnitt), og som vist over finst det få studiar med ein eksperimentell design som er i stand til å påvise klare endringar i diversitetsmønster ved ulike beiter regime. Enkelte artar kan likevel gje rask respons gjennom 1) auka frekvens ved beiting eller 2) redusert frekvens, sjølv om responsen vil variere med økosystem (sjå til dømes Vesik & Westoby 2001). Studiar frå tempererte strok i Noreg (Staaland et al. 1998) viste at eit større tal artar både blant gras (engkvein, markrapp, raudsvingel, trådrapp, bleikstorr) og urter (engsoleie, engsyre, fuglevikke, grasstjerneblom, glattveronika, krypsoleie, kvitkløver, høymol, løvetann, raudkløver, ryllik, vinterkarse, vårkål, åkerminneblom) auka ved beite, samanlikna med talet på artar som gjekk tilbake (gras: hundegras og kveke, urter: gjerdevikke, hundekjeks, karve, skogstorkenebb, åkertistel).

3.3.2 Beiting og effekt av plantene sine livshistorietrekk

Endringar i førekkomsten av ulike artar som ein effekt av endringar i beitetrykk er ofte knytt til bestemte eigenskapar hos arten. Desse kan vere morfologiske, fysiologiske eller avspegle planta si evne til å tolerere eller motstå beiting og anna. Kunnskapen om livshistoria og dei funksjonelle tilpassingane hos artar som aukar eller får ein redusert

frekvens ved beiting har vore sentral for å forstå og kunne predikere vegetasjonen sin respons på beiting (Bullock et al. 2001, Lavorel et al. 1997, McIntyre & Lavorel 2001).

McIntyre et al. (1999) har foreslått ei rekkje plantetrek som kan vere beiterelaterte innan ein eller fleire livsformer. Til dømes er plasseringa av vekstpunktet (apikalt meristem) viktig ved beite, og låge planter med vekstpunktet nære bakken (som gras) går ofte fram ved beite samanlikna med høgvekstne planter med eit eksponert vekstpunkt. Mange trekk samvarierer også, slik at planter som viser framgang ved beite ofte deler fleire trekk (responsyndrom) (McIntyre & Lavorel 2001). Beiting favoriserer låge, ofte nedtrykte planter, som i mange tilfelle har evne til å sende ut rotskott eller renningar som gir plantene ei mattedannande vekstform. Bullock et al. (2001) fokuserte på tre ulike planteegenskapar for å måle effektane av sauebeite i ein 12-årig studie i tempererte strok i England: 1) I kva grad planta var selektert (gitt tre ulike mål for selektering), 2) Koloniseringsevne (evne til å kolonisere opningar, i kva grad plantene var ugrasstrategar jfr Grime et al. (1988)), 3) Konkurranssevne (a: konkurranssevne jfr Grime et al. 1988, b: høgde, c: rotvekt, d: relativ vekstrate). Resultata viste at: 1) selekterte artar som vart beita på vinteren og våren auka i mengde(!), 2) sommarbeite auka førekomen av artar med høg koloniseringsevne, og 3) konkurransesterke artar gjekk tilbake ved sommarbeite.

Få studiar har undersøkt kva livshistorietrekk har å seie for plantene sin dynamikk i fjellområde. I alpine habitat er diversiteten av ulike livsformgrupper låg. Fleirårige urter, vedaktige buskar og lyng samt graminider dominerer (Billings 1974) saman med mosar og lav, og ei fokusering på spesifikke kvantitative trekk kan derfor vere meir informativ enn fokusering på funksjonelle grupper.

Vidare er livshistorietrekk som påverkar rekrutteringa viktig, slik som frøvekt (Moles & Westoby 2002) og relativ vekstrate (eller spesifikk bladstorleik og vassinnhald i blad, som er enklare å måle og som har vist seg sterkt korrelert med vekstrate jfr Weiher et al. (1999)). Studiar i subalpine grasmarker (Austrheim & Eriksson 2003) tyder på at desse trekka til dels kan forklare forskjellar i rekruttering mellom beita grasmark (utmark) og kultivert grasmark (innmark). Planter med låg vekstrate og høgde hadde størst rekruttering på innmarka medan plantene rekrutterte meir uavhengig av livshistorietrekk på utmark. Samstundes var forstyrning (open jord) avgjerande for rekruttering av urter.

3.3.3 Resistens og toleranse blant beiteplanter

Ein innfallsvinkel til å forstå korleis beite påverkar vegetasjonen er å fokusere på dei ulike artane si evne til å motstå beiting; altså unngå å bli selektert (beiteresistens) eller evne til å kompensere for beiteskader eller tap av plantevev (beitetoleranse) (til dømes Augustine & McNaughton 1998, Crawley 1997b). Fleire ulike plantetrek er foreslått innan resistens – toleransmodellen. Trekk assosiert med høg beiteresistens er: 1) låg næringsverdi, 2) lågfordøyeleg og/eller med førekomen av sekundære stoff, 3) høg frekvens av strukturar som gjer planta lite attraktiv som beiteplante

(piggar, tornar, hår, lignin i stengel, silikat i blad m.m.). Tilsvarande trekk assosiert med høg beitetoleranse er knytt til stor gjenvekstkapasitet (McIntyre & Lavorel 2001, Strauss & Agrawal 1999, Weiher et al. 1999), slik som: 1) høg rot/skotttrate, 2) stor evne til å reallokere næring frå rot til skott, 3) høg bladproduksjon, 4) høg fotosyntetisk rate, 5) mange forgreiningar eller førekomen av renningar, 5) beskytta eller låg plassering av vekstpunktet (apikalt meristem).

Sjølv om den morfologiske og fysiologiske variasjonen mellom artar (som dannar grunnlaget for evna til forsvar og gjenvekst) er enorm, finst det vesentlege likskapstrekk innan livsformgrupper. Graminider er generelt beitetolerante og har ofte alle trekka/eigenskapane assosiert med gjenvekst. Unntak er resistente artar som finnskjøgg og sølvbunke der silikat i blada fungerer som strukturelt forsvar. På den andre sida har vedvokstrar (tre, buskar, lyng) eigenskapar eller trekk assosiert med resistens (toksiske stoff, lignin og anna) og i liten grad trekk assosiert med toleranse. Unntak finst til dømes innan vierfamilien som viser rask gjenvekst, noko som også er relatert til evna til å setje rotskott (en eigenskap som truleg er svært viktig i beita system). Innan urter finst det artar knytt til kulturbetinga habitat (beitemark, eng, åker, veg- og åkerkantar og anna) med tydeleg strukturelt forsvar (tistlar, nesler, og andre) eller rask gjenvekst (typiske ugrasartar som geitrams, då, og fleire). Dei fleste urtene manglar likevel klare morfologiske eller fysiologiske tilpassingar assosiert med resistans eller toleranse. Det kan likevel vere stor fenotypisk plastisitet innan arten, og mange artar har evne til å utvikle trekk som til dømes låge vekstpunkt ved beite (sjå avsnitt 3.4).

3.3.4 Selektivitet hos beitedyr

Som nemnt i avsnitt 3.1, er dei fleste store beitedyra selektive både på landskap-, flekk- (patch) og plantnivå. Spesielt gjeld dette sau, og det finst fleire studiar av kva vegetasjonstypar og artar sauen har tendens til å velje (Larsson & Rekdal 2000, Mysterud & Mysterud 2000a, Rekdal 2001). Selsjord (1960, 1966) studerte til dømes dette ved å måle graden av avbeiting. Store urter blir ofte preferert, så som småmarimjelle, stormarimjelle, gullris, harerug, fjelltistel og fleire (sjå referansar i Mysterud & Mysterud 2000b, Rekdal 2001). Dette er i hovudsak konkurransesterke artar. Beite har generelt ein negativ effekt på førekomen av store urter (ballblom, gullris og andre) (Moen & Oksanen 1998, Olofsson & Oksanen 2002). Få av dei små og krypande artane er selektert, og desse vil såleis bli favorisert av beiting gjennom redusert konkurranse dersom store naboplanter blir beita (Olofsson et al. 2002). Grad av selektivitet vil elles variere med kor vanleg planta er (funksjonell respons) og om sjeldne artar finst blant beiteplanter (stor sjanse for å bli beita) eller blant beiteresistente planter (liten sjanse for å bli beita) (Milchunas & Noy-Meir 2002).

I desse systema er det hovudsakleg ulike lyng og buskar som er resistente mot sauebeite, med unntak av blåbær og vier som til ein viss grad blir beita i ein del område (Selsjord 1960, 1966). Dersom tilgangen på høgt prefererte planter er liten vil beitet på lågare prefererte artar kunne auke. Studiar frå

Storbritannia viser at haust- og vinterbeite av sau gir auka skade på lyng og andre vedvokstrar med liten beitetoleranse (Hester 1996). Sau kan også beite på røsslyng sommartid dersom sauebestandane er tilstrekkeleg høge (Bjør & Graffer 1963). Vier er ei anna sentral plantegruppe som blir selektert ved høg tettleik av sau (Myrberget 1987). Desse artane kan også vere viktige beiteplanter for reinsdyr og rype. Beiting på vier kan derfor ha effektar på økosystemnivå (avsnitt 3.7), men dette er i liten grad undersøkt (sjå Mysterud & Mysterud 2000b).

Studiar frå skog i Noreg (Bjør & Graffer 1963) har vist at høg sauetettleik kan halde busk- og trevegetasjon nede, og artar som gran vil også kunne bli beita. Derimot vart det funne at moderat beite fremja vekst av granplanter, truleg på grunn av redusert konkurranse frå gras og urter i feltsjiktet. Dette viser at moderat sauebeite truleg vil gje høgast diversitet av artar i feltsjiktet, men at dette åleine truleg ikkje er tilstrekkeleg for å halde skogen attende på lengre sikt. Jamvel om storfe i mindre grad enn småfe beitar på lauvtre, kan storfebeiting også bidra til å halde nede skog (Nedkvitne et al. 1995). I granskingane til Bjør og Graffer (1963) minka talet på planter av lauvtre med vel 15% på felta som var beita av storfe, og med over 44% der det beita sau. Undersøkingar i fjellbjørkeskog har vist at sau beitar lauv og lyng opp til 50% av tida, men langhala mindre enn korthala rasar (Steinheim et al. 2002) (sjå **figur 2.4**). Geit er likevel utan tvil det husdyret som sterkast vil motverke attgroing på grunn av høg utnytting av vedvokstrar.

Blant graminidene er stort og siv generelt mindre beita enn gras. Finnskjegg er ein av dei få grasa som er vist å vere lite beita både i fjell- og låglandshabitat (Grant et al. 1985, Grant et al. 1996, Selsjord 1960). Denne arten har også auka i fleire område med sauebeiting i Storbritannia (Hester 1996), og ein studie har også vist at finnskjeggbestanden vart halvert etter 7 år utan beiting (Welch & Rawes 1964). Utbreiinga av finnskjegg er også avhengig av andre miljøfaktorar, og arten har ei større naturleg utbreiing i oseaniske område enn i kontinentale (Nordhagen 1943). I Skottland er finnskjegg særleg eit problem på sur og næringsfattig mark, der tettleiken av sau også er svært høg (Simpson et al. 1998).

I ein oversiktsartikkel om beiteeffektar på vegetasjon konkluderer Augustine & McNaughton (1998) med at selektiv beiting i hovudsak har vist seg å ha to ulike effektar: Ein del studiar viser at selektivt beite over tid gir dominans av resistente uetande planter, medan andre studiar har vist at intensiv beiting over lang tid ikkje har gitt dominans av resistente artar, men til og med auka dominansen av beiteplanter (facilitation-effekt sjå avsnitt 3.1). Augustine & McNaughton (1998) fann vidare at resirkulering eller tilførsel av næring samt tid for gjenvekst utan beite (til dømes som ein følge av at beitedyra migrerer) er hovudårsakene til gjenveksten av selekterte artar. Endra konkurransetilhøve kan også spele ei rolle. Jonsdottir (1991) fann til dømes at sjølv om stivstorr var ein preferert beiteplante, auka biomassen og utbreiinga av stivstorr ved sauebeite på Island sjølv der beitetrykket var høgt (55% biomasse fjerna). Samstundes

gjekk førekomsten av heigråmose vesentleg ned. Mange av desse effektane på artsamansetjing kan vere indirekte gjennom påverknad på næringsomsetning, primærproduksjon og forstyrning (sjå oversyn av Hobbs 1996) som vi går nærare inn på i avsnitt 3.5 om økosystemeffektar.

3.3.5 Beite påverkar frøproduksjon og rekruttering hos planter

For å kunne forklare beiteeffektar på plantediversitet er det også viktig å ut korleis beite påverkar frøproduksjon og rekruttering hos planter (Austrheim & Eriksson 2001, Bullock et al. 2001, Olf & Ritchie 1998). Mange artar har rekrutteringsfordelar av den forstyrninga beite skaper gjennom trakk og fjerning av biomasse. Som nemnt fann Bullock et al. (2001) at endringar i grasmarksdiversiteten var knytt til auke i rekrutteringsopningar der kortliva ugrasartar fekk konkurransefordelar framfor langliva gras og urter. Dette gjaldt unge grasmarksystem der kortliva ugrasartar utgjorde ein stor del av artspoolen. I meir etablerte (eldre) grasmarksystem med høg dekning særleg av mosar i botnsjiktet (system med lengre kontinuitet), kan mange artar ha problem med regenerering. Fleire studiar viser at forstyrningar i slike system aukar sjansen for regenerering av artar og bidrar såleis til bevaring spesielt av kortliva urter på lang sikt (Austrheim & Eriksson 2003, Jakobsson & Eriksson 2000, Vandvik 2002). På den andre sida kan beite også føre til redusert frøproduksjon (Edwards & Crawley 1999, Fischer & Wipf 2002). Nettoeffekten av at beite både gir eit auka antal rekrutteringsflekkar og redusert frøtilgang er enno uklare. Attgroing med skog skaper store rekrutteringsproblem for mange artar. Miller et al. (1999) viste at den eitt/toårige urten snøsøte gjekk sterkt tilbake i innhegningar i skotsk heilandskap som var beskytta mot sauebeite, sjølv om vekst og overleving av eldre individ var betre i innhegningane enn utafør.

3.3.6 Beitedyr bidrar til frøspreiing

Spreiing av frø er ein viktig prosess for bevaring av levedyktige plantepopulasjonar, og spesielt for grasmarkartar som har fått sine leveområde sterkt redusert og stadig meir isolert (Bakker et al. 1996, Bruun & Fritzbogger 2002). Redusert beite gir dårlegare frøspreiing, som på lengre sikt vil kunne gje redusert plantediversitet i grasmarker (Bengtsson-Lindsjö et al. 1991, Bruun & Fritzbogger 2002). Kva verdi beiting og beitedyr har for spreieing av planteartar er lite undersøkt, men fleire studiar indikerer at dette er ein viktig prosess også i norske grasmarkshabitat. Eit døme er den typiske blandinga av låglandsartar og fjellartar vi finn i dei svært artsrike subalpine og alpine grasmarkene som har vore utnytta gjennom seterbruk i Noreg (Austrheim 2002, Olsson et al. 1998, Vandvik 2002). Desse grasmarkene har gjennom lang tid vore beita av husdyr som utnyttar sesongvariasjonane langs denne høgdegradienten, og det er rimeleg at dette trekkmonsteret også bidrar til spreieing av frø. Studiar frå grasmarker i Tyskland har vist at sau bar med seg frø frå om lag 20-30% av alle artar i beiteområdet i pels og hovar (Fischer et al. 1996). Dei fleste dyr spreier likevel frø gjennom

møkk (Bakker et al. 1996), og frøspreiing gjennom sauemøkk var også viktig i de tyske grasmarkstudiane (Fischer et al. 1996). I Danmark har Buttenschøn & Buttenschøn (1998) studert populasjonar av villeple i semi-naturleg grasmark og fragmentert skog, og dei fann at minst 98% av 1800 studerte frøplanter av villeple hadde vorte spreidd av beitande kyr og hestar.

3.4 Beiteeffektar på populasjonsnivå

Sjølv om mange plantetrek er artsspesifikke, vil ulike beitetrykk kunne skape stor variasjon innan artar når det gjeld populasjonane sin morfologi, reproduksjon, fenologi m.m. Beiteeffektar på populasjonsdynamikk hos planter er generelt svært dårleg kjent (sjå oversyn i Mulder 1999). Beiting kan påverke ulike livsstadium hos beiteplanter; ved å endre blomstring og frøproduksjon, ved å øydeleggje frøplantestadiet, samt ved å endre tilgangen på mikrohabitat for kolonisering. Mulder & Harmsen (1995) fann at beiting reduserte storleiken på plantene, talet på apikale meristem, sannsynlegheit for blomstring, tal blomstrar per plante, rotbiomasse og allokering av ressursar til reproduksjonsorgana. Mange artar viser stor fenotypisk plastisitet og endringar i beiteregimet treng ikkje nødvendigvis gje endringar i førekomst. Plastisitet kan bli definert som evna til å endre allokeringmønster, morfologi eller fysiologi som respons på miljøendringar, men kva plastisitet har å seie for konkurranse og respons til forstyringar som beite er dårleg kjent (Weiher et al. 1999). Senking av blomsterstand og auka forgreining hos bakkesøte er døme på plastisitet hos planter som respons på beite (Lennartsson et al. 1997). Denne arten fekk også auka reproduksjon når beitet skjedde på våren. Verken bakkesøte eller bittersøte viste likevel nokon plastisitet i blomstringstidspunkt, sjølv om tidspunkt for beite vart endra (Lennartsson 1997). Som nemnt reknar ein med at endring av konkurransetilhøve er ein viktig mekanisme som kan bidra til å forklare kvifor lågt beitetrykk kan føre til auka reproduksjon slik det er funne mellom anna for torvull (Archer & Tieszen 1983). I tillegg er tidspunkt for beiting også viktig; planter som blir beita tidleg i sesongen kan ha større evne til å kompensere enn planter som blir beita seint i sesongen (Lennartsson 1997, Strauss & Agrawal 1999). Dette er vist mellom anna for grasmarksarten bakkesøte i svenske studiar (Lennartsson 1997), og for stormarimjelle og småmarimjelle i finske studiar (Lehtilä & Syrjänen 1995). Mange av dei grasmarksartane som er på tilbakegang i dag er typiske slåttemarkartar (Norderhaug et al. 2000), som til dømes enghaukeskjegg. Denne arten forsvinn heilt ved attgroing etter bruksopphøyr, og eit kontinuerleg beite har også negativ effekt (Skarpaas 2003). Skarpaas (2003) konkluderer med at eit periodisk beite kan vere eit alternativ for bevaring av enghaukeskjegg, og dette vil truleg også vere tilfelle for andre artar som har eit tyngdepunkt i slåttemark.

Beitetoleranse kan og innebere ei endring av reproduksjonsstrategi. Sjølv om mange artar er klassifiserte som hovudsakleg seksuelt reproduserande eller klonale (Søyrinki 1938) kan den relative frekvensen av seksuell versus klonal reproduksjon variere med beitetrykk. Normalt vil

beiting truleg fremje klonal reproduksjon (spesielt i arktiske og alpine område), men det finst og døme på at beite i tempererte grasmarker stimulerer seksuell regenerering (Bullock et al. 2001).

Effekten av beite er avhengig av livsstadiet til plantene, og sjansen for å døy er større for frøplanter enn for vaksne individ (Crawley 1997b). På denne måten blir den demografiske samansetjinga i beita populasjonar påverka, og Buhler & Schmid (2001) fann at beite reduserte andelen av både frøplanter og gamle individ av blåknapp.

Genetisk variasjon mellom populasjonar spelar også ei rolle for korleis beite påverkar mange artar. Eit døme på det er bakkesøte, der den eine underarten (ssp. *Gentianella campestris*) som er skild ut i Lid & Lid sin flora (1994) har tre rasar; ein forsommarrase (var. *suecica*), ein haustrase (var. *campestris*) og ein fjellrase (var. *islandica*).

3.5 Økosystemeffektar

I tillegg til dei effektane beitedyr har på planter direkte gjennom seleksjon av artar, og indirekte gjennom å endre konkurransetilhøva (avsnitt 3.2.7), påverkar også beite andre delar av økosystemet gjennom komplekse mekanismar. Over tid vil slike økosystemeffektar påverke diversiteten i vegetasjonen. Dette er eit stort tema som vi ikkje har ambisjon om å dekke fullt ut i denne utgreiinga. I denne delen vil vi derfor gje en kortfatta oversikt over viktige økosystemeffektar som kan innverke på økosystema sine funksjonar, samt peike på andre effektar som kan vere viktige, men som i dag er lite studert.

3.5.1 Næringsomsetning og primærproduksjon

Beitedyr påverkar næringstilgangen for planter på to ulike måtar (Hobbs 1996). 1) Ved å auka næringsomsetninga direkte gjennom tilførsel av møkk og urin, som gir ei næring som er lettare tilgjengeleg for opptak av planter og mikroorganismar, 2) Næringsomsetninga blir indirekte påverka gjennom at kvaliteten og kvantiteten til plantematerialet som inngår i nedbrytarkjeda blir modifisert.

I ein oversynsartikkel der omsetninga av nitrogen (som er begrensande faktor i dei fleste terrestriske system) er spesielt vurdert, konkluderer Hobbs (1996) med at forskjellane i den flekkvise fordelinga av nitrogen i landskapet blir forsterka av at beitedyra selekterer habitat, flekkar (patch) og enkeltplanter. Primærproduksjonen i eit habitat kan derfor både auke og minke avhengig av faktorar som vi tidlegare har diskutert i avsnitta om beiting og diversitet (beitetrykk, evolusjonær historie, og gjenveksttilhøva).

