

Evaluering av skogvernet i Norge

Erik Framstad, Bjørn Økland,
Egil Bendiksen, Vegar Bakkestuen,
Hans Blom, Tor Erik Brandrud

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs 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

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU 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•NIKU Project-Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, 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 NINA og NIKUs 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 og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T.E. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. – NINA Fagrapport 54: 1-146.

Oslo, april 2002

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1299-4

Forvaltningsområde:

Bevaring av biologisk mangfold

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©: NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Erik Framstad, NINA, Oslo

Grafisk produksjon:

Simplicity

Digitaltrykk:

InPublish Kopisentralen

Opplag: 400 (også tilgjengelig i digitalt pdf-format)

Trykket på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tel: 7380 1400

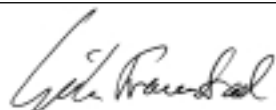
Fax: 7380 1401

internett: www.ninaniku.no

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15304

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Miljøverndepartementet og Landbruksdepartementet

Referat

Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T.E. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. – NINA Fagrapport 54: 1-146.

Dagens vern av skog i Norge er evaluert i forhold til politiske målsettinger knyttet til behovet for vern av et representativt utvalg av skog, store områder, truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper, samt biologisk mangfold. Sammenliknet med Sverige og Finland som har vernet 4-5% av sitt produktive skogareal, har Norge hittil vernet under 1% av produktiv skog. Vernet skog er skjevt fordelt i forhold til geografi og naturforhold, med en relativ underdekning av vernet skog for Øst-Norge, samt i nemoral, boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone og lavereliggende skog i alle regioner. Det er kun vernet 11 områder med mer enn 10 km² produktiv skog, herav hele 7 i Nord-Norge og de øvrige i Øst-Norge. Av truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper er det mangelfullt vern for edellauvskog, kalkskog, høgstaudeskog, lågurtskog, rik sumpskog og ulike typer kystbarskog, samt for boreal lauvskog og gjenværende gammelskog med lang kontinuitet. Vern av skog for å ta vare på artsmangfoldet kan dels knyttes til bestemte skogtyper og livsmiljøer med habitat som tilfredsstiller mange rødlistete arter. Omfattende satsing på både skogvern og miljøtiltak i skogbruket er nødvendig for å ta vare på biomangfoldet, men det er vanskelig å anslå eksakt hvor stort omfang skogvern og miljøtiltak skal ha. I forsøk på å anslå behovet for vern av skog ut fra ulike mål for slikt vern, synes det mest robust å anslå slike behov i forhold til representativt vern av skog. Under gitte forutsetninger anslås et behov for vern av skog på ca 3,4% av produktivt skogareal til et slikt formål. Dette vurderes også som tilstrekkelig til å dekke behovene for vern av store områder og spesielle skogtyper, forutsatt en passende fordeling av arealet innen hver region og vegetasjonssone. For dessuten å kunne dekke vernebehov for de mest kritiske delene av artsmangfoldet, antas det at til sammen minst 4,5% av produktivt skogareal (dvs ca 3360 km²) bør vernes (inklusive allerede vedtatt vernet skog). Dette kan tenkes fordelt på ulike vegetasjonssoner med vel 6% av produktiv skog for nemoral og boreonemoral sone, ca 5% for sørboreal sone og 3,6% for mellomboreal og nordboreal sone. Utredningen gir også anbefalinger om hvordan ytterligere vern av skog bør innrettes. Høyest prioritert på kort sikt er vern av gjenværende, noenlunde intakte og sammenhengende store skogområder, spesielt de på mer enn 50-100 km², foruten gjenværende, noenlunde intakte områder av kystbarskog og rikere skogtyper som edellauvskog, kalkskog, lågurtskog, høgstaudeskog og rik sumpskog, samt gjenværende større forekomster av gammelskog under naturlig dynamikk. Dessuten må det prioriteres å verne store og viktige forekomster av rødlistearter.

Emneord: skog – barskog – lauvskog – vern – miljøtiltak – evaluering – representativitet – biomangfold

Erik Framstad, Egil Bendiksen, Vegar Bakkestuen og Tor Erik Brandrud, NINA, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo
Bjørn Økland, Skogforsk, Høgskoleveien 12, 1432 Ås
Hans Blom, Skogforsk Bergen, Fanaflaten 4, 5244 Fana

Abstract

Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T.E. 2002. Assessment of forest protection in Norway. – NINA Fagrapport 54: 1-146.