Fleire studiar har vist at moderat beiting kan føre til auka produksjon og auka nitrogenomsetningsrate både i arktiske og alpine område (Olofsson & Oksanen 2002, Stark et al. 2000), og i tempererte system (sjå til dømes oversyn i Milchunas & Lauenroth 1993). I følgje de Mazancourt et al. (1998) er optimalisering av primærproduksjonen gjennom beite mest

sannsynleg i system med store tap av begrensande næringsstoff i nedbrytarkjeda der beite fører til minka næringstap samanlikna med området rundt, eller der beitedyra fører ekstra næring inn i systemet. Mulder (1999) argumenterer for at beite har relativt større innverknad på det abiotiske miljøet (auka tilgang på nitrogen og fosfor), som så gir ein høgare biomasseproduksjon i arktiske miljø samanlikna med tempererte miljø med eit elles samanliknbart beitetrykk (**figur 3.4**). I nordamerikanske barskogar (boreale system) er det funne at selektiv beiting av det lettast nedbrytbare bladmaterialaet gir redusert nedbryting av det plantematerialet som blir att, og dette har redusert ratene for næringsomsetning (Pastor & Naiman 1992, Pastor et al. 1988). Pastor & Naiman (1992) argumenterer for at auken i primærproduksjonen er kortvarig, fordi beiting over lengre tid fører til ein selektering av resistente artar med sein nedbryting. Som vi tidlegare har vore inne på, viser ei oversikt over beitestudiar av at i enkelte tilfelle kan selektiv beiting føre til dominans av resistente artar, medan andre studiar tvert imot viser ein at beite fører til auke av talet på beiteplanter (Augustine & McNaughton 1998). Langtidsstudiar er nødvendige for å avklare desse spørsmåla.

Forstyrning er den tredje sentrale økosystemeffekten av beiting som er diskutert. Generelt høgare lokal tettleik av husdyr (samanlikna med ville beitedyr) aukar også risikoen for erosjonseffektar som følgje av trakk, spesielt i kupert landskap (Hester 1996). Lokalt ved salteplassar, kvileplassar, stisystem og drifteveggar sett også sauene tydelege spor i vegetasjonen (sjå Mysterud & Mysterud 2000b). I engelske studiar der tettleiken av sau er vesentleg høgare enn i Noreg og sauene beitar ute heile året, vart det likevel ikkje målt auka utvasking av næringsstoff i bekkar ut frå området (Hester 1996).

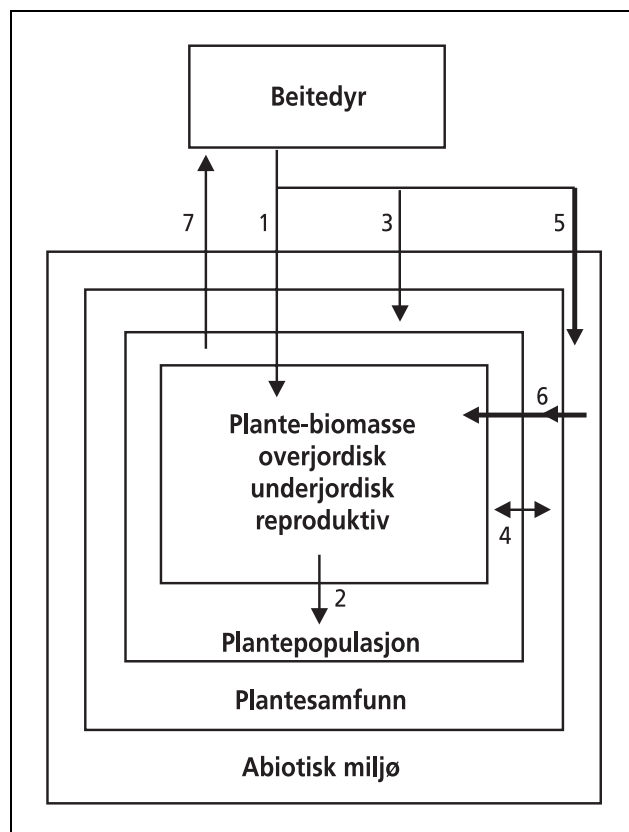
3.5.2 Effekt på økosystemfunksjonar

Eit sentralt spørsmål er om artsdiversiteten påverkar funksjonen til viktige økosystemprosessar som produksjon, næringsomsetning og stabilitet i høve til forstyrningar. Nyare studiar viser at det ofte er ein positiv samanheng mellom artsdiversitet og planteproduksjon (sjå oversyn av Schmid 2002), samstundes som artsrike system i større grad opprettheld produksjonsnivået ved forstyrningar som tørke, samanlikna med artsfattige system (Milchunas et al. 1998). Livshistorietrekka til plantene kan som nemnt vere avgjerande for korleis systemet responderer på beite, og mykje tyder på at funksjonell diversitet (verdien og variasjon av plantetrekke) er viktigare for økosystemet sin funksjon enn artsantalet i seg sjølv (Diaz & Cabido 2001). Mykje tyder til dømes på at endringar i produktivitet ved beite er relatert til artsamansetjing fordi beite kan auke andelen graminider og urter i høve til andre vekstformgrupper (Stark et al. 2002).

3.5.3 Andre økosystemeffektar

I avsnitta over har vi gitt ei oversikt over det vi veit om den indirekte betydninga av beite gjennom effektar på produksjon, næringsomsetning og forstyrningar. Ei vidare forståing av desse sentrale prosessane krev meir kunnskap om andre

komponenter i økosystemet. Vi vil spesielt leggje vekt på to forhold. 1) *Effektar av beite på mindre pattedyr og fuglar*. Ulike oppfatningar om beitet sin innverknad spesielt på einmaga



Figur 3.4. Eit økosystemperspektiv på interaksjonar mellom planter og beitedyr (frå Mulder 1999) Modellen viser korleis beitedyr kan påverke planter, og hypotetiske forskjellar mellom artisk/alpine og tempererte systemer. Tjukk pil indikerer større effekt samanlikna med tempererte system, tynn pil at effektene er samanliknbare. Spørsmålsteget betyr lite tilgjengelig kunnskap. 1) Reduksjon i overjordisk, underjordisk og reprodutiv plantebiomasse skulda beite, 2) Endringar i plantepopulasjonen som effekt av endra plantestorleik og reprodusjon, 3) Endringar i vegetasjonen skulda selektivt beite, 4) Endringar i interaksjon mellom planteartar skulda konkurranse og beiteforbetring, 5) Endringar i miljøet pga beitedyr (til dømes næringstilgang, fuktigheit, rekrutteringsflekkar), 6) Endring i vekstrate og konkurransevne som resultat av endra miljø, 7) Vegetasjonsendringar som påverkar beitedyra sin selektivitet, bevegelse og populasjonstettleik.

beitedyr som smågnagarar, hare og rype har ført til store diskusjonar om den økologiske effekten av beitedyr særleg i alpine/arktiske system (sjå også avsnitt 3.6). I ein ny gjennomgang av temaet, konkluderer (Mysterud & Mysterud 2000c) med at det er relativt få grundige undersøkingar av effektar av husdyrbeiting på mindre pattedyr, fuglar og virvellause dyr både nasjonalt og internasjonalt. 2) *Effektar av beite på jordøkosystemet*. Sjølv om denne utgreiinga har fokusert på beitedyr–plante interaksjonar, er det openbart at prosessar i jordøkosystemet har ein viktig innverknad på systemets funksjon (sjå til dømes Hobbs (1996), og eit nyare

oversyn av Bardgett et al. (2001) over korleis sauebeite på heivegetasjon i Storbritannia påverkar plante-jord interaksjonar. Dei britiske forskarane legg spesielt vekt på effektar av sauebeiting på jordbakterier (Bardgett et al. 2001), samt tilgangen på nitrogen og opptak hos planter i høve til jordbiota (Bardgett et al. 2002). Sopp har ein spesielt viktig funksjon i dette systemet, til dømes gjennom danning av mykorrhiza som er påvist hos ei lang rekkje grasmarkartar (Eriksen et al. 2001). I tillegg bidrar sopp vesentleg til det biologiske mangfaldet i beita grasmarker (Jordal 1997).

3.6 Hovudutfordringar for eit berekraftig beitebruk

I det følgjande avsnittet oppsummerer vi det vi meiner er dei viktigaste utfordringane for eit berekraftig beitebruk i Noreg. Sjølv om omgrepet berekraftig er sentralt i forvaltninga av biodiversitet i Noreg er måla ein ønskjer å oppnå ikkje klart definert (Stortingsmelding nr. 58 1996-1997). I denne utgreinga har vi definert berekraftig beitebruk i eit plantediversitetsperspektiv; dvs. at beitinga er berekraftig dersom den opprettheld plantediversiteten på alle nivå (landskap, vegetasjon, art og bestand). Som vi har peika på tidlegare er dette eit problematisk mål fordi beiteeffektar på diversitet mellom anna er avhengig av romleg skala (lokal versus regional), og vi har heller ikkje nok kunnskap til å fastslå om bevaring av kjerneområde med høg plantediversitet samvarierer med førekomsten av trua og sjeldne planter. Dessutan er plantene berre ein liten del av det mangfaldet som blir påverka av beite, og vi veit lite om bevaring av planter gir bevaring av diversiteten av andre organismar (til dømes insekt, som er en viktig gruppe i grasmark). Trass i desse atterhalda har vi ein del haldepunkt framover mot eit berekraftig beitebruk, og vi har definert to utfordringar:

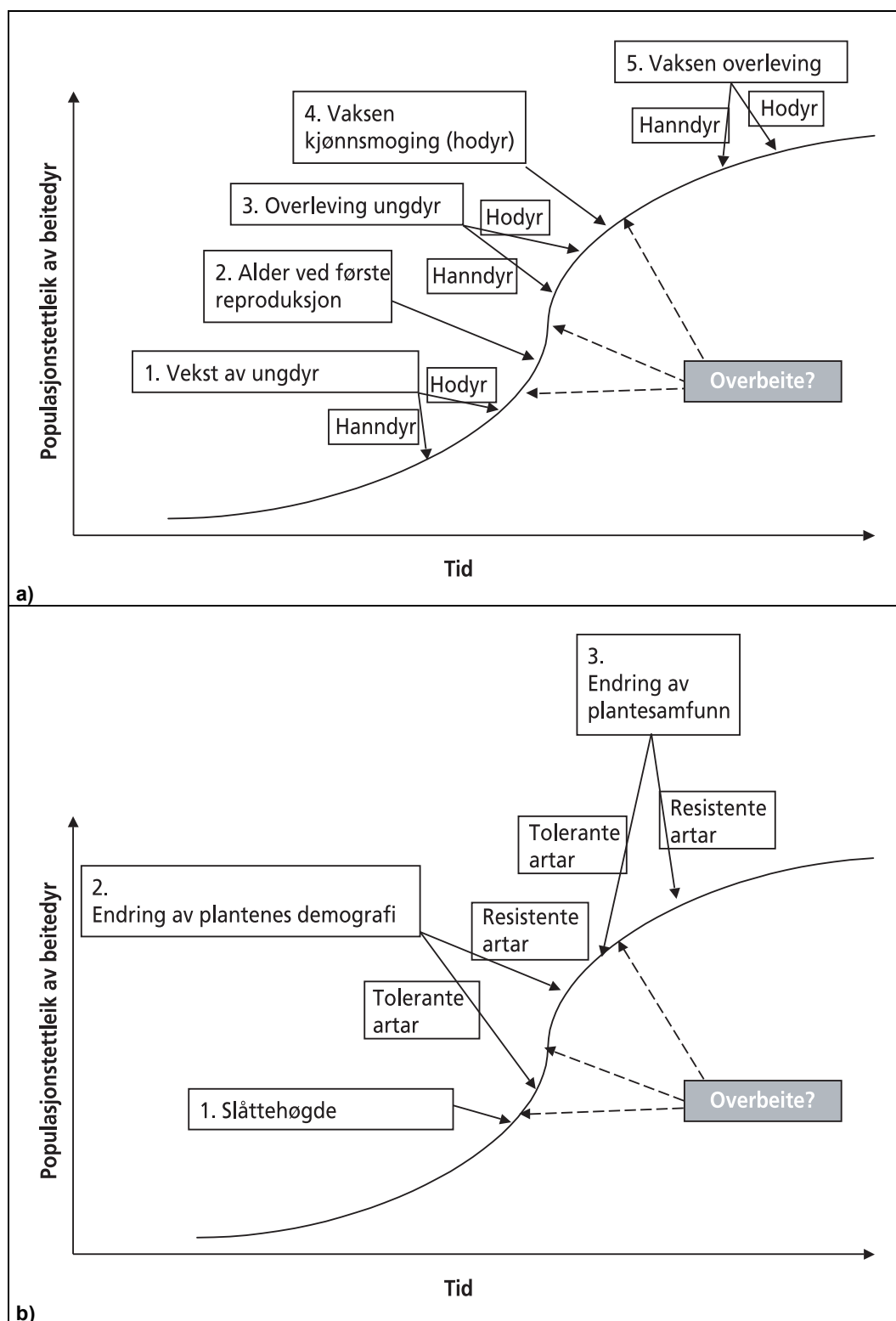
3.6.1 Kva er den optimale tettleiken av sau og andre beitedyr?

I rapporten om forvaltning av hjortedyr i Noreg konkluderer Direktoratet for naturforvaltning (2000) at "forvaltningen skal være bærekraftig og ikke representere en trussel mot biologisk diversitet." Tilsvarande mål er gitt for eit berekraftig husdyrbruk i Noreg (Stortingsmelding nr. 12 2002-2003, nr. 19 1999-2000, nr. 42 2000-2001). Vi manglar likevel kunnskap om kva tettleik av sau og andre beitedyr som er økologisk berekraftig i ulike habitat. I denne utgreinga har vi fokusert på korleis beite påverkar ein viktig del av økosystemet, nemleg plantene. Dei fleste studiar viser at eit middels beitetrykk gir størst plantediversitet, men vi har ikkje tilstrekkeleg kunnskap for å talfeste kor stor tettleik av beitedyr dette er, kva samansetning av ulike dyr (til dømes ulike husdyr og hjortedyr) med meir verken for fjell eller lågland. Vi kan illustrere problemet med å talfeste kva som er høgt, middels og lågt beitetrykk med døme frå kystnært heilandskap i Storbritannia og alpin utmark i Noreg. I Storbritannia foreslo Simpson et al. (1998) å senke tettleiken av sau på heilårsbeite ned til 48-98 sau per km². Til samanlikning har områda aust for Rosskreppfjorden i Setesdalsheiane (som truleg har noko

av den høgaste sauetettleiken i Noreg) 50 sau per km² innanfor eit avgrensa tidsrom (frå siste del av juni til midt i september) (sjå internettsidene <http://beite.nijos.no>).

Ei tilnærming til problemet med å talfeste berekraftige tettleikar er å prøve å definere nedre og øvre grense for dyretettleik, og spesielt finne kva kriterium definisjonen av "for lågt beitetrykk" versus "overbeite" skal byggje på. I ein diskusjon av omgrepet overbeite og tydinga av dette i forvaltninga av store beitedyr, foreslår Myrsetrud (upublisert manuskript) at registreringar av beiteplantene sin dynamikk vil gje eit godt grunnlag for vurdering av eventuelt overbeite; med andre ord at overbeite oppstår når habitatet ikkje er i stand til å bevare berekraftige bestandar av beitebare planter. Overbeite kan vurderast ut frå kva effektar beite har på planter og/eller dyr. Effektar på planter ved auka tettleik av beitedyr vil vere avhengig av om ein måler på 1) plantene sin morfologi (til dømes redusert høgde) som truleg vil respondere svært direkte på endring i beitetrykk, 2) plantepopulasjonane sin demografiske struktur (til dømes kan alderssamansetjinga i ein bestand vere ein relativt kjensleg parameter, 3) vegetasjonen sin diversitet og artsamansetjing (lite kjensleg parameter) (figur 3.5). Kva parametar ein vel for å vurdere beitetrykk er avhengig av kva målsetjing ein har for forvaltning av utmarksbeita. I dagens situasjon der kunnskapen om beiteeffektar på vegetasjon er liten, vil vi anbefale at beiteeffektar blir målt på alle nivå (landskap, vegetasjon, art og populasjon) for å finne fram til dei parametranne som er best eigna for å vurdere eventuell overbeiting.

Overbeite er i dag rekna som eit problem i delar av Finnmark i område med tamrein (Dahle et al. 1999, Johansen & Karlsen 1998), samt i visse delar av den svenske fjellkjeda (Allard et al. 1998) der lavmattene som blir utnytta vinterstid til dels er sterkt nedbeita. I tillegg er det også reist spørsmål om dagens sauebeite i alpine økosystem er berekraftig (sjå til dømes Seldal & Högstedt 2000, 2001). Denne diskusjonen har mellom anna fokusert på eventuelle negative effektar av sauebeite på fugl og smågnagarar (som har eit enklare fordøyingsystem) gjennom beiteplantene sin produksjon av sekundære kjemiske komponentar. Ein slik produksjon av "kjemisk forsvar" har vore registrert hos ulike beiteplanter, men den kjemiske samansetjinga og nivået i høve til beiteintensitet og frekvens samt miljøfaktorar som jord og klima, er høgst usikker. Plantekvalitet (både sett frå store og små beitedyr sitt perspektiv) er derfor svært vanskeleg å måle og gir stadig skiftande verdiar (Crawley 1983, Danell & Bergström 2002), og mykje av dagens kunnskap er knytt til studiar av husdyr (Danell & Bergström 2002). Like viktig er det at vi ikkje veit om eventuelle induserte "antibeitestoff" påverkar smågnagarane, medan dette er eit godt kjent forsvar mot insekt (Strauss & Zangerl 2001). Ein studie indikerte at det var ingen effekt på lemmen (Ergon 1996), og finske studiar på markmus viste eksperimentelt at antibeitestoff i dette systemet ikkje er årsak til dei sykliske bestandsvariasjonane (Klemola 1999, Klemola et al. 2000a, Klemola et al. 1997, Klemola et al. 2000b).



Figur 3.5. Overbeite kan vurderast ut frå a) beitedyra eller b) plantene direkte (frå Mysterud, under utarb.).

3.6.2 Kva kunnskap treng vi om beitebruk?

Dei fleste tilrådingane for vidare studiar av beiteeffektar peikar i samme retning (sjå til dømes Austrheim et al. 2000, Batzli 2000, Danell & Bergström 2002). Det er behov for store eksperimentelle studiar med økosystemperspektiv som målar både direkte og indirekte effektar av beite i sentrale

utmarkshabitat. Studiane må ha eit langt tidsperspektiv, minimum 10-30 år (Batzli 2000), og stor romleg skala (regional/landskapskala) fordi beiting er ein regional prosess og fordi planter har ein regional dynamikk som er avgjerande for bevaring av berekraftige bestandar over tid. Kunnskap om plante- og beitedyrdynamikken i denne interaksjonen er viktig: 1) Korleis påverkar attgroing og endring av beiteregime den regionale dynamikken til plantene, og såleis diversiteten både lokalt og på landskapskala, og 2) korleis påverkar fordelinga av planter beiteøkologien til dyra?

Meir spesifikke kunnskapsbehov er: 1) Kva er høg, middels og låg tettleik av sau og andre beitedyr i sentrale økosystem? 2) Kva kriterium skal ligge til grunn for økologisk berekraftige beiteregime i sentrale økosystem? Kva planteparametrar bør til dømes vere med i ei overvaking av økosystemdynamikk? 3) Kva er den økologiske effekten av samarbeite mellom ulike husdyr og mellom husdyr og store hjortedyr? 4) Kva økosystemeffektar gir beite på andre organismar (mindre pattedyr, fuglar og virvellause dyr), og på plante-jord interaksjonar? Det er i dag problematisk å etablere slike studiar, då Forskringsrådet normalt ikkje løyver midlar til prosjekt som varer meir enn fem år.

For å kunne regulere bestandane av beitedyr regionalt trengst ei meir kontinuerleg overvaking av beiteeffektar. Dette krev oversikt over den regional fordelinga av sau i Noreg koplå mot viktige miljøparametrar og brukshistorie. NIJOS sitt informasjonssystem for beitebruk i utmark (IBU) er eit godt hjelpemiddel for berekraftig bruk av utmarksressursane (sjå internettsidene <http://beite.nijos.no>). I tillegg til sau som

talmessig er det viktigaste beitedyret i dag, beitar også andre husdyr (storfe og geit) og dei fire store hjortedyra. Hjortedyra blir det meir eller mindre drive kontinuerleg overvaking av, og desse er også sterkt tettleiksregulert gjennom jakt. Ei berekraftig forvaltning må byggje på ei operasjonalisering av beite som økologisk prosess i viktige utmarkssystem, der det totale beitetrykket regionalt blir relatert til viktige miljøfaktorar som produktivitet og baserikheit samt vegetasjonsamansetjing (både diversitet og andelen beiteresistente, tolerante og sterkt selekterte artar).

3.6.3 Artsrike semi-naturlege grasmarker går tapt ved attgroing

Den andre hovudutfordringa for eit berekraftig beitebruk er at store areal av semi-naturleg grasmark går tapt ved attgroing. Som vi har vore inne på er det mange årsaker til attgroing av utmark (opphøyr av slått, lauving, endringar i husdyrbruket og anna), men redusert beitetrykk er utan tvil ein viktig årsak til gjenskoging av utmarka. Sett frå eit planteperspektiv kan ein derfor argumentere for at dagens beitetrykk er for lågt i mange område. Arealreduksjonen av semi-naturlege grasmarker i Sverige gjennom dei siste 80 åra er estimert til om lag 80% (Bernes 1994) (**figur 3.6a**). Tilsvarende dramatisk reduksjon er funne i heile Nord-Europa (Vera 2000). *Vi manglar arealanslag for reduksjon av grasmarker i Noreg både nasjonalt og regionalt (men sjå tabell 2.2 og Moen 1998b, Olsson et al. 1998), men mange av desse habitata er vurdert som trua, og kulturbetinga grasmark (eng og lauveng) er ein majoritet innan akutt trua vegetasjonstypar (Fremstad & Moen 2001). På grunn av at utmarka framleis er i bruk som beitemark i Noreg, er det grunn til å tru at attgroinga ikkje har vore så dramatisk hos oss som elles i Vest-Europa i samme periode. På den andre sida har oppdyrking og gjødsling også bidratt til reduksjon av grasmarker, og denne kultiveringa har i visse område truleg hatt større negativ effekt på bevaring av mangfaldet i det opne landskapet enn attgroing.*

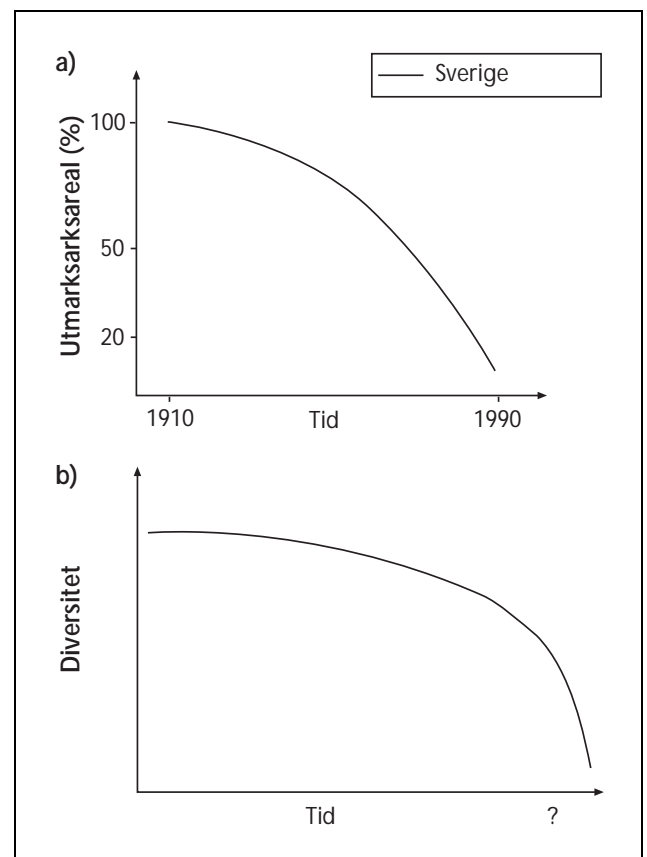
Øydelegging av habitat fører i første omgang til redusert frekvens av mange artar, men vi har liten kunnskap om tidsperspektivet for utdøying (**figur 3.6b**). Mange artar kan bevare sine populasjonar fleire tiår etter at bruken har opphøyr (Eriksson & Ehrlén 2001, Norderhaug 1996), men over tid kan ein spå tre ulike effektar av habitatreduksjon for grasmarkartar (Eriksson et al. 2002): 1) Auka utdøyingrate, som ikkje blir kompensert gjennom kolonisering, 2). Auka kolonisering og førekomst av generalister (med auka konkurransetrykk på spesialistane), 3) Mange artar typiske for opne landskapet vil kunne overleve på naturlege fragment av opne habitat, eller menneskeskapt veg- og åkerkantartar og anna som truleg vil fortsetje å vere fragment av grasmark i framtidas jordbrukslandskap (Auestad et al. 1999). Over tid vil artar forsvinne som følgje av at arealet av artsrike grasmarker blir redusert og isolert. På grunn av den store habitatreduksjonen av grasmark som vi også opplever i Noreg, er det grunn til å forvente eit stort tap av artar (ein terskel for utdøying) ved eit gitt arealnivå (Fremstad & Moen 2001), fordi alle grasmarkshabitat krev eit visst landskapsareal

for å bevare sin lokale artspool. Den kritiske storleiken på desse er det framleis liten kunnskap om (**figur 3.6b**).

Status og forventa utvikling for trua og sårbare artar knytt til kulturmarkshabitat er omtala i **kapittel 2**.

3.6.4 Kva kunnskap treng vi om semi-naturlege grasmarker?

Forvaltninga av artsrike semi-naturlege grasmarker må byggje på ei oversikt over fordelinga av desse habitata i dag. Semi-naturlege grasmarker er uansett i sterk tilbakegang over heile landet, og det er derfor eit sterkt behov for tiltak som kan begrense reduksjonen av desse habitata og såleis begrense reduksjonen av biologisk mangfald. Samstundes er det behov for meir kunnskap om *kritiske arealnivå for bevaring av semi-naturlege grasmarksartar*. Det trengst integrerte studiar med ulik romleg skala frå landskap til populasjonsnivå, for å ta omsyn til plantepopulasjonane si utbreiing og dynamikk i landskapet. Bruken av landskapet er ein sentral faktor i alle semi-naturlege landskap.



Figur 3.6. Fragmentering av semi-naturlege grasmarker og effektar på plantediversitet. a) Prosentvis reduksjon av grasmarkshabitat i Sverige. Vi manglar kunnskap om den nasjonale og regionale fordelinga av semi-naturlege grasmarker i Noreg, men reknar med at den prosentvise nedgangen har vore mindre her på grunn av at det framleis blir drive utmarksbeite. b) Antatt samanheng mellom reduksjon i habitatareal og diversitet. Vi kjenner likevel ikkje dei kritiske areala for bevaring av plantediversitet knytt til semi-naturleg grasmark, og kan derfor ikkje slå fast når terskelen for reduksjon i artsdiversitet vil oppstå.

3.7 Konklusjonar

- Beite har ei evolusjonær historie i fjell (arktisk/alpine økosystem) og lågland (boreale og tempererte økosystem) i Noreg. Dagens vegetasjon er såleis tilpassa beite (beite er "naturleg" i desse systema), slik at bevaring av biologisk mangfald er avhengig av at beitet held fram.
- Beita vegetasjon har oftast høgare lokal artsdiversitet enn ubeita vegetasjon. I dei fleste naturtypar har beiting ein positiv effekt på diversiteten til karplanter, med unntak av lågproduktive område i fjell og lågland. Det empiriske grunnlaget er likevel framleis mangelfullt. I Noreg er høg diversitet korrelert med høg pH, uavhengig av produktivitet, men vi har mangelfull kunnskap om korleis beite verkar i baserike versus basefattige område.
- Ein kombinasjon av beita og ikkje-beita vegetasjonsflekke gir truleg høgast artsdiversitet innan eit landskap. Eit generelt høgt beitetrykk kan homogenisere vegetasjonen og redusere artsdiversiteten i landskapet sjølv om den lokale diversiteten er høg.
- Vi manglar estimat på kva tettleik av sau og andre beitedyr som gir den høgaste plantediversiteten både på lokal og regional skala. Alle studiar tyder på at eit moderat beitetrykk generelt er optimalt for biodiversiteten, men vi har ingen eksakt kunnskap om kva tettleik av beitedyr vi kan karakterisere som moderate i viktige utmarkssystem. Dette problemet blir ytterlegare komplisert av at fleire beitedyr inngår i dei fleste områda, og enkelte stader kan hjortedyra i seg sjølv føre til dramatiske effektar på vegetasjonen
- Overbeite er eit problem i mindre delar av norsk utmark i dag, men vi manglar ein god definisjon på overbeite (klare mål i forvaltinga manglar ofte) og såleis også metodar for kvantifisering av overbeite.
- I mykje av utmarka er beitetrykket i dag for lågt til å hindre attgroing, slik at plantediversiteten blir redusert både på lokal og regional skala.
- Vi manglar gode kriterium for fastsetjing av optimal dyretettleik for eit berekraftig beitebruk. For å slå fast kva som er optimal beitedyrtettleik må forvaltinga definere ei målsetjing for kva som er berekraftig. I denne utgreiinga er berekraftig beitebruk vurdert i høve til høg plantediversitet på alle nivå. Endringar i lokal og regional plantediversitet skjer over ein lang tidsskala, slik at det vil ta lang tid å gjenopprette diversiteten både dersom beitetrykket har vore for lågt (attgroing) eller for høgt (overbeite). Mykje tyder derfor på at endringar i førekomsten (eller eventuelt biomasse, demografi) av viktige enkeltartar er den mest kjenslege indikasjonen på planteøkologiske effektar av beiting. Dette krev igjen ei grundigare forståing av korleis beite verkar på plantene; dvs. dei mekanismene som er involvert i beiteprosessen. Vi trur særleg at ei funksjonell tilnærming til beiteeffektar er nyttig, gjennom å fokusere på livshistorietrekka til planter og i kva grad dei er i stand til å motstå (resistens) eller tolerere beiting. Ein sentral faktor her er selektiviteten til beitedyra, som truleg varierer med faktorar som bestandstettleik og vertilhøve (vegetasjonsutvikling), samstundes som dette varierer mellom system. Studiar tyder på at selektiv beiting både kan gje dominans av resistente artar eller av tolerante artar, men vi har i dag liten kunnskap om korleis beite påverkar fordelinga av desse viktige plantegruppene i våre system (til dømes om den store utbreiinga av finnskjøgg i Setesdalsheiane er relatert til beite eller til eit oseanisk miljø). Kunnskap om beiteeffektar forutset også at ein ser på viktige prosessar som planterekrutering og spreiding, som kan ha sterk innverknad på vegetasjonsdynamikken. Totalt sett krev dette at ein inkluderer alle organisasjonsnivå (landskap, vegetasjon, enkeltartar og populasjonar) for å få gode mål på korleis beite påverkar planter.
- Eit moderat sauebeite åleine er ikkje tilstrekkeleg for å halde skogen tilbake over lengre tid i produktive område, men vil bidra til å forseinke attgroing. Beite av andre husdyr og hjortedyr i same område vil kunne bidra ytterlegare til å halde landskapet ope. Vi veit lite om korleis samarbeite av fleire store beitedyr kan påverke suksesjonen. Andre former for bruk som vedhogst (som framleis er viktig i ein del område) vil openbart også hemme attgroing.
- Høg produktivitet gjennom gjødsling fører til redusert diversitet i grasmarkene. Mykje tyder på at beite ikkje kan løyse dette problemet.
- Artsrike grasmarker er utsett for fragmentering. Attgroing og gjødsling/oppdyrking av artsrike grasmarkssystem fører til ein reduksjon og fragmentering av desse habitata, slik at mange av dagens trua artar når ein populasjonstettleik som over tid sterkt reduserer evna til kolonisering og aukar sjansen for utdøying. Ei berekraftig forvalting av desse populasjonane krev at vi kjenner dei kritiske arealnivåa for bevaring av grasmarksartane, anten trusselen er attgroing eller gjødsling.
- Mange av beiteeffektane er indirekte, ved at beite påverkar økosystemprosessar som primærproduksjon, næringsomsetning og forstyringar som så verkar inn på suksesjonsprosessar. Ei berekraftig forvalting krev derfor eit økosystemperspektiv på beiting i utmarka.

4 Framtidig utvikling av utmarksbeite i område med rovdyr - økologiske konsekvensar av ulike val

Bestandane av dei fire store rovdyra i Noreg – bjørn, ulv, jerv og gaupe – var sterkt redusert tidleg på 1900-talet (jfr avsnitt 2.7), og midt på 1900-talet var dei nede på eit historisk botn nivå (Stortingsmelding nr. 35 1996-1997). Ulv og bjørn var så godt som utrydda, jerven var borte frå Sør-Noreg og gaupe fanst berre i nokre få isolerte refugar. Etter at lovgjevinga vart endra på 1970- og 80-talet og både ulv, bjørn og jerv vart freda, auka bestandane av alle dei fire artane på landsplan. Denne trenden ser ut til å halde fram, særleg for brunbjørn og ulv. I dag finst reproduktive bestandar av både gaupe og jerv ei rekkje stader, samt enkelte ynglande grupper av ulv og brunbjørn (meir om rovdyrbestandar i avsnitt 4.1).

Mangelen på store rovdyrpopulasjonar på 1900-talet gjorde det muleg å leggje om drifta til eit ekstensivt utmarksbeite med lite tilsyn. Føresetnaden for ei slik ekstensiv beiteform er at det blir beita i eit miljø som er meir eller mindre fritt for rovvilt. På same tid fekk vi ein markert nedgang i tal storfe og geit på beite, og ein ny vekst i talet på sau og vesentleg vekst av rein. Då rovdyrbestandane auka på 1980- og 1990-talet, kom også konfliktane med sauehald og reindriftsnæringa for fullt. Noreg fekk det høgaste tapet av bufe og tamrein per rovdyr i Europa (Langhelle 2001). I 2001 vart det gitt erstatning for rundt 30 000 sau og lam grunna freda rovvilt. Innan reindrift har det også vore ein tilsvarande auke i erstatningar for rovdyrtap, og utbetalingane vart meir enn femdobla frå 1991 til 1997 (Stortingsmelding nr. 12 2002-2003). Denne auken skuldast også endringar i erstatningsordningane.

Det er viktig å skilje mellom dei ulike rovdyrartane. Det relative uttaket av sau per rovdyrindivid er større for ulv og bjørn enn for jerv og gaupe, men lokalt kan desse også valde stor skade på sauebuskap. Gaupa spreier tapa over større område, medan spesielt ulv og til dels bjørn kan gjere store innhogg i enkelte besetningar. Storparten av tapa grunna jerv og bjørn skjer seint på sommaren og tidleg på hausten. I tillegg er det også kjent at både kongeørn og rev tar beitedyr. Rapporterte tap av sau og tamrein til kongeørn er systematisert i Rovbasen til liks med rovdyrtapa (Direktoratet for naturforvaltning 2003). Tapa av lam til ørn er størst like etter at dyra blir slept på beite om våren. Derfor tilrår Gjershaug og Nygård (2003) hyppigare tilsyn med dyra i denne perioden i område der kongeørn (og rev) tar lam. Det blir ikkje betalt erstatning for dyr som blir tatt av rev, og det er truleg grunnen til at det blir rapportert mindre revetap til Rovdyrbasen. Likevel kjem det årleg rundt 100 rapportar om sau/lam tatt av rovvilt, der skadevaldaren viser seg å vere rev (Direktoratet for naturforvaltning 2003). Raudreven kan vere eit problem spesielt i kystlyngheier med utegangarsau, der

lamminga skjer ute og dei nyfødde lamma er eit lett bytte for rev.

Dette tapet av buskap blir vurdert som uakseptabelt av ei rekkje grunnar, så som dyrevelferd, økonomi, den psykiske helsa til bøndene/reineigarane og omsynet til effektiv rein- og saueavl. Det er skissert ein del potensielle alternativ for sauenæringa i område med rovdyr. Tilsvarande gjeld ikkje for tamreinnæringa, og rovviltutvalet for reindrifta skriv: *"Det har vært forsøkt flere forebyggende tiltak rettet mot reindriften for å unngå store tap til rovvilt. Virkningen av disse har vært variabel, og så langt er det ikke så mange tiltak som har hatt noen reel effekt mot tapene"* og *"Kalving og føring i gjerde representerer drastiske endringer i høve til den tradisjonelle reindriften. Permanente driftsløsninger hvor slike tiltak inngår vil nærme seg "reinfarming", og kan kun forsvares i helt spesielle sammenhenger"* (Reindriftens Rovviltutvalg 2002, avsnitt 4.4c side 24).

I det følgjande har vi derfor fokusert på tiltak som er føreslått for sau. I dette avsnittet vil vi sjå nærare på dei økologiske konsekvensane for det biologiske mangfaldet i beiteområda dersom utviklinga held fram som no, eller dersom beitebruken og/eller rovdyrforvaltninga blir endra. Vi har ikkje sett på skadeavgrensande tiltak som ikkje får direkte effektar på beitebruken, så som metodar for jaging eller skremming av rovdyr, halsklavar på beitedyr eller bruk av luktstoff for å halde rovdyr borte. Vi har heller ikkje sett på dei økonomiske konsekvensane av dei ulike tiltaka, eller på den politiske viljen til å leggje til rette for tiltaka. Både gjeting og andre av dei skisserte tiltaka er kostnadskevjangende, og kan neppe bli gjennomført utan kompensasjon til næringa. Kunnskap både om økologi og husdyrhald (agroøkologisk kunnskap) er viktig for at ei rekkje av forvaltingstiltaka under skal kunne bli vellykka både i høve til å ta vare på biologisk mangfald, sikre dyrevelferd og god tilvekst for beitedyra, og gje eit rimeleg økonomisk utkome for eigarane.

4.1 Vidareføring av dagens nivå av beitedyr og rovdyr

Dagens nivå av beitedyr i utmark ligg på noko over 2 millionar sau og lam (**tabell 4.1**). I tillegg kjem rundt 6 000 hestar, 70 000 geiter, rundt 170 000 tamrein (vinterflokk) og 220 000 storfe på utmarksbeite (Statens landbruksforvaltning 2003, Stortingsmelding nr. 12 2002-2003). Om lag 300 000 sau og storparten av mjølkekyrne beitar på innmark. Fordelinga av beitedyr er heterogen. Tamrein finst i dei samiske tamreinområda i Midt- og Nord-Noreg samt i sørnorske tamreinlag (sjå utbreiingskart i Linnell et al. 2003). Sau i utmark finst over storparten av landet, men tettleiken er størst i sentrale og vestlege delar av Sør-Noreg (Angeloff 2001) (**figur 4.1 og 4.2**). Det er rekna ut at om lag 700 000 sau og 150 000 tamrein beitar i område som overlappar med dagens utbreiing av store rovdyr (Linnell et al. 2003). Bjørn finst hovudsakleg i dei fem kjerneområda for bjørn, i Hedmark, Trøndelag, Troms og Finnmark (2 område) (**figur 4.1**). Det finst no minimum 6-12 vaksne binner i Noreg (Andersen et al.

2003). I 2001-2002 var talet på ulv i Noreg 13-18 individ, samt 23-24 individ som høyrde til flokkar på svensk side av grensa (figur 4.1). Gaupe finst over storparten av landet, men har minst tettleik i kystområda (figur 4.1). Bestanden har gått noko ned dei siste fem åra, og ligg no rundt 300-350 dyr. Det finst to skilde bestandar av jerv, den sørlege og den nordlege (figur 4.1). I dag finst om lag 245 ± 50 jerv i Noreg, om lag 25% av desse i den sørnorske bestanden (Andersen et al. 2003). I tillegg finst rundt 2000-2800 individ av kongeørn i Noreg (om våren), og det finst hekkande par over storparten av landet (Gjershaug & Nygård 2003).

Tabell 4.1. Tal beitedyr på utmark i høve til støtte for utmarksbeiting (Statens landbruksforvaltning, juli 2002).

	Tal bruk	Tal dyr
Mjølkekyr/ammekyr	8 221	81 400
Ungdyr av storfe	11 914	141 945
Sau (vaksne og lam)	17 165	2 063 459
Geit (vaksne og kje)	960	66 490
Hestar over 1 år	1 929	6 155

Det er lite truleg at dei store rovdyra vil få spreie seg over heile landet, sjølv om storparten av Noreg potensielt er høveleg habitat for dei (Lande et al. 2003, Linnell et al. 2003). Dagens politikk inneber ei geografisk differensiert forvaltning av dei store rovdyra, med ulv og bjørn i mindre delar av landet og større område for jerv og gaupe. Det er truleg at områda nær svenskegrensa vil ha høgast rovdryttelleik, medan kystområda (særleg Vestlandet) vil ha få eller ingen rovdyr. Øyar vil truleg halde fram som rovdryffrie soner.

Ved dagens nivå på rovdyrbestandane er rovdyrkonfliktar sjeldan einaste grunnen til at bønder sluttar med sauehald, men i ein del område er det medverkande årsak og i blant også hovudsak. Konfliktområda er i første rekkje innlandsområda langs svenskegrensa på Austlandet og i Midt-Noreg, som hovudsakleg har konfliktar i høve til ulv og bjørn, og jerveområda i dei nordlege fjellstroka i Sør-Noreg og i Midt- og Nord-Noreg. I Lierne kommune i Nord-Trøndelag har det lenge vore store tap av sau grunna bjørn. Andelen sau og lam på beite tatt av bjørn auka frå 4-6% på 1970-80-talet til 14-18% i perioden 1996-2001 (Sand et al. 2002). Trass i at ei rekkje førebyggjande og skadereduserande tiltak har vore sett inn, har mange valt å slutt med sau, og talet på sauebønder i Lierne har gått ned frå 45 i 1995-1996 til 28 i 2000-2001 (Sand et al. 2002).

Registreringane av biologisk mangfald og kulturlandskap er mangelfulle i mange område (jfr kapittel 2.11 og 2.12), og det finst ikkje noko samla oversikt over artar eller habitat som har gått tapt eller er trua på grunn av at beite opphøyrer verken på grunn av konflikt med rovdyr eller av andre årsaker.