The present protection of forest in Norway is assessed relative to political objectives for forest conservation, pertaining to protection of a representative selection of forest, threatened, rare and other special forest types, as well as biodiversity. Compared to Sweden and Finland which have protected 4-5% of their productive forest area, Norway has so far protected less than 1% of productive forest. Protected forest is not representatively distributed by geography or natural gradients, showing insufficient protection for Eastern Norway, for the nemoral, boreonemoral and south boreal vegetation zones, as well as for low-lying forest in all regions. Only 11 areas with more than 10 km² of productive forest have been protected so far, 7 of these are in Northern Norway, the others in Eastern Norway. Of threatened, rare and other special forest types, protection is inadequate for broad-leaved deciduous forest, calcareous forest, tall herb forest, low herb forest, rich swamp forest and various coniferous coastal forests, as well as for boreal deciduous forest and remaining old forest with long continuity. Protection of forest for the conservation of species diversity may partly be tied to specific forest types or habitat elements of significance to red-listed species. Extensive protection of forest as well as environmental measures in forestry are required to safeguard biodiversity, however, it is difficult to assess precisely how extensive forest protection and environmental measures should be. In an attempt to assess the protection needs relative to the specified objectives, needs for representative protection appear to be most robust. Under given assumptions, protection of about 3.4% of productive forest area is judged to be necessary to satisfy a representative distribution. This should also be adequate to cover the needs for large protected areas and special forest types, assuming a suitable distribution by regions and vegetation zones. To cover the most critical needs for parts of species diversity, it is assessed that at least 4.5% (i.e., about 3360 km²) of productive forest should be protected all together. This may be distributed on vegetation zones by 6% of productive forest for the nemoral and boreonemoral zones, 5% for the south boreal zone and 3.6% for the middle boreal and north boreal zones. The report recommends how additional protection of forest should be conducted. Highest priority in the short term is given to protection of the remaining, intact large forest areas, especially the ones with at least 50-100 km² of forest, as well as remaining, intact areas of coastal forest and richer forest types like broad-leaved deciduous forest, calcareous forest, low herb forest, tall herb forest and rich swamp forest, as well as remaining larger old forest tracts under natural dynamics. Protection of large and important assemblages of red-listed species is also of high priority.

Key words: forest – coniferous forest – deciduous forest – protection – environmental measures – assessment – representativity – biodiversity

Erik Framstad, Egil Bendiksen, Vegar Bakkestuen and Tor Erik Brandrud, NINA, PO Box 736 Sentrum, N-0105 Oslo, Norway
Bjørn Økland, Skogforsk, Høgskoleveien 12, N-1432 Ås, Norway
Hans Blom, Skogforsk Bergen, Fanaflaten 4, N-5244 Fana, Norway.

Forord

NINA og Skogforsk ble høsten 2001 anmodet av Miljøvern-departementet og Landbruksdepartementet om å forestå en evaluering av vernet av skog i Norge. Utredningen skulle særlig legge vekt på hvordan dagens vern tilfredsstillende politiske mål for vernet av skog, spesielt knyttet til vern av et representativt utvalg av skognaturen, av store skogområder og truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper, foruten bevaring av biologisk mangfold. I tillegg skulle utredningen omfatte en vurdering av i hvilken grad det var behov for ytterligere vern av skog og hvordan slikt vern i så fall burde innrettes fra faglig synsvinkel. For mer utfyllende presentasjon av mandatet og vår forståelse av dette henvises til rapportens kapittel 1.

Arbeidet med utredningen er gjennomført i et samarbeid mellom NINA og Skogforsk. NINA har hatt prosjektledelsen ved Erik Framstad, mens Bjørn Økland har hatt prosjektansvaret for Skogforsk. Som et ledd i forankringen av arbeidet hos fagfolk og interesseorganisasjoner ble det 7 februar gjennomført et eksternt seminar som redegjorde for prosjektet og diskuterte ulike aspekter ved oppgaven. I utformingen av rapporten har Erik Framstad hatt hovedansvaret for kap. 1-4, 9-10 samt redaksjon av hele rapporten, mens Bjørn Økland har hatt ansvaret for kap. 5, Egil Bendiksen for kap. 6-7 og Hans Blom for kap. 8, mens Vegar Bakkestuen har bidratt til kap. 4 og Tor Erik Brandrud til kap. 6-7.