Økologiske konsekvensar:

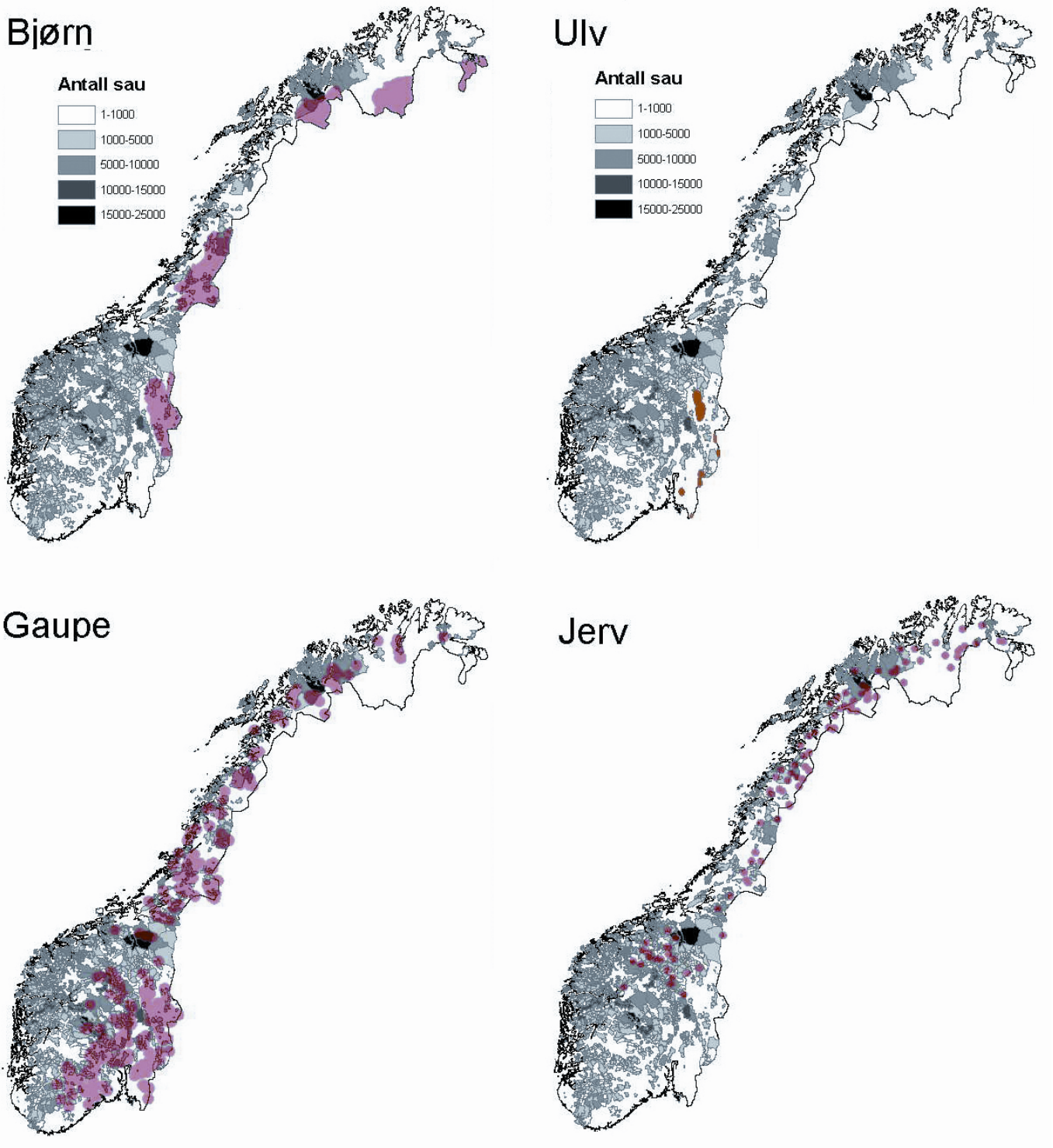
Dagens nivå av beitedyr skjøttar store delar av det kulturlandskapet som framleis er halde i hevd i Noreg. Sau åleine kan halde beita flekkar opne i lang tid, men kan berre delvis hindre den omfattande attgroinga av utmarka som skjer i dag. I mange område og habitat kan sau og andre beitedyr på dagens nivå halde i hevd ein beitebetinga vegetasjon der artar spesialtilpassa til beite inngår. Dersom husdyrbeite med sau skal halde fram som hovudskjøtselstiltak for kulturlandskap under den klimatiske skoggrensa, må det bli supplert med skogrydding (som til dømes vedhogst) for å halde skogen attende. I motsett fall vil skogsuksesjonen truleg vere for sterk til at beite kan hindre attgroing i mange område der det potensielt kan vokse skog (jfr avsnitt 3.2.7). Det same gjeld område i fjellet som gror att med dvergbjørk, vier eller einer, som hemmar eller hindrar beiting av gras og urter (Rekdal 2001) - jfr også kapittel 3.

4.2 Opphøyr av husdyrbeite i utmark

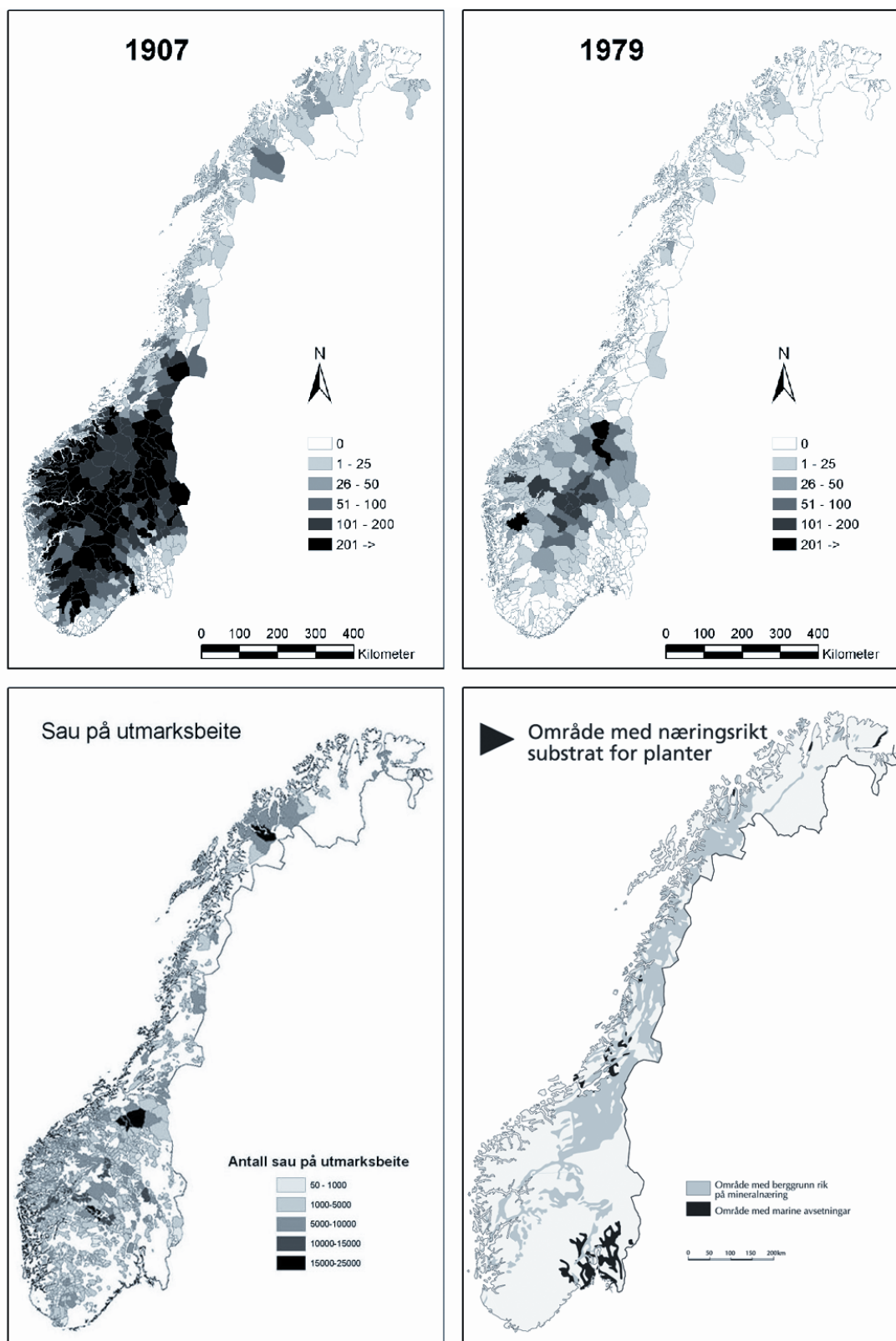
Som nemnt i 4.1 har ein del bønder gitt opp sauehaldet i dei mest rovdrytsette områda. Statleg kjøp av beiterettar i område med stor rovdryttelleik har vore føreslått. I Stortingsmelding nr 12 (2002-2003) skriv regjeringa at det er vanskeleg å forsvare fritt sauebeite i utmark i viktige leveområde for bjørn, ulv og delvis jerv. Ein ønskjer å stimulere til driftstilpassingar som minkar kontakten mellom husdyr og rovdyr eller til flytting av beitedyra. Dette gjeld i første rekkje i kjerneområda for bjørn, i område med familiegrupper av ulv innan forvaltningssona, og i ein del leveområde for jerv (Stortingsmelding nr. 12 2002-2003). Dette vil kunne føre til at sauebeite i utmark opphøyrer heilt eller delvis i ein del område, som til dømes på delar av Austlandet aust for Glomma og i delar av Nord-Trøndelag og Nordland.

Økologiske konsekvensar:

Den økologiske konsekvensen av at sauebeite opphøyrer lokalt eller regionalt, er at attgroinga av kulturlandskapet i desse områda vil skyte fart. Storparten av dei artane som er avhengige av beite vil over tid forsvinne frå områda, dersom andre beitedyr ikkje erstattar sauene. Artsmangfaldet på lokal og regional skala vil openbart gå ned. Statusen til dei ulike beitespesialistane, både når det gjeld karplanter, sopp og andre artsgrupper er så dårleg kjend, at det er uråd å seie kor mange artar eller naturtypar av nasjonal eller internasjonal verdi som vil vere trua og kunne gå tapt i dei ulike områda. I Grøvdalsområdet på Nordmøre er det til dømes estimert at meir enn 100 artar berre av planter og sopp vil kunne forsvinne ved opphøyr av sauebeite, inklusiv haustmarinøkkel som står på Bernkonvensjonen si liste og 18 raudlisteartar (sopp og planter) (Jordal 2000). Her har det vore ein del jervskader (jerven står også på Bernkonvensjonslista), og brukarar er i ferd med å slutte med sauedrift.



Figur 4.1. Utbreiing av dei fire store rovdyra i Noreg (markert med raudt), og deira overlapp med sau på utmarksbeite (grått). Frå Linnell (2003).



Figur 4.2. Utbreiing av seterdrift, sau på utmarksbeite og områder rike på mineralnæring. Seterbrukskarta er basert på jordbruksteljingane i 1907 (Statistisk Sentralbyrå 1909) og 1979 (Statistisk Sentralbyrå 1980), supplert med data frå Reinton (1955) for ein del kommunar der innrapportering til jordbruksteljinga i 1907 mangla. Kommunegrensene var svært annleis i 1907, og det gjer at plasseringa av 1907-tala inn i dagens kommunar kan vere noko usikker. Fordelinga av sau på utmarksbeite viser data frå 2001 og er frå Linnell (2003) etter Angeloff (2001). Kart over områder med leirjord, lausare berggrunn og berggrunn med høgt innhald av mineralnæringsstoff er frå Moen (1998b).

4.3 Konsentrasjon av husdyrbeite til visse areal

For å minke konfliktane mellom rovvilt og beitedyr nemner Stortingsmelding nr 12 (2002-2003) ein del tiltak som går ut på at husdyrbeite i desse områda skal kanalisert og konsentrert til visse areal. Desse omfattar fellesbeiteprosjekt kombinert med flytting av beitedyra og inngjerding med rovdysikre gjerde. Dette vil føre til at enkelte område får eit høgare beitetrykk enn i dag, og andre langt lågare. Det er også truleg at det totale området som blir beita vil minke, sidan alternativa er avhengig av at menneske lett når fram, noko som truleg vil konsentrere beitetrykket nær gardar, vegar og setrar. Sauen sine vandringar vil minke, og dyra vil sjeldan eller aldri nå dei fjerntliggjande områda av utmarka. Vi veit lite om korleis endringar i tettleik vil påverke vegetasjon, artar og populasjonsdynamikk. Bøndene sine organisasjonar åtvarar også mot at ein del av desse tiltaka berre vil flytte problemet og gje større skader og tap i andre buskpar i same eller nærliggjande område (Norges Bondelag et al. 2002).

4.3.1 Flytting av beitedyr

I ein del tilfelle vil det bli føreslått å flytte sauene slik at dei beitar i dei delane av utmarka der det er mindre rovvilt, eller der dei kan bli meir effektivt gjeta. Mulege mønster inneber flytting til øyar eller ut av territoriet til ei familiegruppe av ulv eller vekk frå jervehi.

"Spekedalsprosjektet" er eit slikt flyttingprosjekt, der sauebesetningar i reviområdet til ulveflokket på Koppangskjølen har vorte flytta til ulvefrie område nord i Rendalen kommune. I dette prosjektet held tilsette oppsyn tilsyn med sauene, og held dei inne i prosjektområdet. Prosjektet har vore drive sidan 1999, med støtte frå Direktoratet for naturforvaltning, og det har vore flytta 1500-2000 sau årleg.

Eit prosjekt på Helgelandskysten har mellom anna undersøkt tilvekst og tap av dyr på øybeite (Hatten & Høberg 2003). Her har rovdyrutsette sauebesetningar vorte flytta frå innlandet til øybeiting, noko som mellom anna kan vere med på å oppretthalde semi-naturleg vegetasjon på øyane og betre tilhøva for gås i same området (Hatten et al. 2001). Undersøkinga viser at tilvekst på dyra ikkje er eit argument mot flytting, og at tap på øybeiting er langt lågare enn tap i innlandet. Ein kostnadsanalyse viser også at i visse tilfelle kan det også vere økonomisk lønsamt å flytte dyr frå innlandet til øybeite (Hatten & Høberg 2003).

Økologiske konsekvensar:

Det finst ei rekkje område som hadde tent på å få eit høgare beitetrykk enn det har i dag. Kulturmarsområde av lokal, regional og nasjonal verdi er under attgroing trass i at det finst skjøtselsplanar som tilrår beite og krattrydding (Direktoratet for naturforvaltning 1996, Hatten & Høberg 2003, Hatten & Sickel 2002). Dette gjeld mellom anna kysttyngeheier,

øyar og andre område der rovdyrkonflikten er relativt liten. Kor mange sauebønder som har høve til å flytte buskpar sin ut av eit konfliktområde til eit konfliktfritt område veit vi ikkje noko om.

Det området ein i slike tilfelle flyttar beitedyra vekk frå, vil bli utsett for dei same attgroingsprosessane som nemnt i 4.2. For å vite kva verdiar som vil kunne gå tapt ved opphøyr av husdyrbeite trengst det kartlegging og registrering av det biologiske mangfaldet i området.

4.3.2 Inngjerding av beiteområde/utgjerding av rovvilt

Dersom ein ønskjer sauehald og høg rovdyr-tettleik i same område er inngjerding av beiteområda ei av dei skisserte løysingane. Det finst fleire typar inngjerding. Eit enkelt sauegjerde som held sauene samla på eit mindre område kan redusere talet på trefningar mellom sau og rovvilt, og såleis redusere rovdyr-tapet dersom det finst alternative byttedyr i området. Metoden kan gjerast meir effektiv ved å plassere gjetarhundar innafor gjerdet. Det finst også ulike elektriske gjerde (5-6 trådar med høgspenning) som blir rekna for å vere nærast rovdysikre. Desse er effektive mot alle typar rovvilt utom ørn. Utgjerding av rovvilt frå større areal av utmark er muleg, og kan vere aktuelt i visse område.

Resultatet er at beitetrykket kan bli sterkt konsentrert på mindre område av innmark og/eller utmark, dersom dei inngjerda områda ikkje er store. Det kan også krevje auka grasproduksjon som tilleggssfor dersom arealet ikkje er stort nok til å dekkje behovet til sauene.

Økologiske konsekvensar:

Dei økologiske konsekvensane av ei slik driftsendring kan vere store. Beite på innmark er rett nok med på å halde ein del av landskapet ope, men beiting på dyrka og gjødsla mark fremjar ikkje det biologiske mangfaldet. Dei typiske naturbeiteartane vil ikkje etablere seg på gjødsla mark med høg tilførsel av næringsstoff, og artsmangfaldet på slik mark vil bli verande lågt. Unntaket er dei marginale innmarksområda på lågintensive bruk, udyrka kantområde og restareal av tidlegare større beite- og slåtteareal. Slike småbiotopar og restareal av ugjødsla mark i og rundt innmark, er verdifulle habitat for ein del grasmarksartar (Høiland 1993, 1996), og ved å ta vare på desse vil ein bidra til å ta vare på biologisk mangfald.

Beite i innhegning i utmarka vil også fort kunne gje området preg av å vere gjødsla, dersom tettleiken av beitedyr blir høg. Ved tilleggssforing vil området i tillegg kunne få ein netto næringstilførsel. Det vil også vere fare for overbeite med redusert mangfald og auka erosjonsfare, når mange dyr er samla på eit lite areal. Ved inngjerding/utgjerding av større areal (fleire km²) og dersom området ikkje blir gjødsla, kan betinga gje ein positiv effekt på mangfaldet lokalt innan området.

4.4 Endring av driftsformer

Stortingsmelding nr 12 (2002-2003) foreslår også driftsendringar som kan minke konfliktane mellom rovvilt og beitedyr. Dette omfattar endring i dyreslag, (gjen)innføring av ulike former for gjeting, endring av beiteperiode med meir. Alle desse driftstilpassingane opnar for å leggje til rette for ein skjøtsel av spesielt verdifulle kulturlandskap, med lokale tilpassingar i dei ulike områda.

4.4.1 Endring i buskap

Ein del bønder har gått over frå sauehald til mjølkeproduksjon. Dette kan gje dei same konsekvensane som opphøyr av beite (4.1), då mjølkekyr sjeldan beitar i utmark. Endring mot kjøttproduksjon av storfe er også eit alternativ. Slaktekveg er langt mindre utsett for å bli byttedyr enn sau, sjølv om kalvar og ungdyr kan bli drepne av bjørn og ulv. Andre aktuelle buskapsendringar er overgang til geitehald eller til andre sauerasar. Dette alternativet kan føre til ei endring i retning av tidlegare beitebruk, der sam- eller vekselbeite mellom ulike husdyr i utmarka var vanleg (jfr **kapittel 2**).

Økologiske konsekvensar:

Effekten av buskapsendring frå sau til storfe er eit mindre selektivt beite (jfr avsnitt 3.1 og Nedkvitne et al. (1995)). Overgang til storfe vil også gje meir trakkslitasje på utsette område, som til dømes nær saltsteinar. Dersom storfeet er ute heile sommaren vil beitinga kunne bli spreidd over eit stort område, men om dei blir sankt jamleg for tilleggsforing eller blir halde inngjerda, blir beiteeffekten mest lokal. For urterike område og område som tidlegare har vore beita med storfe kan det vere positivt for mangfaldet med overgang frå sau til storfe. I tillegg er den temporære og romlege bruken av utmarka ulik for ulike beitedyr. Sidan ulike beitedyr representerer ulike typar småskala-forstyringar i vegetasjonen, er det truleg at eit beite med fleire dyreslag representert gjev grunnlag for det største mangfaldet. Sambeite mellom fleire husdyrassar er også vist å kunne auke bereevna i høve til beitedyra (Walker 1994).

4.4.2 Seinare slepp / tidlegare sanking

Tanken bak framlegget om å sleppe dyra seinare på utmarksbeite, er at dyra (i første rekkje lamma) då får betre kondisjon og større overlevingsssjansje, beiteperioden blir kortare og rovdyrtpa mindre som følgje av dette.

Storparten av jervetapa (og bjørnetapa) skjer seint på sommaren og tidleg på hausten. Dersom sauesankinga skjer i første del av august vil dette redusere tapa monaleg. Det gjer at utmarksbeitet kan oppretthaldast, men i ein noko kortare periode. Det krev ein lengre periode med innmarksbeite, eventuelt beite i inngjerding. Dette vil krevje større grasproduksjon som før til sauene før slepp og etter sanking. Lamma er meir utsette for å bli tatt av rovvilt enn vaksne dyr, og eit alternativ for å behalde ein lengre beitesesong kan vere å sanke lamma tidlegare og la søyene beite lenger utover hausten.

Økologiske konsekvensar:

Kortare beiteperiode vil gje meir attgroing. Dyra beitar helst på planter som er i tidleg vekstfase, og dersom dei blir slept seinare vil dette kunne føre til større oppslag av bjørk, vier og andre forveda planter som får mindre næringsverdi og blir tyngre å fordøye utover i sesongen (Nedkvitne et al. 1995). Forsøk med GPS-sendarar på sau i regi av NIJOS har vist at dyr som går fritt beitar meir i lågareliggjande og tidleg snøberre område (skogområde og setervollar) tidleg i sesongen og ved dårleg ver enn under gunstige vertilhøve seinare på sommaren (A. Bryn pers. medd.). God avbeiting tidleg er også viktig for utviklinga av beitet utover i sesongen, slik at beitegraset blir halde i vekstfase. Seinare slepp vil truleg gje dårlegare beite og tilvekst hos dyra, i tillegg til raskare attgroing.

Planter som blir beita tidleg i sesongen synest å ha større evne til å kompensere for beitinga enn planter som blir beita seint i sesongen (Strauss & Agrawal 1999). Det er mellom anna vist for den typiske grasmarksarten bakkesøte (Lennartsson 1997), men også den typiske slåttemarksarten enghaukeskjegg synest å kunne overleve i område med eit periodisk beite om våren (Skarpaas 2003). Søstermarihand synest på den andre sida å overleve best ved skjøtsel med slått eller ved seint beiteslepp (Norderhaug et al. 1997).

På andre sida vil tidleg slepp av storfe i område med hekkande vadefuglar eller andre bakkerugande fugl kunne vere uheldig for fuglane. Beita strandenger og havstrandenger blir rekna som viktige biotop for mange vadefuglar i Sverige. Dette krev at sleptida går ut mot midten av juni, slik at hekkinga er over (Dagernäs 1996). Insekt som er avhengig av tidlegblomstrand artar vil også kunne tene på seinare slepp.

For dei fleste artar har vi liten kunnskap om korleis dei reagerer på å bli beita på ulike tidspunkt. Det er truleg at artar som veks lenge utover hausten kan få ein konkurransefordel. Beitedyr kan fungere som frøspreiarar for ein del artar som blir beita i fruktstadiet, medan andre artar truleg tener på å bli skjerma frå beiting i dette stadiet.

4.4.3 Sanking nattetid

Etter som dei fleste rovdyrtpa skjer om natta er det sett fram forslag om at sauene kan bli slept kvar morgon for å beite i utmarka om dagen og så sankt kvar kveld og frakta til eit nattkve (innandørs eller på anna vis rovdyrssikkert) til dømes i samband med ei seter.

Økologiske konsekvensar:

Dette ville gje ein gradient i beitetrykket, størst nær innhegninga og minkande med auka avstand. Det er ikkje utgreidd kva konsekvensar dette vil ha for det biologiske mangfaldet. Dersom kvea blir plasserte i samband med gammalt kulturlandskap til dømes i seterregionen, vil det kunne bidra til å halde i hevd slike område som har lang kontinuitet som beitemark. Ulempene er at dette gir dårlegare tilvekst på sauene og truleg krev tilleggsforing.

4.4.4 Gjeting

Tilsyn med beitedyra kan gjennomførast med ulike intensitet. Det mest effektive vernet mot rovdyrtap (særleg når det gjeld ulv og bjørn) er intensiv gjeting, gjerne i kombinasjon med vaktarhundar og rovdysikre nattkve. Dette vil kunne gje låge tapstal, sjølv i område med mange rovdyr. I løpet av dagen vil sauene beite i relativt samla flokk med vaktarhundar til stades, og kanskje også med gjetarar og gjetarhundar dersom dyra ikkje flokkar seg naturleg. Gjetaren kan meir eller mindre velje kvar dei skal beite på dagtid. Om natta kan sauene returnere til nattkvea eller anna sengeleie. I løpet av sommaren er det muleg å flytte natteleiet for å gje tilgang til friskt beite.

Denne typen husdyrhald fører til ei meir heterogen fordeling av beite, med kvart natteleie som senter der beitetrykket minkar med auka avstand. Sidan beitetida blir konsentrert til halve dagen, og sauene er tvungne til å beite i flokk, er det sannsynleg at potensialet for selektivt uttak av byttedyr minkar.

Økologiske konsekvensar:

Med ei slik driftsform vil det vere muleg å regulere beitet ut frå kvar det er ønskeleg å ha størst beitetrykk sett frå eit biodiversitet- og kulturlandskapsperspektiv. I utgangspunktet kan dette vere gunstig. Men for å få nytte av ei slik driftsform i skjøtselsamheng krevst god kunnskap om beiteeffektar og om naturverdiane i området. Slik kunnskap manglar ofte.

4.5 Biologisk mangfald knytt til kulturlandskap på nasjonal, regional og lokal skala

Kartlegging av biologisk mangfald og verdifulle kulturlandskap i Noreg er komen eit stykke på veg, men det er framleis langt att til vi har ei samla oversikt som femner alle kommunar og alle fylke like godt, og kunnskapen om trua og sårbare artar og habitat er framleis mangelfull også på nasjonalt nivå. Generelt kan vi rekne med at det finst lokalt og regionalt verdifulle habitat spreidd over storparten av landet, på tilsvarende vis som til dømes er vist i Møre og Romsdal (Gaarder & Jordal 2001, Jordal & Gaarder 1999). Artsrike utmarkshabitat er gjerne knytt til baserike område (Pärtel 2002) og til område med lang bruks- og beitekontinuitet (Ekstam et al. 1988).

Ein indikasjon på lang bruks- og beitekontinuitet i stølslandskapet kan ein få ved å sjå på utbreiinga av seterbruk. **Figur 4.2** med kart over talet på setrar i 1907 og 1979 viser den massive tilbakegangen av seterdrifta på 1900-talet. Men karta gir også ein indikasjon på kvar setringa har vorte oppretthalde lengst framover mot vår tid. Samanliknar vi med kart over dagens utmarksbeite med sau (**figur 4.2**), ser vi ein stor grad av overlapp. Tradisjonell seterdrift og dagens saubeite har eit tyngdepunkt i nordboreal og alpin sone i sentrale og vestlege delar av Sør-Noreg. Om vi held dette saman med kart over område med høgt innhald av mineralnæring (**figur 4.2**), skulle vi få ein indikasjon på kvar sjansen er ekstra stor for å finne artsrike, kulturbetinga

plantksamfunn knytt til stølslandskapet på ein nasjonal skala. Det er likevel vanskeleg å blinke ut kjerneområde for kulturbetinga biodiversitet ut frå generelle mønster, spesielt på regionalt og lokalt nivå. Lokalt baserike område går ikkje fram av eit nasjonalt, generalisert kart. Dessutan kan viktige artar og lokalitetar og vere knytt til næringsfattige område, og bevaring av område med høg diversitet sikrar heller ikkje nødvendigvis trua og sårbare artar og vegetasjonstypar.

I område der det er aktuelt å setje i verk konfliktdempande tiltak i høve til rovdyr og beitebruk er det viktig å få ei oversikt over det biologiske mangfaldet som er representert i området. Ein kan til dømes ta utgangspunkt følgjande dokument og metodar for registrering og verdisetjing av område:

- Nasjonalt verdifulle kulturlandskap (Direktoratet for naturforvaltning 1994, oppdatert på www.dirnat.no)
- Førekost av prioriterte naturtypar (klasse A/B) basert på DN si handbok for kartlegging av naturtypar og verdisetjing av biologisk mangfald (Direktoratet for naturforvaltning 1999a)
- Førekost av trua vegetasjonstypar basert på statusvurderinga gitt i Fremstad & Moen (2001)
- Artsdiversitet av planter, særleg av grasmarksartar (sjå liste t.d. i Fremstad 1997, Norderhaug et al. 1999), sopp, særleg beitemarksopp og andre grasmarksartar (Jordal 1997), og helst også av andre artsgrupper (insekt, fugl m.m.).
- Eventuell førekost av ansvarsartar og raudlisteartar av ulik kategori, basert på den nasjonale raudlista (Direktoratet for naturforvaltning 1999b)
- Eventuell førekost av typelokalitetar for einskildartar

Som nemnt er det store forskjellar i naturgrunnlag og kulturhistorie mellom ulike delar av landet. Det biologiske mangfaldet i eitt område representerer ikkje automatisk det biologiske mangfaldet i eit anna område. Dette må det takast omsyn til i den praktiske forvaltninga både av store rovdyr og av det øvrige biologiske mangfaldet. I område der tiltak for å minke rovdyrkonfliktane skal setjast i verk trengst kartfesta informasjon om verdifulle landskap, naturtypar og kulturbetinga artar, for best muleg å kunne ta omsyn til det biologiske mangfaldet i praktisk arealforvaltning både på nasjonalt og på regionalt og lokalt nivå.

5 Konklusjonar

I denne utgreiinga viser vi at det har vore ein utstrekt bruk av utmarka i Noreg gjennom fleire tusen år, i første rekkje til beite, fôrhausting og brensel. Den menneskelege bruken har skapt lysopne landskap med spesiell artsamansetjing tilpassa ulike typar drift både langs kysten, i låglandet, i skog og i fjellområda. Desse kulturbetinga vegetasjonstypene og mange av plante- og dyreartane knytt til dei er i dag trua av landskapsendringar, i første rekkje attgroing. Samfunnsendringar har gjort at mykje av den tradisjonelle bruken har opphøyr, og utmarksbruken er i dag hovudsakleg beiting (i første rekkje av sau), noko seterdrift og ein del skogdrift og vedhogst i tillegg til anna bruk som jakt, fiske og friluftsliv.

I utgreiinga har vi sett saman kunnskap om utmarksbruk og beiteøkologi, og vurdert eventuelle effektar ulike forvaltingsstrategiar for rovdyr kan ha på det biologiske mangfaldet i utmarka. Landskapsendringane i dag er omfattande, både i område med og utan rovdyr, og trusselfaktorane for kulturbetinga biologisk mangfald er mange. Vi har også avgrensa kunnskap om kva effektar dagens beitebruk har på mangfaldet i ulike naturtypar, sett i høve til tidlegare utmarksbruk. Problemstillinga er såleis svært samansett, og det er vanskeleg å sjå éin faktor uavhengig av dei andre. Truleg vil den landbrukspolitiske og økonomiske utviklinga vere avgjerande for bøndene sin bruk av utmarka også framover. Vi konkluderer likevel med at forvaltninga av rovdyr kan få konsekvensar for det øvrige biologiske mangfaldet dersom den fører til endra utmarksbruk, og at det derfor er nødvendig med ei heilskapsvurdering ved val av forvaltingsstrategiar. Våre hovudkonklusjonar er:

– Opphøyr av beite fremjar attgroing

Beitedyr har til alle tider vore ein naturleg del av norsk natur, og husdyr, tamrein og ville beitedyr haustar store mengder fôr i norsk utmark. Ulike dyr gir ulike beiteeffektar, men totalt sett reduserer dette attgroinga med skog i område som ligg under den klimatiske skoggrensa og av einer, vier og dvergbjørk i lågare fjellregion (lågpin sone). I mange område er vegetasjonen spesielt tilpassa beiting, og bevaring av det biologiske mangfaldet er avhengig av at beitinga held fram. Eit lågt eller moderat saue- eller storfebeite vil kunne halde flekkar opne, men er åleine ikkje tilstrekkeleg for å halde skogen attende over lengre tid i produktive område. Alt beite vil bidra til å forseinke attgroinga. Geit har større evne til å bremse attgroing med skog enn dei andre husdyra. Beite av fleire husdyrslag eller hjortedyr i same område vil bidra ytterlegare til å halde landskapet opent. Det er liten kunnskap om korleis sambeite av fleire store beitedyr påverkar suksesjonsprosessar i ulike habitat. Andre former for bruk, som til dømes vedhogst, vil også vere med på å hemme attgroing.

Dersom førekomsten av rovdyr fører til at sauebeite opphøyrer i eit område utan å bli erstatta av anna skjøtsel, vil attgroinga i området akselerere og grasmarkvegetasjon og artar knytt til

den vil bli meir sjeldne eller forsvinne frå området. Det er sannsynleg at sau og storfe bidrar til spreing av planteartar mellom habitat, og at slik artsspreing går ned ved opphøyr av husdyrbeite. Mangfaldet vil derfor på sikt kunne gå ned både på landskaps-, biotop- og artsnivå ved opphøyr av beite.

– Kortare beitesesong vil gje raskare attgroing

I høve til attgroingsproblematikken er det spesielt viktig at beitedyra blir slept tidleg i sesongen. Dyra beitar helst på planter som er i tidleg vekstfase, og dess tidlegare dei blir slept dess meir vil dei beite på oppslag av bjørk, vier og andre forvoda planter som har størst næringsverdi og er lettast fordøyeleg like etter lauvsprett. Sau som går fritt beitar også meir i lågareliggjande og tidlegare snøberre område (skogområde og setervollar) tidleg i sesongen enn midtsommars. Seinsommars og på hausten beitar sauene igjen mykje i lågareliggjande strok.

Seinare slepp av beitedyr kan vere gunstig for enkelte artar, men uheldig for andre. Ein del karplanter har evne til å restituere seg etter beite og kan produsere blomster og setje frø om hausten, medan ein del vårblostrandartar kan vere meir utsett ved tidleg beite. Tidlegare sanking vil kunne betre frøproduksjonen for ein del artar, men vil kunne minke effekten av beitedyra som frøspreiarar over større område og mellom habitat. For dei fleste artar har vi likevel for liten kunnskap om korleis dei reagerer på å bli beita på ulike tidspunkt til å kunne gje tilrådingar i høve til beiteperiode. Kortare beitesesong vil uansett fremje attgroing.

– Beitedyrsendringar vil gje vegetasjonsendringar

Dersom sau blir erstatta av andre beitedyr som tiltak for å minke rovdyrskadane på husdyr, vil området som blir beita forandre karakter. Dette gjeld både landskapsdynamikken og artsamansetjinga i ulike vegetasjonstypar, då ulike beitedyr påverkar vegetasjonen på ulikt vis. I dei fleste tilfelle vil det vere gunstig for mangfaldet dersom bortfall av sauebeite blir erstatta med til dømes beite av storfe, mellom anna fordi mange område har ein beitehistorikk som omfattar storfebeite og sambeite mellom ulike husdyr. Kjøtrasar av storfe vil kunne ha større utmarksutnytting enn mjølkedyr. God områdekunnskap når det gjeld driftshistorie og vegetasjonsamansetjing er viktig for å kunne vurdere effekten av beitedyrsendringar. Dersom resultatet av beitedyrsendringa er at det blir beita på eit mindre areal enn det sauen har beita, vil attgroingsarealet auke.

Forsøk har vist at sambeite med ulike husdyr kan vere gunstig for å oppretthalde biologisk mangfald og halde kulturlandskap opne. Geit er spesielt effektiv når det gjeld å halde nede attgroande skog. Sambeite mellom husdyr og store hjortedyr er stadig meir vanleg, då hjortedyrbestandane har auka sterkt dei siste tiåra. Vi har lite kunnskap om dei økologiske effektane av slikt sambeite på regional skala, men ulike hjortedyr vil i ulik grad kunne bidra til å halde landskap opne.

– Større kanalisering av beitedyra kan i ein del tilfelle verke positivt på det biologiske mangfaldet, i andre tilfelle negativt

Flytting eller gjeting av beitedyr for å minke rovdyrkonfliktar kan vere gunstig dersom dyra blir styrt frå område som ein av ulike grunnar ønskje å skjerme for beiting til område som toler eller har "behov" for høgare beitetrykk. I ein del fjellområde er beitetrykket høgare i dag enn tidlegare, og dei økologiske effektane av dette er lite kjende. I enkelte tilfelle kan det vere muleg å kanalisere beitedyra mot område med lang beitehistorikk som er trua av attgroing. Dette kan til dømes brukast i skjøteselsamanheng overfor verdifulle kulturlandskap og trua vegetasjonstypar knytt til det.

På den andre sida vil sterkare kanalisering av beitedyra ofte føre til at beitedyra beitar på mindre areal enn ved fritt beite, og kanskje også krevje supplering med kraftfôr. Dette gir større attgroingsareal der beitedyra går ut, mindre attgroing der dei blir konsentrert. Kanalisering kan såleis vere uheldig for mangfald som har utvikla seg gjennom lang tids beiting. Undersøkingar tyder på at raudlisteartar finst spreidd i dei fleste område med lang beitekontinuitet. Auka næringstilførsel ved tilleggsfôring kan føre til større dominans av konkurransesterke artar og nedgang i plantemangfald.

Oversikt både over den regionale fordelinga av sau og andre beitedyr i området må koplast mot kunnskap om vegetasjonstypar og brukshistorie for å sikre at denne typen forvaltningstiltak for utmarksbeite skal kunne verke positivt i høve til biologisk mangfald.

– Beiting på gjødsla og dyrka mark fremjar i liten grad det biologiske mangfaldet

Innmarksbeite (beite i innhegning) på dyrka og fullgjødsla mark bidrar til å halde kulturlandskapet opent, men fremjar i liten grad plantemangfaldet og bør ikkje stimulerast ut frå omsynet til det biologiske mangfaldet. Gjødsla og dyrka mark er dominert av få artar med høg produktivitet, og trua eller sårbare kulturlandskapsartar er sjeldan representert. Beitedyr (alle artar) på slik mark vil ikkje bidra til auka biologisk mangfald i særleg grad.

Dersom det er habitatvariasjon innan det inngjerda området, med førekomst av grasmarker og kantsoner som har vore svakt eller aldri gjødsla, kan desse spele ei viktig rolle som habitat for spesielle artar. På gamle beitevollar eller liknande der det blir gjødsla med svak husdyrgjødsel spreidd ujamt kan det og finst artsrike grasmarker og spesielle artar. Dess større variasjon innan innhegninga, og dess større areal av ugjødsla kantsoner og beiteareal med kontinuitet, dess større er potensialet for førekomst av spesielle kulturbetinga artar. Sjansen for å oppretthalde artsamansetjinga i slike habitat på sikt innanfor eit elles gjødsla område er likevel omdiskutert.

Beiting av større innmarksareal som har vore lite eller aldri gjødsla, til dømes på restar av gammal beitemark knytt til gardar eller setrer, er svært viktig for å oppretthalde (kulturbetinga) biologisk mangfald. Også her gjeld det at beitetrykket må tilpassast naturgrunnlaget. Tilleggsfôr til dyr som beitar i slike område kan vere uheldig i høve til biologisk mangfald, fordi området då kan få ein netto næringstilførsel over tid. Det same gjeld for beiting i større, inngjerda utmarksareal.

– Spesielt verdifulle område og trua artar og habitat krev spesiell forvaltning

For å vite om spesielt verdifulle kulturlandskap eller trua/sårbare vegetasjonstypar og artar står i fare for å gå tapt i område der beite opphøyrer til dømes på grunn av rovdyrkonfliktar, trengst ofte supplerande registreringar av biologisk mangfald. Når det gjeld grasmarker er situasjonen at vi generelt treng betre oversikt både nasjonalt og regionalt. Der det finst artar og habitat av internasjonal og nasjonal verdi (eventuelt også av regional og lokal verdi), uavhengig av rovdyrproblematikk, trengst ei lokalt tilpassa forvaltning med mål om å sikre at slike område og artar blir tatt vare på. Trua og sårbare vegetasjonstypar og artar knytt til kulturlandskapet er ofte eit resultat av lang kontinuitet i kulturpåverknad. Det er vanskelegare å gjenskape enn å oppretthalde slike naturtypar, og restaureringsforsøk har vist at det kan vere vanskeleg eller uråd å få tilbake det opprinnelege mangfaldet i grasmark og heilandskap som er attgrodd eller gjødsla og oppdyrka.

Attgroing og gjødsling/oppdyrking av artsrike grasmarker er ein stor trussel mot det biologiske mangfaldet knytt til kulturlandskap i utmarka i Noreg. Resultatet er habitatreduksjon og fragmentering som fører til at mange av dagens trua artar når ein så låg populasjonstettleik at koloniseringa over tid blir redusert og sjansen for utdøying aukar. Ei berekraftig forvaltning av desse populasjonane er betinga av at vi kjenner habitatkrava og det kritiske arealnivået for kvar art.

– Andre kunnskapsbehov

Bevaring av eit høgt plantemangfald treng ikkje nødvendigvis å sikre førekomsten av trua og sjeldne planter i alle habitat. Vidare er plantene berre ein liten del av det mangfaldet som blir påverka av beite, og sjølv om det er dokumentert samanheng mellom plantediversitet og fleire andre organismegrupper, gir ikkje bevaring av planter automatisk bevaring av diversiteten av andre organismar. For mange artar og artsgrupper er effekten av beiting lite kjend. Vi treng også kunnskap om kva dyretettleik eller kva samansetjing av beitedyr som er optimalt for det biologiske mangfaldet i ulike naturtypar, og om kva tettleik som eventuelt fører til overbeite og redusert mangfald.

– Bevaring av biologisk mangfald krev heilskapsvurderingar

I følgje internasjonale avtalar (Bernkonvensjonen, Riokonvensjonen) og nasjonale mål skal vi ta vare på det biologiske mangfaldet i Noreg definert som variasjon i gener,

artar, naturtypar og landskap. Det er også ei politisk målsetjing at vi skal ha store rovdyr i Noreg. Artar som krev særskild vern omfattar alle artsgrupper, og omsynet til rovdyr vil kunne kome i konflikt med andre artar eller naturtypar som vi også er forplikta til å ta vare på. I praktisk arealforvaltning på lokalt eller regionalt nivå trengst kartfesta informasjon om vegetasjonstypar og kulturbetinga artar av spesiell verdi. Ei heilskapsvurdering er nødvendig for å velje forvaltingsstrategiar som på best måte tar omsyn til alle delar av det biologiske mangfaldet, og sikrar levedyktige bestandar av trua og sårbare artar og habitat.

6 Litteratur

- Allard, A., Ihse, M. & Nordberg, M. 1998. Vegetasjonsforandringar i fjellet - metodstudier i norra fjällen med hjelp av IRF-flygbilder och satellitbilder. WWF, Stockholm.
- Alm, T. 1986. Bruken av utmarksressurser i jordbruket i 1860-årene: Et eksempel fra Harstad og Kvæfjord i Sør-Troms. - *Polarflokken* 10: 151-156.
- Alpe, M. J., Kingery, J. L. & Mosley, J. C. 1999. Effects of summer sheep grazing on browse nutritive quality in autumn and winter. - *Journal of Wildlife Management* 63: 346-354.
- Andersen, R., Duncan, P. & Linnell, J. D. C. 1998. The European Roe Deer: the biology of success. - Scandinavian University Press, Oslo.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C. & Hustad, H., red. 2003. Rovvilt og samfunn i Norge. En veileder til sameksistens i det 21. århundre. NINA Temahefte 22: 48 s.
- Andersson, L. & Appelqvist, T. 1990. Istidens stora växtätare utformade de nemorala och boreonemorala ekosystemen. En hypotes med konsekvenser för naturvården. - *Svensk botanisk tidskrift* 84: 355-368.
- Angeloff, M. 2001. Temakartserie: Sau på utmarksbeite. Tal dyr slept på beite, 1999. Norsk institutt for jordogskogkartlegging, Ås.
- Archer, S. & Tieszen, L. L. 1983. Effects of simulated grazing on foliage and root production and biomass allocation in an arctic tundra segde (*Eriophorum vaginatum*). - *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 .1. 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 .2. The prediction of offtake by sheep. - *Journal of Applied Ecology* 34: 186-207.
- Arsenault, R. & Owen-Smith, N. 2002. Facilitation versus competition in grazing herbivore assemblages. - *Oikos* 97: 313-318.
- Asheim, L. J. & Eik, L. O. 1991. Vedlikehald av kulturlandskap med sauer og kasjmirgeiter. - *Sau og geit* 1991 (2): 41-44.
- Asheim, V. 1978. Kulturlandskapets historie. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Auestad, I., Norderhaug, A. & Austad, I. 1999. Road verges - species rich habitats. Field margin and buffer zones: ecology, management and policy. - *Aspects of Applied Biology* 54: 269-274.
- 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.

- Aukrust, L. O. 1917. Fjeldbeitene og deres utnyttelse Melkeproduksjon paa fjeldbeite. - Årbok for beitebruk i Noreg: 35-51.
- Austad, I. 1998. Hagemark og lauveng på Vestlandet. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo. S. 41-49.
- Austad, I. & Hauge, L. i trykk. The fjordscape of inner Sogn, West Norway. - I Jones, M. & Olwig, K., red. Nordscapes: Thinking landscape and regional identity on the Northern edge of Europe. University of Minnesota Press
- Austad, I., Hauge, L. & Helle, T. 1993. Kulturlandskap i Sogn og Fjordane. Bruk og vern. Sluttrapport. Sogn og Fjordane Distriktshøgskule.
- Austad, I. & Øye, I. 2001. Den tradisjonelle vestlandsgården som kulturbioologisk system. - I Skar, B., red. Kulturminner og miljø. Forskning i grenseland mellom natur og kultur. Norsk institutt for kulturminneforskning. S. 135-205.
- Austrheim, G. 1998. Plant biodiversity and land use in subalpine grassland. A conservation biological approach. Dr. scient.-avhandling. - Botanisk institutt, NTNU, Trondheim.
- Austrheim, G. 2002. Plant diversity patterns in semi-natural grasslands along an elevational gradient in southern Norway. - *Plant Ecology* 161: 193-205.
- Austrheim, G. & Eriksson, O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. - *Ecography* 24: 683-695.
- Austrheim, G. & Eriksson, O. 2003. Colonization and life-history traits of sparse plant species in subalpine grasslands. - *Canadian Journal of Botany*. I trykk.
- Austrheim, G., Evju, M. & Mysterud, A. under utarb. Herb species abundance and life history traits in two contrasting alpine habitats in Southern Norway.
- Austrheim, G., Olsson, E. G. A. & Grøntvedt, E. 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural subalpine grasslands of Budalen, central Norway. - *Biological Conservation* 87: 369-379.
- Austrheim, G., Punsvik, T., Pedersen, R. & Øvervatn, J. 2000. Beite i utmark. Oppsummering av kunnskapsbehov og organisering av forskning – Rapport fra konferansen Rovdyr og beitebruk – forskning som veiviser? Norges Forskningsråd, Oslo.
- Axelsen, B. 1975. Ressursutnyttelse i et fjellområde, Seterfjellet i Øystre Slidre – utnyttelse av og påvirkning på naturgrunnet. Hovedfagsoppgave i samfunnsgeografi, Universitetet i Oslo.
- Axelsen, B. 1983. Seterdrift og utmarksnæring. Arbeider fra Geografisk institutt, Universitetet i Trondheim nr. 33.
- 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.
- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. & Thompson, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. A review. - *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461-490.
- Barbaro, L., Dutoit, T. & Cozic, P. 2001. A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. - *Biodiversity and Conservation* 10: 119-135.
- Bardgett, R. D., Jones, A. C., Jones, D. L., Kemmitt, S. J., Cook, R. & Hobbs, P. J. 2001. Soil microbial community patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems. - *Soil Biology & Biochemistry* 33: 1653-1664.
- Bardgett, R. D., Streeter, T. C., Cole, L. & Hartley, I. R. 2002. Linkages between soil biota, nitrogen availability, and plant nitrogen uptake in a mountain ecosystem in the Scottish Highlands. - *Applied Soil Ecology* 19: 121-134.
- Batzli, G. O. 2000. Plant - herbivore interactions; An international perspective. Rapport fra konferansen Rovdyr og beitebruk - forskning som veiviser? Norges Forskningsråd, Oslo.
- Batzli, G. O., White, R., MacLean, S. F., jr, Pitelka, F. A. & Collier, B. D. 1980. The herbivore-based trophic system. - I Brown, J., Miller, P. C., Tieszen, L. L. & Bunnell, F. L., red. An arctic ecosystem: The coastal tundra at Barrow, Alaska. Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg. S. 335-410.
- Bele, B. 1993. Skogskolonisering i seterlandskapet i Surnadal, Møre og Romsdal, over ein 20-årsperiode. Hovedfagsoppgåve. - Botanisk institutt, NTNU, Trondheim. 86 s.
- Bele, B. 2002. Restaurerings- og skjøtselstiltak i Blåora og Nybuslette, Budalen i Sør-Trøndelag 2003-2008. Grønn forskning ; 2002:35. - Planteforsk Kvithamar forskningscenter, Stjørdal.
- Bele, B. & Norderhaug, A. 2001. Utmarksslåtter i Budalen og Endalen: kartleggingsbehov og avgrensning i forhold til skjøtselstiltak. Grønn forskning; 2001:22. - Planteforsk Kvithamar forskningscenter, Stjørdal.
- Bele, B. & Norderhaug, A. under utarb. Hva forteller trærne i gammelskogen?
- Bele, B. & Olsson, E. G. A. 1997. Det historiske perspektivet som redskap for bevaring av biologisk mangfold - eksempel fra det norske seterlandskapet. - NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk serie 1997-1: 94-98.
- Bengtsson-Lindsjö, S., Ihse, M. & Olsson, E. G. A. 1991. Landscape patterns and grassland plant species diversity in the 20th century. - *Ecological Bulletin* 41: 388-396.
- Berglund, B. E., red. 1991. The cultural landscape during 6 000 years. *Ecological Bulletin* 41. - Munksgaard, København.
- Bergstrøm, M.-R., Bø, T., Franzén, R., Henriksen, G., Nieminen, M., Overrein, Ø. & Stensli, O. M. 1993. Bjørn, gaupe, jerv og ulv på Nordkalotten – statusrapport 1993. - Nordkalottkomitéens rapportserie 30: 1-56.
- Bernes, C. 1994. Biological diversity in Sweden. Swedish Environmental Protection Agency, Monitor 14, Solna.

- Bilek, M., Zakova, I. & Bendova, P. 2000. Changes in floristic composition of degraded stands of mountain meadows at limited continual sheep grazing. - *Scientia Agriculturae Bohemica* 31: 221-232.
- Billings, W. D. 1974. Adaptations and origins of alpine plants. - *Arctic and alpine research* 6: 129-142.
- Birks, H. H., Birks, H. J. B., Kaland, P. E. & Moe, D. 1988. The cultural landscape: past, present and future. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Birks, H. J. B. 1996. Statistical approaches to interpreting diversity patterns in the Norwegian mountain flora. - *Ecography* 19: 332-340.
- Bjor, K. & Graffer, H. 1963. Beiteundersøkelser på skogsmark. - *Forskning og forsøk i landbruket* 14: 121-365.
- Bjåen, R. 1998. Rygjasau og spælsau. Aktivitet og beitebruk hjå sau i Setesdal-Ryfylkeheiane. Hovudfagsoppgåve. - Institutt for husdyrfag, Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Bonn, S. & Poschlod, P. 1998. Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. - Quelle & Meyer, Weisbaden.
- Borgedal, P. 1967. Norges jordbruk i nyere tid. Bind II. - Bøndernes Forlag, Oslo.
- Bretten, S. 1976. Sæterbrukets betydning for vegetasjon og produksjon i subalpine og alpine områder. - I Solbu, I., red. Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27.-28. november 1975. Norges landbrukshøgskole, Ås
- Bruun, H. H. & Fritzbogger, B. 2002. The past impact of livestock husbandry on dispersal of plant seeds in the landscape of Denmark. - *Ambio* 31: 425-431.
- Bruun, H. H., Fritzbogger, B., Rindel, P. O. & Hansen, U. L. 2001. Plant species richness in grasslands: the relative importance of contemporary environment and land-use history since the iron age. - *Ecography* 24: 569-578.
- Bryn, A. 2000. The effect of landscape changes on vascular plant species richness in Grimsdalen, a summer farm valley in Oppland, south central Norway. Cand. scient.-oppgåve i biologi, Universitetet i Oslo. 147 s.
- Bryn, A. 2001. Plantemangfold og gjengroing etter nedlagt seterdrift. - *Sau og geit* 6: 46-48.
- Bryn, A. 2002. Effekter av husdyrbeiting på biologisk mangfold i utmark. - *Biolog* 20: 13-18.
- Bryn, A., Norderhaug, A. & Daugstad, K. 2001. Re-growth effects on vascular plant richness in Norwegian, abandoned summer farm areas. - *Skógræktarritið* 1: 161-166.
- Brøgger, A. W. 1925. Det norske folk i oldtiden. Instituttet for sammenlignende kulturforskning. - Aschehoug, Oslo.
- Bråthen, K. A. & Odasz-Albrigtsen, A. M. 2000. Tolerance of the arctic graminoid *Luzula arcuata* ssp *confusa* to simulate grazing in two nitrogen environments. - *Canadian Journal of Botany* 78: 1108-1113.
- Buhler, C. & Schmid, B. 2001. The influence of management regime and altitude on the population structure of *Succisa pratensis*: implications for vegetation monitoring. - *Journal of Applied Ecology* 38: 689-698.
- Bullock, J. M., Franklin, J., Stevenson, M. J., Silvertown, J., Coulson, S. J., Gregory, S. J. & Tofts, R. 2001. A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. - *Journal of Applied Ecology* 38: 253-267.
- Bullock, J. M. & Marriott, C. A. 2000. Plant responses to grazing and opportunities for manipulation. - I Rook, A. J. & Penning, P. D., red. *Grazing Management*. British Grassland Society, Reading, UK. S. 17-26.
- Bullock, J. M., Silvertown, J. & Hill, B. C. 1996. Plant demographic responses to environmental variation: Distinguishing between effects on age structure and effects on age-specific vital rates. - *Journal of Ecology* 84: 733-743.
- Bush, M. B. & Flenley, J. R. 1987. The age of the British chalk grassland. - *Nature* 329: 434-436.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R. M. 1978. The effects of browsing by cattle and sheep on trees and bushes. - *Natura Jutlandica* 20: 79-93.
- Buttenschøn, R. M. & Buttenschøn, J. 1998. Population dynamics of *Malus sylvestris* stands in grazed and ungrazed, semi-natural grasslands and fragmented woodlands in Mols Bjerge, Denmark. - *Annales Botanici Fennici* 35: 233-246.
- Bøe, U.-B. 1998. Skogsbeite til storfe. - *Husdyrforsøkmøtet* 1998: 447-449.
- Bøe, U.-B. 2002. Storfe på skogsbeite: beskrivelse av forsøksområdet i Roktdalen, Snåsa kommune, Nord-Trøndelag: klima, skogforhold, vegetasjon, flora, fauna. Arbeidsnotat 139. - Høgskolen i Nord-Trøndelag, Steinkjer.
- Bøe, U.-B., Hansen, H. S., Bjelkåsen, T., Kroglund, R. T., Spidsø, T. K., Okkenhaug, H., Pareliussen, I. & Olsson, G. A. 2001. Kviger på skogsbeite - fornuftig ressursutnyttning eller skogens fiende? - I Jaren, V. & Løvstad, J. P., red. *Utmarksbeite og store rovdyr*. Delrapport 3 fra forskningsprogrammet *Bruk og forvaltning av utmark*. Norges forskningsråd, Området for miljø og utvikling. S. 27-32.
- Baadshaug, O. H. 1974. Jordbruksmessig utnyttning av fjelltraktene. En oversikt over norske undersøkelser. - *Forskning og forsøk i landbruket* 25-4 (supplement): 1-53.
- Callaway, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F. L., Newingham, B., Aschehoug, E. T., Armas, C., Kikodze, D. & Cook, B. J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. - *Nature* 417: 844-848.
- Carlsson, Å. 2002. Svag till måttlig växlande hävd. - *kulturmiljövård* 2/02: 20-24.
- Chaneton, E. J. & Facelli, J. M. 1991. Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. - *Vegetatio* 93: 143-156.
- Chapin III, F. S., McKendrick, J. D. & Johnson, D. A. 1986. Seasonal changes in carbon fractions in Alaskan tundra plants of different growth form: implications for herbivory. - *Journal of Ecology* 74: 707-731.

- Clutton-Brock, T. H. & Albon, S. D. 1989. Red deer in the Highlands. - Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Colman, J. E. 2000. Behaviour patterns of wild reindeer in relation to sheep and parasitic flies. Dr. Scient thesis. - Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo, Oslo.
- Connell. 1978. Deversity in tropical rain forests and coral reefs. - *Science* 199: 1302-1310.
- Crawley, M. J. 1983. Herbivory: the dynamics of animal-plant interactions. *Studies in ecology* ; 10. - Blackwell, Oxford.
- Crawley, M. J. 1997a. Biodiversity. - I Crawley, M. J., red. *Plant ecology*. Blackwell, Oxford. S. 595-632.
- Crawley, M. J. 1997b. Plant-hebivore dynamics. - I Crawley, M. J., red. *Plant ecology*. Blackwell, Oxford. S. 401-474.
- Dahle, B. 1984. Stølar og stølsliv i Øyste Slidre, Aurdal.
- Dahle, H. K., Danell, Ö., Gaare, E. & Nieminen, M., red. 1999. Reindrift i Nordvest-Europa i 1998 - biologiske muligheter og begrensninger. *TemaNord* 510. - Nordisk Ministerråd.
- Danell, K. & Bergström, R. 2002. Mammalian herbivory in terrestrial ecosystems. - I Herrera, C. M. & Pellmyr, O., red. *Plant-animal interactions: An evolutionary approach*. S. 107-131.
- Daugstad, K. 1990. Seterlandskapet – et kulturlandskap i endring, en studie av seterlandskapet i Os i Nord-Østerdalen. Hovedfagsoppgave. - Geografisk institutt, Universitetet i Trondheim AVH.
- Daugstad, K. & Sæter, S. 2001. Seterliv. - Samlaget, Oslo.
- Davidson. 1993. The effects of herbivory and granivory on terrestrial plant succession. - *Oikos* 68: 23-25.
- de Boer, W. F. & Prins, H. H. T. 1990. Large herbivores that strive mightily but eat and drink as friends. - *Oecologia* 82: 264-274.
- de Mazancourt, C., Loreau, M. & Abbadie, L. 1998. Grazing optimization and nutrient cycling: When do herbivores enhance plant production? - *Ecology* 79: 2242-2252.
- 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.
- Det kgl. selsk. for Norges vel. 1948-1974. Norske Fjellbeite 1-15. - Selskapet, Oslo.
- Diaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. - *Trends in Ecology & Evolution* 16: 646-655.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1994. Verdifulle kulturlandskap i Norge. Mer enn bare landskap! Tilråding fra det sentrale utvalget for registrering av verdifulle kulturlandskap. Del 4 Sluttrapport. - S 1-117.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1996. Status for verneområder der verneverdiene er trua. - DN-rapport 1996-1.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1999a. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. - DN-håndbok 13.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1999b. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian Red List 1998. - DN-rapport 3: 1-161.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2003. Rovbasen. www.dirnat.no/rovbasen.
- Dormaer, J. F. & Willms, W. D. 1998. Effect of forty-four years of grazing on fescue grassland soils. - *Journal of Range Management* 51: 122-126.
- Dupre, C. & Ehrlén, J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions. - *Journal of Ecology* 90: 796-805.
- Edwards, G. R. & Crawley, M. J. 1999. Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. - *Journal of Ecology* 87: 423-435.
- Eik, L. O. & Asheim, L. J. 1991. Introducing organic sheep and cashmere goat farming systems in Norway. Organic meat and milk from ruminants. The training center of the agricultural bank of Greece in Kastri, Athens, Greece, 4-6 Oct. 1991. S.
- Ekstam, U., Aronsson, M. & Forshed, N. 1988. Ångar. Om naturlige slåttermarker i odlingslandskapet. - LTs förlag, Stockholm.
- Elgmork, K. 2001. Bjørn og ulv på Østlandet de siste 250 år. - Det norske videnskapsakademi. Årbok 1997.
- Emanuelsson, U. 1987. Human influence on vegetation in the Torneträsk area during the last three centuries. - *Ecological Bulletin* 38: 95-111.
- Emanuelsson, U. 2002. Hävdens betydelse för miljön. - *kulturmiljövård* 2/02: 25-31.
- Emanuelsson, U. & Johansson, C. E. 1987. Biotopvern i Norden: biotoper i det nordiska kulturlandskapet. *Tema Nord* 1987:63. - Nordisk ministerråd, København.
- 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. Hovudfagsoppgåve. - Zoologisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Eriksen, M., Bjureke, K. E. & Dhillion, S. S. 2001. Mycorrhizal plants of traditionally managed boreal grasslands in Norway. - *Mycorrhiza* 12: 117-123.
- Eriksson, O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. - *Oikos* 77: 248-258.
- Eriksson, O., Cousins, S. & Bruun, H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. - *Journal of Vegetation Science* 13: 743-748.
- Eriksson, O. & Ehrlén, J. 2001. Landscape fragmentation and the viability of plant populations. - I Silvertown, J. & Antonovics, J., red. *Integrating ecology and evolution in a spatial context*. Blackwell, Oxford. S. 157-175.
- Eriksson, O. & Kiviniemi, K. 1999. Site occupancy, recruitment and extinction thresholds in grassland plants: an experimental study. - *Biological Conservation* 87: 319-325.
- Fischer, M. & Wipf, S. 2002. Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown

- subalpine meadows. - *Biological Conservation* 104: 1-11.
- Fischer, S. F., Poschod, P. & Beinlich, B. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grassland. - *Journal of Applied Ecology* 33: 1206-1222.
- Fossum, T. 1996. Bakkabua og utmarksslåtten. - *Norsk skogbruksmuseums årbok* 14: 165-185.
- Framstad, E. & Lid, I. B., red. 1998. Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier: 285 s. - Universitetsforlaget, Oslo.
- 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., Groffman, P. M., Evans, R. D. & Tracy, B. F. 2000. Ungulate stimulation of nitrogen cycling and retention in Yellowstone Park grasslands. - *Oecologia* 123: 116-121.
- Fremstad, E. 1995. Kystens lyngheier - har de en fremtid? - I Brox, K. H., red. *Natur* 1995. Tapir, Trondheim
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - *NINA Temahefte* 12: 1-279.
- Fremstad, E. & Moen, A., red. 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk serie 2001-4: 1-231.
- Fremstad, E., Aarrestad, P. A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - *NINA Utredning* 029: 1-172.
- Frisvoll, A. A., Elvebakk, A., Flatberg, K. I. & Økland, R. H. 1995. Sjekklister over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. - *NINA Temahefte* 4: 1-104.
- Frödin, J. 1992. Om fåbodsbebyggelsens utbredning och olika typer i Europa. - *Sv. Geogr. Årsb.*: 1-176.
- Funder, L. 1911. Sæterdriften i Norge.
- Fægri, K. 1988. Preface. - I Birks, H. H., Birks, H. J. B., Kaland, P. E. & Moe, D., red. *Cultural landscape, past, present and future*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 1-4.
- Fønnebo, R. 1988. Langs Nordmannsslepene over Hardangervidda. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Gimingham, C. H. 1975. Heathland ecology, Edinburgh.
- Gjerdåker, B. 2002. Norges landbrukshistorie III 1814-1920. Kontinuitet og modernitet. - Det norske samlaget, Oslo.
- Gjershaug, J. O. & Nygård, T. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Kongeørn i Norge: Bestand, predator-rolle og forvaltning. - *NINA Fagrapport* 58: 1-25.
- Gjærevoll, O. 1990. Alpine plants: Maps of distribution of Norwegian alpine plants. - Tapir, Det Kongelige norske videnskabers selskab, Trondheim.
- Goriup, P. D., Batten, L. A. & Norton, J. A. 1991. The conservation of lowland dry grassland birds in Europe. - Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Gotehus, Ø. 1999. Elgbeite i Ringsaker. Betydning av økende høgde over havet, og sau på utmarksbeite. Hovudfagsoppgåve. - Institutt for Biologi og Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Grace, J. B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. - *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2: 1-28.
- Grant, S. A., Suckling, D. E., Smith, H. K., Torvell, L., Forbes, T. D. A. & Hodgson, J. G. 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.
- Grenne, S. N. 1998. Landskapsendringer i relasjon til endra arealbruk i seterlandskapet i Sjødalen, Oppland 1964-1993. Hovudoppgåve. - Botanisk institutt, NTNU, Trondheim. 64 s.
- Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. - *Nature* 242: 344-347.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. - Hyman, London.
- Grimby, P. Ø. 1999. Gjengroing av kystlyngheiene – ikke bare tapt kulturhistorie og identitet. - Det Vestnorske kulturlandskapet. Rapport frå seminar i Sogndal 11. – 12. oktober 1999. Bergen Museums skrifter 6: 37-40.
- Grytnes, J. A., Birks, H. J. B. & Peglar, S. M. 1999. Plant species richness in Fennoscandia: evaluating the relative importance of climate and history. - *Nordic Journal of Botany* 19: 489-503.
- Gulden, G. 1996. Norske soppnavn. 3. utg. - Den norske soppnavnkomiteen, Fungiflora, Oslo.
- Gaarder, G. & Jordal, J. B. 2001. Rødlisterarter i Møre og Romsdal 2001. Planter, moser, kransalger, sopp, lav og sommerfugler. Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavdelinga, rapport nr 1-2001. - S 1-88.
- Hanski, I., red. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford Series in Ecology and Evolution. - Oxford University Press, Oxford.
- Hanssen, O., Ødegaard, F. & Kvamme, T. 1997. Forslag til rødliste for norske insekter. Del 1. Biller (Coleoptera). - *NINA Fagrapport* 031.
- Hasund, S. 1932. Vårt landbruks historie. - Aschehoug & Co, Oslo.
- Hatten, L., Follestad, A. & Norderhaug, A. 2001. Utmarksbeite på Helgelandskysten - en løsning på flere problemer: rapport fra forprosjektet. Rapport / Høgskulen i Sogn og Fjordane ; 2001:2. - Høgskulen i Sogn og Fjordane, Sogndal.
- Hatten, L. & Høberg, E. N. 2003. Er øybeiting et alternativ for rovdyrutsatte besetninger på Helgeland? - *Norden* 1/2003: 20-22.
- Hatten, L. & Sickel, H. 2002. Utkast til forvaltningsplan for øygruppa Lånan i Ytre Vegaøyan verneområde, Vega kommune, Nordland. Upublisert rapport.
- Hatten, L., Sickel, H., Elven, R. & Norderhaug, A. 1995. Vegetasjonsendringer i et kystkulturlandskap. - *Ottar* 207: 16-27.

- Heitmann, A. O. 1947. Seterbruk og seterbusetning i gammel tid, Oslo.
- Helle, T. & Aspi, J. 1983. Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. - *Oikos* 40: 337-343.
- Henry, B. A. M. 1981. Distribution patterns of roe deer (*capreolus capreolus*) related to the availability of food and cover. - *Journal of Zoology* 194: 271-275
- Hermundstad, K. 1952. Ættarminne. Gamal Valdres-kultur V. - Norsk Folkeminnelag, Oslo.
- Hester, A. J. 1996. Overgrazing in upland habitats: a literature review. Report. Macaulay Research and Consultancy Services Ltd, Craigiebuckler, Aberdeen.
- Hill, M. O., Evans, D. F. & Bell, S. A. 1992. Long-term effects of excluding sheep from hill pastures in North Wales. - *Journal of Ecology* 80: 1-13.
- Hobbs, N. T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. - *Journal of Wildlife Management* 60: 695-713.
- Hobbs, R. J. & Huenneke, L. F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: Implications for conservation. - *Conservation Biology* 6: 324-337.
- Hofgaard, A. 1997. Inter-relationships between treeline position, species diversity, land use and climate change in the central Scandes Mountains of Norway. - *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 419-429.
- Hofman, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. - *Oecologia* 78: 443-457.
- Holand, Ø., Bergmann, C., Bjåen, R., Colman, J. E., Hognestad, S., Moe, S. R., Perderson, C. & Reimers, E. 1999. Rein og sau klauv mot klauv - konkurranse eller "fredelig" samarbeid i heiene? - I Frøstrup, J. C., red. I villreinenes rike. Setesdal Vest-Ryfylkeheiene og Austheiene. Friluftsførlaget, Arendal.
- Holechek, J. L., Gomez, H., Molinar, F. & Galt, D. 1999. Grazing studies: What we've learned. - *Rangelands* 21: 12-16.
- Hougen, B. 1947. Fra seter til gård. Studier i norsk bosettingshistorie. - Norsk arkeologisk selskap, Oslo.
- Huenneke, L. F. 1991. Ecological implications of Genetic Variation in Plant Populations. - I Falck, D. A. & Holsinger, K. E., red. Genetics and Conservation of Rare Plants. Oxford University Press, New York & Oxford
- Huston, M. A. 1979. A general hypothesis of species diversity. - *American Naturalist* 113: 81-101.
- Huston, M. A. 1994. Biological diversity: The coexistence of species on changing landscapes. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Huston, M. A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variations in the diversity of plants and animals. - *Oikos* 86: 393-401.
- Hutchings, M. R., Gordon, I. J., Kyriazakis, I. & Jackson, F. 2001. Sheep avoidance of faeces-contaminated patches leads to a trade-off between intake rate of forage and parasitism in subsequent foraging decisions. - *Animal Behaviour* 62: 955-964.
- Hutchings, M. R., Gordon, I. J., Kyriazakis, I., Robertson, E. & Jackson, F. 2002a. Grazing in heterogeneous environments: infra- and supra-parasite distributions determine herbivore grazing decisions. - *Oecologia* 132: 453-460.
- Hutchings, M. R., Gordon, I. J., Robertson, E., Kyriazakis, I. & Jackson, F. 2000. Effects of parasitic status and level of feeding motivation on the diet selected by sheep grazing grass/clover swards. - *Journal of Agricultural Science* 135: 65-75.
- 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.
- Hutchings, M. R., Milner, J. M., Gordon, I. J., Kyriazakis, I. & Jackson, F. 2002b. Grazing decisions of Soay sheep, *Ovis aries*, on St Kilda: a consequence of parasite distribution? - *Oikos* 96: 235-244.
- Høeg, O. A. 1976. Planter og tradisjon. Floraen i levende tale og tradisjon i Norge 1925-1973. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Høeg, O. A. 1981. Eieren i norsk natur og tradisjon. - Norsk Skogbruksmuseums særpubl 5: 1-22.
- Høiland, K. 1993. Truede kulturbetingede planter i Norge. 1. Åkerugras. - NINA Utredning 47: 1-44.
- Høiland, K. 1995. Truede kulturbetingede planter i Norge. 2. Gårdstun. - NINA Fagrappport 3: 1-34.
- Høiland, K. 1996. Truede kulturbetingede planter i Norge. 3. Planter i beitemark og slåtteng. - NINA Fagrappport 19: 1-33.
- Høiland, K. 2002. Planter i utmarkas kulturlandskap. - *Biolog* 20: 27-28.
- Indrelid, S. 1988a. Jernalderfunn i Flåmsfjella. - *Arkeologiske skrifter* 4: 1-19.
- Indrelid, S. 1988b. The farming system and its history in the Flåm valley, Western Norway. - I Moe, D., red. The cultural landscape, past, present and future. Cambridge University Press, Cambridge. S. 49-52.
- Indrelid, S. 1990. Prehistoric and ancient man at higher altitudes and latitudes. *European Mountains: Norwegian Mountain Areas*. - *Pact*. 31: 17-23.
- Indrelid, S. & Moe, D. 1982. Februk på Hardangervidda i yngre steinalder. - *Viking* 46: 36-71.
- Isachsen, F. 1940. Seter-landsbyer i Nordfjord. - *Norsk Geografisk Tidsskrift* 8: 73-83.
- Jakobsson, A. & Eriksson, O. 2000. A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. - *Oikos* 88: 494-502.
- Jefferies, R. L., Klein, D. R. & Shaver, G. R. 1994. Vertebrate herbivores and northern plant communities: reciprocal influences and responses. - *Oikos* 71: 193-206.
- Johansen, B. & Karlsen, S. R. 1998. Endringer i lavdekket på Finnmarksvidda 1987-96, basert på Landsat 5-TM data. NORUT Informasjonsteknologi AS, Tromsø.

- Jonsdottir, I. S. 1991. Effects of Grazing on Tiller Size and Population-Dynamics in a Clonal Sedge (*Carex-Bigelowii*). - *Oikos* 62: 177-188.
- Jordal, J. B. 1997. Sopp i naturbeitemarker i Norge: en kunnskapsstatus over utbredelse, økologi, indikatorverdi og trusler i et europeisk perspektiv. Utredning for DN 1997:6. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Jordal, J. B. 2000. Biologiske undersøkingar i fjellgardane og seterdalane i Grøuvassdraget, Sunndal kommune : statusrapport for kulturlandskapet. Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Landbruksavdelinga, rapport nr 3-2000, Molde, Sunndalsøa. - S 1-84.
- Jordal, J. B. & Gaarder, G. 1999. Biologiske undersøkingar i kulturlandskapet i Møre og Romsdal 1992-1998. Samlerapport. Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Landbruksavdelinga, rapport nr 1-1999. - S 1-278 + kart.
- Kaland, P. E. 1974. Ble lyngheiene skapt ved fimbulvinter eller ved menneskeverk? - *Forskningsnytt* 19-4: 7-14.
- Kaland, P. E. 1979. Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområdet. - I Fladby, R. & Sandnes, J., red. På leiting etter den eldste garden. Universitetsforlaget, Oslo. S. 41-70.
- Kaland, P. E. 1986. The origin and management of Norwegian coastal heaths as reflected by pollen analysis. - I Behre, K. E., red. Antropogenic indicators in pollen diagrams. A. A. Balkema, Rotterdam. S. 19-36.
- Kaland, P. E. 1999. Kystlynghei. - I Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, I. & Kvamme, M., red. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo. S. 113-126.
- Kaland, P. E. & Krzywinski, K. 1978. Hasselens innvandring etter siste istid og den eldste kystbefolkning. - *Arkeo* 1 1978: 11-14.
- Kaland, P. E. & Vandvik, V. 1998. Kystlynghei. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo. S. 50-60.
- Kardell, L. 1984. Bondens skog. - *Bygd och Natur Årsbok* 1979: 57-71.
- Kielland-Lund, J. 1976a. Beitets påvirkning på ulike skogvegetasjonssamfunn. - I Solbu, I., red. Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27.-28. november 1975. Norges landbrukshøgskole, Ås. S. 1-8.
- Kielland-Lund, J. 1976b. Beitets påvirkning på ulike skogvegetasjonssamfunn. - I Solbu, I., red. Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27.-28. november 1975. Norges landbrukshøgskole, Ås. S. 1-8.
- Kielland-Lund, J. 1992. Håndbok for feltregistrering - viktige vegetasjonstyper i kulturlandskapet, Øst-Norge. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. Norsk institutt for naturforskning.
- Kielland-Lund, J. 1999. Beiteskog. - I Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, I. & Kvamme, M., red. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo. S. 95-102.
- Kjelland, A. 1982. Produksjonsforhold og ressursutnyttelse – utmarkas betydning for jordbruket i ei Trøndelagsbygd. - *Heimen* 19: 29-45.
- Klemola, T. 1999. Population cycles in voles: an experimental analysis of plant-herbivore-predator interactions. Ph. D. thesis, University of Turku.
- Klemola, T., Koivula, M., Korpimäki, E. & Norrdahl, K. 2000a. Experimental tests of predation and food hypotheses for population cycles of voles. - *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 267: 351-356.
- 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.
- Klemola, T., Norrdahl, K. & Korpimäki, E. 2000b. Do delayed effects of overgrazing explain population cycles in voles? - *Oikos* 90: 509-516.
- Klovning, I. & Hafsten, U. 1965. An early post-glacial pollen-profile from Flomsdalen, a tributary valley to the Sognefjord, Western Norway. - *Norsk geologisk tidsskrift* 45: 333-338.
- Krahulec, F., Skalova, H., Herben, T., Hadincova, V., Wildova, R. & Pechackova, S. 2001. Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. - *Applied Vegetation Science* 4: 97-102.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Kvamme, M. 1988a. Pollen analytical studies of mountain summer-farming in Western Norway. - I Birks, H. H., Birks, H. J. B., Kaland, P. E. & Moe, D., red. The cultural landscape, past, present and future. Cambridge University Press, Cambridge. S. 349-367.
- Kvamme, M. 1988b. Lokale pollendiagram og bosetningshistorie. Undersøkelser av ressursutnyttelse og kulturlandskapsutvikling i Vest-Norge gjennom de siste 3000 år. - I Lund, J., red. Folkevandringstiden i Norden. En krisetid mellom ældre og yngre jernalder. Rapport fra et bebyggelsesarkeologisk forskersymposium i Degerhamn. Öland, 2-4 oktober 1985. S. 75-113.
- Kvamme, M., Austad, I., Hauge, I., Norderhaug, A., Fremstad, E. & Moen, A. 1999. Kulturmarkene i historisk og regionalt perspektiv. - I Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, I. & Kvamme, M., red. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo. S. 21-34.
- Kvamme, M., Berge, J. & Kaland, P. E. 1992. Vegetasjonshistoriske undersøkelser i Nyset-Steggjevassdraget. Arkeologisk rapport 17. Historisk museum, Bergen.
- Kvamme, M. & Norderhaug, A. 1999. Støislandskapet. - I Kvamme, M., red. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo. S. 183-192.
- Körner, C. 1999. Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. - Springer, Berlin Heidelberg.
- Lande, U. S., Linnell, J. D. C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøsetj, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H.,

- Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B. & Swenson, J. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Potentielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på et økoregionalt nivå. - NINA Fagrappport 64: 1-31.
- Langhelle, O. 2001. Norway reluctantly carrying the torch. - I Lafferty, W. M. & Meadowcroft, J., red. Implementing sustainable development. Strategies and initiatives in high consumption societies. Oxford, London. S. 175-208.
- Larsson, J. Y. & Rekdal, Y. 2000. Husdyrbeite i barskog: vegetasjonstyper og beiteverdi. NIJOS-rapport ; 2000:9. - Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. & Forbes, T. D. A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. - Trends in Ecology and Evolution 12: 478-481.
- Lehtilä, K. & Syrjänen, K. 1995. Compensatory responses of two *Melampyrum* species after damage. - Functional Ecology 9: 511-517.
- Lennartsson, T. 1997. Demography, reproductive biology and adaptive traits in *Gentianella campestris* and *G. amarella*. Evaluating grassland management for conservation by using indicator plant species. Doktoravhandling, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Lennartsson, T., Tuomi, J. & Nilsson, P. 1997. Evidence for the evolutionary history of overcompensation in the grassland biennial *Gentianella campestris* (*Gentianaceae*). - American Naturalist 149: 1147-1155.
- Liavik, K. 1993. Suksesjonstrender på sætervoller i mellomboreal vegetasjonsregion i Surnadal, Møre og Romsdal – Floristisk artssammensetning og artsdiversitet. Cand. Scient.-oppgave. - Botanisk institutt, Universitetet i Trondheim – AVH.
- Lid, J. & Lid, D. T. 1994. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. - Det norske samlaget, Oslo.
- Linbladh, M. 1999. The influence of former land-use on vegetation and biodiversity in the boreo-nemoral zone of Sweden. - Ecography 22: 485-498.
- Linnell, J. D. C., Lande, U. S., Skogen, K., Hustad, H. & Andersen, R. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Scenarier for en geografisk differensiert forvaltning av store rovdyr i Norge. - NINA Fagrappport 65: 1-43.
- Losvik, M. H. 1988. Phytosociology and ecology of old hay meadows in Hordaland, Western Norway in relation to management. - Vegetatio 78: 157-187.
- Losvik, M. H. 1993a. Hay meadow communities in western Norway and relations between vegetation and environmental factors. - Nordic Journal of Botany 13: 195-206.
- Losvik, M. H. 1993b. Total species number as a criterion for conservation of hay meadows. - I Bunce, R. G. H., Rysckowski, L. & Paoletti, M. G., red. Landscape ecology and agroecosystems. Lewis Publishers, Boca Raton. S. 105-111.
- Lunde, J. 1917. Lauv som hjelpefôr. - Grøndahl & Søn Forlag, Kristiania.
- Lunden, K. 2002. Norges landbrukshistorie II 1350-1814. Frå svartedauden til 17. mai. - Det norske samlaget, Oslo.
- McIntyre, S. & Lavorel, S. 2001. Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. - Journal of Ecology 89: 209-226.
- McIntyre, S., Lavorel, S., Landsberg, J. & Forbes, T. D. A. 1999. Disturbance response in vegetation - towards a global perspective on functional traits. - Journal of Vegetation Science 10: 621-630.
- McNaughton, S. J. 1984. Grazing lawns: animals in herds, plant form, and coevolution. - American Naturalist 124: 863-886.
- Milchunas, D. G. & Lauenroth, W. K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. - Ecological Monographs 63: 327-366.
- Milchunas, D. G., Lauenroth, W. K. & Burke, I. C. 1998. Livestock grazing: animal and plant biodiversity of short-grass steppe and the relationship to ecosystem function. - Oikos 83: 65-74.
- Milchunas, D. G. & Noy-Meir, I. 2002. Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. - Oikos 99: 113-130.
- 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: 87-106.
- 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, B. 1995. Studies of the alpine flora along an east-west gradient in central western Norway. - Nordic Journal of Botany 15: 77-89.
- Moe, D., Indrelid, S. & Fasteland, A. 1988. The Halne area, Hardangervidda, use of a high mountain area during 5000 years – an interdisciplinary case study. - I Birks, H. H., Birks, H. J. B., Kaland, P. E. & Moe, D., red. The cultural landscape, past, present and future. Cambridge University Press., Cambridge. S. 429-444.
- Moen, A. 1976a. Slåttemyrers vegetasjon, produksjon og verneverdi. Foreløpig meddelelse fra forskningsprosjekt. - I Solbu, I., red. Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27.-28. november 1975. Norges landbrukshøgskole, Ås
- Moen, A. 1976b. Sølendet naturreservat, arbeid med skjøtselsplan. - I Solbu, I., red. Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27.-28. november 1975. Norges landbrukshøgskole, Ås
- Moen, A. 1989. Utmarksslåtten – grunnlaget for det gamle jordbruket. - Spor 1: 36-43.

- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of central Norway. - I *Vegetation ecology of Sølendet nature reserve, haymaking fens and birch woodlands*, *Gunneria* 63. S. 1-451, 1 kart.
- Moen, A. 1995. Vegetational changes in boreal rich fens induced by haymaking; management plan for the Sølendet nature reserve. - I Wheeler, B. D., Shaw, S. C., Fojt, W. J. & Robertson, R. A., red. *Restoration of temperate wetlands*. John Wiley & Sons Ltd. S. 167-181.
- Moen, A. 1998a. Endringer i vårt varierte kulturlandskap. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. *Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier*. Universitetsforlaget, Oslo. S. 18-33.
- Moen, A. 1998b. *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Moen, J., Lundberg, P. A. & Oksanen, L. 1993. Lemming Grazing on Snowbed Vegetation During a Population Peak, Northern Norway. - *Arctic and Alpine Research* 25: 130-135.
- Moen, J. & Oksanen, L. 1998. Long-term exclusion of folivorous mammals in two arctic-alpine plant communities: a test of the hypothesis of exploitation ecosystems. - *Oikos* 82: 333-346.
- Moles, A. T. & Westoby, M. 2002. Seed addition experiments are more likely to increase recruitment in large-seeded species. - *Oikos* 99: 241-248.
- Mulder, C. P. H. 1999. Vertebrate herbivores and plants in the Arctic and subarctic: effects on individuals, populations, communities and ecosystems. - *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2: 29-55.
- Mulder, C. P. H. & Harmsen, R. 1995. The effect of muskox herbivory on growth and reproduction in an arctic legume. - *Arctic and Alpine Research* 27: 44-53.
- Myhre, B., Øye, I., Lunden, K., Gjerdåker, B. & Almås, R. 2002. *Norges landbrukshistorie I-IV*. - Det norske samlaget, Oslo.
- Myrberget, S. 1987. Effekter av sauebeiting i et rypetereng. - *Fauna* 40: 144-149.
- Mysterud, A. 2000. Diet overlap among ruminants in Fennoscandia. - *Oecologia* 124: 130-137.
- 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 - Revue Canadienne De Zoologie* 77: 776-783.
- 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. - *Utmarksnæring i Norge* 1999-1: 1-197.
- Mysterud, A. & Mysterud, I. 2000a. Økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: I Interaksjoner mellom store beitedyr. - *Fauna* 53: 22-51.
- Mysterud, A. & Mysterud, I. 2000b. Økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: II Effekter av beiting på vegetasjon. - *Fauna* 53: 80-105.
- Mysterud, A. & Mysterud, I. 2000c. Økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: III Påvirkning på mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr. - *Fauna* 53: 106-116.
- Mysterud, A. & Mysterud, I. 2000a. Økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: I Interaksjoner mellom store beitedyr. - *Fauna* 53: 22-51.
- Mysterud, A., Steinheim, G., Yoccoz, N. G., Holand, O. & Stenseth, N. C. 2002. Early onset of reproductive senescence in domestic sheep, *Ovis aries*. - *Oikos* 97: 177-183.
- Mysterud, I. & Warren, J. T. 1991. Sau og barskogsforvaltning. - *Fauna* 44: 41-61.
- Nedkvitne, J. J. & Garmo, T. H. 1985. Utmarksbeite for sau. - *Sau og geit* 38: 124-127.
- Nedkvitne, J. J., Staaland, H. & Garmo, T. H. 1995. Beitedyr i kulturlandskap. - *Landbruksforlaget, Oslo*.
- Nes, T. 1991. Med lokk og lur: stulshistorikk fra Hjartdalsfjella, Notodden.
- Nes, T. 1998. Svartdalsheiane: stulshistorikk fra Svartdal og Åmotsdal, Notodden.
- Nesheim, L., Asheim, L. J., Garmo, T., Norderhaug, A. & Steinheim, G. 2002. Beite i det multifunksjonelle landbruket. Samspel mellom landbruksproduksjon og kulturlandskap - forskingsbehov. *Planteforsk Kvithamar, NILF, NLH Institutt for husdyrfag*.
- NIJOS. 1993. *Landskapsregioner i Norge, beskrivelser*. - Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- NIJOS. 2002. *Informasjonssystem for beitebruk i utmark*. Sluttrapport for etableringsprosjektet.
- Nitare, J. 1988. Jordtungor, en svampgrupp på tillbakagang i naturlige fodermarker. - *Svensk botanisk tidskrift* 82: 341-368.
- Norderhaug, A. 1988. *Urterike slåtteeenger i Norge: rapport fra forprosjektet. Økoforsk utredning; 1988:3, Ås-NLH*.
- Norderhaug, A. 1996. Hay meadows: biodiversity and conservation. - University of Göteborg Faculty of Natural Sciences Department of Systematic Botany, Göteborg.
- Norderhaug, A. under utarb. *Storfjordens kulturlandskap og forvaltningsutfordringer. Rapport fra Storfjordprosjektet*.
- Norderhaug, A. & Austad, I. 2000. *Kulturlandskapets biologiske mangfold - et historisk tilbakeblikk på vestlandsgården*. - I Blomberg, A. & Burman, A., red. *Mångfaldskonferansen 2000: Biodiversitet i odlingslandskapet*. Centrum för biologisk mångfalds Skriftserie 4. S. 15-21.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, I. & Kvamme, M., red. 1999. *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker: 252*. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Norderhaug, A., Bakkevik, B. & Skogen, A. 1997. Søstermariland, *Dactylorhiza sambucina*, en truet art i Norge? - *Blyttia* 55: 73-86.
- Norderhaug, A. & Ihse, M. i trykk. *Kulturlandskapsutviklingen i Norden 1975-2000 - et forsøk på oppsummering*. - Bergens museum.
- Norderhaug, A., Ihse, M. & Pedersen, O. 2000. Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. - *Landscape Ecology* 15: 201-218.

- Norderhaug, A. & Sickel, H. 2002. Levande stølar og kulturlandskap. Sluttrapport til Norges Forskningsråd og Statens Nærings- og Distriktsutviklingsfond. - Det Kgl. Selskap for Norges Vel og Planteforsk Kvithamar.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter: en plantesosiologisk monografi. Bergens museums skrifter; 22, Bergen.
- Norges Bondelag, Norsk Bonde- og Småbrukarlag & Norsk sau- og geitlagslag. 2002. Råd om forebyggende tiltak mot rovviltskader, 2002. Notat.
- Odgaard, B. V. 1994. The Holocene vegetation history of northern West Jutland, Denmark. - *Opera Botanica* 123: 1-171.
- Odgaard, B. V. & Rasmussen, P. 2000. Origin and temporal development of macro-scale vegetation patterns in the cultural landscape of Denmark. - *Journal of Ecology* 88: 733-748.
- Ohnstad, A. 1948. Dei indre fjordbygder i Sogn på veg til pengehusald. Tilskot til den økonomiske og sosiale historie i det 19de hundreåret (1820-1910). Omlegging av næringslivet. Tidsskrift utgjeve av historielaget for Sogn nummer 13. - Ingvald Husabø Prenteverk, Leikanger.
- Oksanen, L., Moen, J. & Helle, T. 1995. Timberline patterns in northernmost Fennoscandia. Relative importance of climate and grazing. - *Acta Botanica Fennica* 153: 93-106.
- Olaus Magnus. MDLV. Historia om de nordiska folken. - Utgitt i 1951 av Institutet för folklivsforskning vid Nordiska museet och Stockholms universitet.
- Oloff, H. & Ritchie, M. E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. - *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.
- Olofsson, J., Moen, J. & Oksanen, L. 2002. Effects of herbivory on competition intensity in two arctic-alpine tundra communities with different productivity. - *Oikos* 96: 265-272.
- Olofsson, J. & Oksanen, L. 2002. Role of litter decomposition for the increased primary production in areas heavily grazed by reindeer: a litterbag experiment. - *Oikos* 96: 507-515.
- Olsson, E. G. A. 2002. Skandinavisk fjällandskap – vildmark för turister, vårdobjekt eller framtidens matpotensial? - *Biolog* 20: 6-12.
- Olsson, E. G. A., Austrheim, G. & Bele, B. 1998. Ressursutnyttning og økologiske endringer i seterlandskapet. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget. S. 68-76.
- Olsson, E. G. A., Austrheim, G., Bele, B. & Grøntvedt, E. 1995. Seterlandskapet i Budalen og Endalen, del av Gauldalsvidda i Midt-Norge – kulturhistorie og økologiske forhold i fjellets kulturlandskap. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvernvedelina Rapport 2-95, Trondheim. - S 1-95.
- Olsson, E. G. A., Austrheim, G. & Grenne, S. N. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. - *Landscape Ecology* 15: 155-170.
- Osvald, H. 1964. Ång är åkers moder. Några drag ur ängskötselns historia. - *Bygd och Natur Årsbok 1964*: 48-57.
- Ouburg, N. J. 1993. On the relative contribution of genetic erosion to the chance of population extinction. PhD thesis, Rijksuniversiteit te Utrecht.
- Pain, D. J. & Pienkowski, M. W., red. 1997. Farming and birds in Europe. The common agricultural policy and its implications for bird conservation: 436 s. - Academic Press, Cambridge.
- Pastor, J. & Naiman, R. J. 1992. Selective foraging and ecosystem processes in boreal forests. - *American Naturalist* 139: 690-705.
- Pastor, J., Naiman, R. J., Dewey, B. & McInnes, P. 1988. Moose, microbes and the boreal forests. - *BioScience* 38: 770-777.
- Pedersen, R. 1973. Teoriene om seterbrukets utvikling. - *Bygd og By, Norsk folkemuseums årbok Bind XXIV*: 17-39.
- Pedersen, R. 1974. Seterbruket på Hedmarken: fra system til oppløsning. - Hedmarksmuseet, Domkirkeodden, Gjøvik.
- Pehrson, I. 1992. Bete och betesdjur. - Jordbruksverket, Jönköping.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. - *Nature* 307: 321-326.
- Poschlod, P. & Bonn, S. 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? - *Acta Botanica Neerlandica* 47: 27-44.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S. & Bonn, S. 1998. Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. - *Applied Vegetation Science* 1: 75-90.
- Prescott, C. 1993. Rapport fra Periferien. Nyere undersøkelser i Sogn. - I Forsberg & Larsson, red. Ekonomi och näringsformer i Nordisk Bronsålder 3. Studia Archaeologica Universitatis Umensis, Umeå. S. 151-161.
- Proulx, M. & Mazumder, A. 1998. Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. - *Ecology* 79: 2581-2592.
- Putman, R. J. 1996. Ungulates in temperate forest ecosystems: Perspectives and recommendations for future research. - *Forest Ecology and Management* 88: 205-214.
- Pywell, R. F., Bullock, J. M., Hopkins, A., Walker, K. J., Sparks, T. H., Burke, M. J. W. & Peel, S. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. - *Journal of Applied Ecology* 39: 294-309.
- Pärtel, M. 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. - *Ecology* 83: 2361-2366.
- Reindriftens Rovviltutvalg. 2002. Rapport fra Reindriftens Rovviltutvalg. Innspill til Stortingsmelding om rovviltpolitikken. - S 1-44.

- Reinton, L. 1955. Sæterbruket i Noreg I: sætertypar og driftsformer. Serie B, Skrifter / Institutt for sammenlignende kulturforskning; 48. - Aschehoug, Oslo.
- Reinton, L. 1957. Sæterbruket i Noreg II: anna arbeid på sætra, sætra i haustingsbruket og matnøytsla elles. Institutt for sammenlignende kulturforskning. - Aschehoug, Oslo.
- Reinton, L. 1961. Sæterbruket i Noreg III. Institutt for sammenlignende kulturforskning. - Aschehoug, Oslo.
- Reinton, L. 1963. Utmarksbruket grunnlaget for norsk jordbruk. - Heimen 7: 433-456.
- Reinton, L. 1969. Til seters, norsk seterbruk og seterstell. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Rekdal, Y. 2001. Husdyrbeite i fjellet: vegetasjonstypar og beiteverdi. NIJOS-rapport ; 2001:7. - Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Ricklefs, R. E. & Schluter, D. 1993. Species diversity: regional and historical influences. - I Ricklefs, R. E. & Schluter, D., red. Species diversity in ecological communities. University of Chicago Press, Chicago. S. 350-363.
- Ritchie, M. E. & Olff, H. 1999. Herbivore diversity and plant dynamics: compensatory vs. additive effects. - I Olff, H., Brown, V. K. & Drent, R., red. Herbivores: Between Plants and Predators. Blackwell Scientific, Oxford, UK. S. 175-204.
- Roem, W. J., Klees, H. & Berendse, F. 2002. Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. - Journal of Applied Ecology 38: 937-948.
- Ropeid, A. 1960. Skav. En studie i eldre tiders fôrproblem. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Samuelsen, R. T., Vorren, K.-D., Jensen, C. & Eilertsen, S. M. 1998. Vegetasjonsendringer i Nord-Norges kystlandskap. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo
- Sand, R., Aasetre, J., Aunsmo, L. G. & Christiansen, F. 2002. Regioner med rovdyr. Effekter på regional utvikling av rovdyrpolitikk og annen offentlig politikk. - NTF-notat 2002:8: 1-113.
- Sandnes, J. 1989. Ljåen og krøttermule. Om opphav og alder til det norske seterbruket. - Norsk Historisk Tidsskrift 1989 (3): 351-358.
- Schmid, B. 2002. The species richness-productivity controversy. - Trends in Ecology & Evolution 17: 113-114.
- Seldal, T. & Högstedt, G. 2000. Økologiske effekter av sauebeiting i fjellet. - I Ådland, E., Austad, I. & Indredlid, S., red. Det vestnorske kulturlandskapet. Bergen Museums Skrifter nr. 6. S. 19-24.
- Seldal, T. & Högstedt, G. 2001. Skader sauebeiting fjellets økologi? - I Jaren, V. & Løvstad, J. P., red. Utmarksbeite og store rovdyr. Delrapport 3 fra forskningsprogrammet Bruk og forvaltning av utmark. Norges forskningsråd, Området for miljø og utvikling. S. 13-18.
- Selsjord, I. 1960. Kviger på fjellbeite. - Tidsskrift for det Norske Landbruk 67: 376-382.
- Selsjord, I. 1966. Vegetasjons- og beitegranskingar i fjellet. - Forskn. Fors. Landbr. 17: 325-381.
- 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.
- Sickel, H. 1997. Kystkulturlandskap i forfall - vegetasjonsdynamikk i et nedlagt øyvær på Helgelandskysten. - Cand. Scient.-oppgave i botanikk. - Botanisk hage og museum, Universitetet i Oslo.
- Simpson, I. A., Kirkpatrick, A. H., Scott, L., Gill, J. P., Hanley, N. & MacDonald, A. J. 1998. Application of a grazing model to predict heather moorland utilizations and implications for nature conservation. - Journal of Environmental Management 54: 215-231.
- Skarpaas, O. 2003. Plant population dynamics in fragmented landscapes. Series of dissertations submitted to the Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo ; 257. - Department of Biology Faculty of Mathematics and Natural Sciences University of Oslo : Unipub, Oslo.
- Skogen, A. & Odland, A. 1991. Flora og vegetasjon i og rundt Ervikvatnet, Stad, 9 år etter senkningen, samt en vurdering av Morkadalsvassdragets botaniske verdi i verneplansammenheng. - NINA forskningsrapport 18: 1-60.
- Skogland, T. 1984. Wild reindeer foraging-niche organization. - Holarctic Ecology 7: 345-379.
- Skogland, T. 1994. Villrein. Fra urinnvåner til miljøbarometer. - Teknologisk Forlag, Oslo.
- Skurdal, E. 1997. Beiting i utmark - i praksis og i plansammenheng. Utmarks-næring i Noreg 1997-2. - Norsk sau- og geitagslag, Landbruksforlaget, Oslo.
- Skurdal, E. 2002. Beitebruk og kulturlandskap i framtida. - Biolog 20: 44-47.
- Slotte, H. & Göransson, H. 1996. Lövtåkt och stubbskottsbruk. Människans förändring av landskapet - boskapskötsel och åkerbruk med hjälp av skog. Del I-II. - Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien, Stockholm.
- Solberg, B. O., Hofgaard, A. & Hytteborn, H. 2002. Shifts in radial growth responses of coastal *Picea abies* induced by climatic change during the 20th century, central Norway. - Ecoscience 9: 79-88.
- Solbu, I., red. 1976. Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27.-28. november 1975. - Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Solem, T. 1991. The effects of early iron production on vegetation - a study by means of pollen analysis. - I Espelund, A., red. Bloomery ironmaking during 2000 years. Seminar i Budalen 1991:1
- Solheim, Bøe, U.-B. & Okkenhaug, H. 2000. Valg av beiteplanter hos kviger på skogsbeite i granplantefelt.
- Solheim, S. 1952. Norsk sætertradisjon. Serie B, Skrifter 47. - Instituttet for sammenlignende kulturforskning, Aschehoug.

- Stark, S., Strommer, R. & Tuomi, J. 2002. Reindeer grazing and soil microbial processes in two suboceanic and two subcontinental tundra heaths. - *Oikos* 97: 69-78.
- Stark, S., Wardle, D. A., Ohtonen, R., Helle, T. & Yeates, G. W. 2000. The effect of reindeer grazing on decomposition, mineralization and soil biota in a dry oligotrophic Scots pine forest. - *Oikos* 90: 301-310.
- Statens landbruksforvaltning. 2003. <http://www.slf.dep.no/>.
- Statistisk Sentralbyrå. 1909. Jordbrukstællingen i kongeriket Norge 30 september 1907: Utsæd, landbruksredskaper, kreaturhold, sæterbruk. Norges offisielle statistikk V 85, Kristiania.
- Statistisk Sentralbyrå. 1980. Jordbrukstællinga i Noreg 20 juni 1979. Norges offisielle statistikk.
- Steinheim, G., Nordheim, L. A., Holand, Ø., Rekdal, Y., Bryn, A. & Ådnøy, T. 2002. Sau og kulturlandskap. Foredrag, Natadal.
- Steinnes, A. 1988. Vern og skjøtsel av kysthei i Rogaland. - Økoforsk rapport 1988: 11.
- Sterten, L. D. 1997. Semi-naturlige grasmarker i Sikkilsdalen i 1923 og 1993. Hovedoppgave. - Botanisk institutt, NTNU, Trondheim. 59 s.
- Stohlgren, T. J., Schell, L. D. & van den Heuvel, B. 1999. How grazing and soil quality affect native and exotic plant diversity in Rocky Mountain grasslands. - *Ecological Applications* 9: 45-64.
- Stortingsmelding nr. 12. 2002-2003. Dyrehold og dyrevelferd. Landbruksdepartementet.
- Stortingsmelding nr. 19. 1999-2000. Om norsk landbruk og matproduksjon. Landbruksdepartementet. - S 1-161.
- Stortingsmelding nr. 35. 1996-1997. Om rovviltforvaltning. Miljøverndepartementet.
- Stortingsmelding nr. 42. 2000-2001. Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. Miljøverndepartementet.
- Stortingsmelding nr. 58. 1996-1997. Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling: Dugnad for framtida. Miljøverndepartementet.
- Strauss, S. Y. & Agrawal, A. A. 1999. The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. - *Trends in Ecology and Evolution* 14: 179-185.
- Strauss, S. Y. & Zangerl, A. R. 2001. Invertebrate-plant interactions. - I Herrera, C. & Pellmyr, O., red. *Plant-Animal Interactions*. Blackwell Science. S. 77-106.
- Staaland, H., Holand, Ø. & Kielland-Lund, J. 1998. Beitedyr og deres effekt på vegetasjonen. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. *Jordbrukets kulturlandskap : forvaltning av miljøverdier*. Universitetsforlaget, Oslo. S. 34-40.
- Svalheim, E. J. 2002. Ekstensiv kulturlandskapstiltak som en naturlig del av driftsgrunnlaget. - *Biolog* 20: 53-59.
- Szabó, M. 1970. Herdar och husdjur. En etnologisk studie över Scandinaviens och Mellanuropas beteskultur. - *Nordiska museets Handlingar* 73: Lund.
- Sætersdal, M. & Birks, H. J. B. 1997. A comparative ecological study of Norwegian mountain plants in relation to possible future climatic change. - *Journal of Biogeography* 24: 127-152.
- Sæther, B.-E., Solbraa, K., Sødal, D. P. & O., H. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn. - NINA Forskningsrapport 28.
- Sølvberg, I. Ø. 1976. Driftsmåter i vestnorsk jordbruk ca. 600-1350. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Søraas, A., Aurbakken, E. A., Bratli, H., Fjellstad, W., Løfaldli, L., Norderhaug, A., Stokland, J., Sickel, H. & Østebrot, A. 2002. Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Rapport fra arbeidsgruppe 3: Kulturlandskap. Direktoratet for naturforvaltning.
- Søyronki, N. 1938. Studien über die generative und vegetative Vermehrung der Samenpflanzen in der Alpenen Vegetation Petsamo-Lapplands. I Allgemeiner Teil. - *A-n. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo* 11: I - IX, 1-323.
- Tilman, D. & Pacala, S. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. - I Ricklefs, R. E. & Schluter, D., red. *Species diversity in ecological communities*. University of Chicago Press, Chicago. S. 13-25.
- Tobiassen, A.-H. 1975. Utnyttelse av elvesnelle som fôr til husdyr. - *Norveg: Tidsskrift for folkelivsgranskning* 18: 135-183.
- Tokeshi, M. 1999. Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives. - Blackwell Science, Oxford.
- Tuv, K. H. 2002. Økonomien i bruk av utmarka. - *Biolog* 20: 48-50.
- Tveite, S. 1975. Norsk landbrukshistorie 1750-1914. - Norges landbrukshøgskole.
- van der Waal, R., Pearce, I., Brooker, R., Scott, D., Welch, D. & Woodin, S. 2003. Interplay between nitrogen deposition and grazing causes habitat degradation. - *Ecology Letters* 6: 141-146.
- Vandvik, V. 1995. Mountain summer farms in Røldal, western Norway: vegetation, soils, and ecology. - Hovedoppgave i botanikk - Universitetet i Bergen, Bergen.
- Vandvik, V. 2002. Pattern and process in Norwegian upland grasslands: an integrated ecological approach. - Dr. Scient Thesis, University of Bergen Department of Botany, Bergen.
- Ve, S. 1941. Bonden, buskapen og skogen i gamle Vestlandsbygder. - *Tidsskrift for Skogbruk* 49: 149-215.
- Vegsund, F. N. 1979. Seterdrifta i Romedalen og på Vartdalsetra i manns minne. Semesteroppgave for lokal-historiestudiet, DH-skolen i Volda.
- Vera, F. W. M. 2000. *Grazing ecology and forest history*. - CABI Pub., New York.
- Vesk, P. A. & Westoby, M. 2001. Predicting plant species' responses to grazing. - *Journal of Applied Ecology* 38: 897-909.
- Vigerust, Y. 1949. Fjellbeitene i Sikkilsdalen. - *Årbok for beitebruk i Noreg 1946-47*: 18-188.
- Vinther, E. & Hald, A. B. 2000. Restoration of an abandoned species-rich fen-meadow in Denmark: changes in species richness and dynamics of plant groups during 12 years. - *Nordic Journal of Botany* 20: 573-584.

- Virtanen, R. 1998. Impact of grazing and neighbour removal on a heath plant community transplanted onto a snowbed site, NW Finnish Lapland. - *Oikos* 81: 359-367.
- Virtanen, R., Henttonen, H. & Laine, K. 1997a. Lemming grazing and structure of a snowbed plant community - A long-term experiment at Kilpisjarvi, Finnish Lapland. - *Oikos* 79: 155-166.
- Virtanen, R., Henttonen, H. & Laine, K. 1997a. Lemming grazing and structure of a snowbed plant community - A long-term experiment at Kilpisjarvi, Finnish Lapland. - *Oikos* 79: 155-166.
- Virtanen, R., Lundberg, P. A., Moen, J. & Oksanen, L. 1997b. Topographic and altitudinal patterns in plant communities on European arctic islands. - *Polar Biology* 17: 95-113.
- Visted, K. & Stigum, H. 1971. Vår gamle bondekultur. 3. utg. - Cappelen, Oslo.
- Voigtländer, U., Scheller, W. & Martin, C. D. 2001. Ursachen für die Unterschiede im biologischen Inventar der Agrarlandschaft in Ost- und Westdeutschland. Bundesamt für Naturschutz, Heft 40. - Bad Godesberg, Bonn.
- Vorren, K.-D. 1986. The impact of early agriculture on the vegetation of Northern Norway. A discussion of anthropogenic indicators in biostratigraphical data. - I Behre, K. E., red. *Anthropogenic Indicators in Pollen Diagrams*. A.A. Balkema, Rotterdam. S. 1-18.
- Väre, H., Ohtonen, R. & Mikkola, K. 1996. The effect and extent of heavy grazing by reindeer in oligotrophic pine heaths in northeastern Fennoscandia. - *Ecography* 19: 245-253.
- Walker, J. W. 1994. Multispecies grazing: The ecological advantage. - *Sheep and goat research journal* 10; Special Issue: 52-64.
- Waller, M. P. & Hamilton, S. 2000. Vegetation history and of the English chalklands: a mid-Holocene pollen sequence from the Caburn, East Sussex. - *Journal of Quaternary Science* 15: 253-272.
- Wegener, C. & Odasz, A. M. 1997. Effects of laboratory simulated grazing on biomass of the perennial Arctic grass *Dupontia fisheri* from Svalbard: Evidence of overcompensation. - *Oikos* 79: 496-502.
- Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. & Eriksson, O. 1999. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. - *Journal of Vegetation Science* 10: 609-620.
- 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.
- Westheim, S. 1992. Et nordnorsk seterbruk. - *Nordnorsk magasin* 15: 26-30.
- Wielgolaski, F.-E. 1975. Comparison of plant structure on grazed and ungrazed tundra meadows. - I Wielgolaski, F.-E., red. *Fennoscandian tundra ecosystems*. Part 1: plants and microorganisms. *Ecological studies*; 16-17. Springer, Berlin. S. 86-93.
- Wille, H. J. 1786. Beskrivelse over Sillejords Præstegjeld i Øvre-Tellemarken i Norge. - Gyldendals Forlag, København.
- Zackrisson, O. 1976. Vegetationsdynamik på kulturmark i övre Norrland under historisk tid. - I Solbu, I., red. *Gjengroing av kulturmark*. Internordisk symposium 27.-28. november 1975. Norges landbrukshøgskole, Ås
- Zimov, S. A., Chuprynin, V. I., Oreshko, A. P., Chapin III, F. S., Reynolds, J. F. & Chapin, M. C. 1995. Steppe-tundra transition: a herbivore-driven biome shift at the end of the pleistocene. - *American Naturalist* 146: 765-794.
- Zobel, M. 1992. Plant species coexistence - the role of historical, evolutionary and ecological factors. - *Oikos* 65: 314-320.
- Zobel, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? - *Trends in Ecology and Evolution* 12: 266-269.
- Ødegaard, F. & Coulianos, C.-C. 1998. Forslag til rødliste for norske insekter. Del 2. Teger (Hemiptera, Heteroptera). - NINA Fagrapport 033.
- Øien, D.-I. 2002. Dynamics of plant communities and populations in boreal vegetation influenced by scything at Sølendet, Central Norway. Dr. scient.-avhandling. - Botanisk institutt, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet NTNU, Trondheim.
- Aarrestad, P. A. & Vandvik, V. 2000. Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei - effekter av skjøtselsformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i hordaland. - NINA Fagrapport 044: 1-60.
- Aarskog, H. 1973. Om lauving slik den vart bruka i desse bygdene ved hundreårsskiftet. - *Tidskrift utgjeve av Historielaget for Sogn* 24: 40-44.
- Aas, B. & Faarlund, T. 1996. The present and the Holocene subalpine birch belt in Norway. - *Palaeoclimatic Research* 20: 19-42.