Mange personer har gitt verdifulle bidrag til ulike faser av arbeidet, med tips om informasjon, bidrag med upubliserte rapporter og gjennomlesning og kommentarer til ulike utkast av rapporten. Vi vil særlig takke Ellen Arneberg (DN) for tilrettelegging av opplysninger om dagens verneområder, Camilla Baumann (Skogforsk) for assistanse med arrangement av seminaret, Katriina Bendiksen for oversettelse fra finske rapporter om skogvern, Rune Eriksen (NIJOS) for tilrettelegging av Landsskogtakseringens data til våre formål, Harald Korsmo (Høgskolen på Gjøvik) for bidrag med diverse upubliserte fylkesrapporter fra verneplanarbeidet, Asbjørn Solås (MD) for ymse litteraturbidrag og Svein Søggen (Skogeierforbundet) for viktig bidrag til kap. 8. For øvrig er vi takknemlige for ulike bidrag og kommentarer fra Gjermond Andersen, Johannes Anonby, Jørn Erik Bjørndalen, Bård Bredesen, Anders Bryn, Steinar Bø, Ivar Ekanger, Eli Fremstad, Ivar Gjerde, Geir Gaarder, Ingermari Halvorsen, Vera Hausner, Tom Hellig Hofton, Håkon Holien, Dag Holtan, Sigmund Hågvar, Beate Løken, Rein Midteng, Bjørn Moe, Mats G. Nettelbladt, Jan-Erik Nilsen, Anders Often, Jørund Rolstad, Sigmund Sivertsen, Odd E. Stabbetorp, Jogeir N. Stokland, Rune Sævre, Kåre Venn og Børre Aas.

Erik Framstad
Oslo, april 2002

Innhold

| | | | |
|---|-----------|--|------------|
| Referat | 03 | 7 Verneområdenes forhold til truede og sårbare arter .. | 75 |
| Abstract..... | 03 | 7.1 Innledning – historikk..... | 75 |
| Forord..... | 04 | 7.2 Vernebehov og prioriteringer | 75 |
| 1 Bakgrunn og mandat..... | 06 | 7.2.1 Edellauvskog..... | 76 |
| 1.1 Vern av skog i Norge | 06 | 7.2.2 Blandingsskoger og boreale lauvskog..... | 76 |
| 1.2 Mandat og formål for arbeidet | 08 | 7.2.3 Kalkrike barskoger | 76 |
| 2 Internasjonale aspekter ved skogvern..... | 10 | 7.3 Spesialområder for artsmangfold – ulike utvalgsstrategier..... | 78 |
| 2.1 Norges internasjonale forpliktelser | 10 | 7.4 Genetisk mangfold i skog | 79 |
| 2.2 Hva er gjort i andre sammenliknbare land? | 12 | 7.5 Oppsummering av vernebehov for artsmangfoldet..... | 79 |
| 3 Status for dagens vern av skog..... | 14 | Vedlegg 7.1: Rødlisterarter av sopp i edellauvskog | 80 |
| 3.1 Verneområdene | 14 | 8 Miljøregistreringer i skog, skogbrukets miljøsinn og betydningen av økonomiske null-områder | 84 |
| 3.2 Fordeling på verneform, fylker og regioner | 16 | 8.1 Miljøregistreringer i skog (MiS)..... | 85 |
| 3.3 Størrelsesfordeling | 16 | 8.1.1 Fordeling av arter i skog..... | 85 |
| 3.4 Naturgeografisk fordeling | 19 | 8.1.2 Regionale prioriteringer basert på fordeling av rødlisterarter..... | 86 |
| 4 Verneområdenes naturgeografiske representativitet . | 30 | 8.1.3 Hva registreres og hvor registreres det?..... | 88 |
| 4.1 Materiale og metoder | 30 | 8.1.4 Implikasjoner fra MiS – forvaltningsstrategier for truede og sårbare rødlisterarter | 90 |
| 4.2 Representativitet basert på analyser av digital kartinformasjon..... | 31 | 8.2 Skogbrukets miljøtiltak – Levende Skog | 91 |
| 4.3 Representativitet basert på analyser av Landsskogstakseringens data..... | 35 | 8.3 Null-områders fordeling og betydning for biologisk mangfold..... | 94 |
| 4.4 Konklusjon..... | 41 | 9 Behov for vern av skog..... | 98 |
| 5 Verneområdenes størrelse | 45 | 9.1 Mål og kriterier for vurdering av vernebehov | 98 |
| 5.1 Betydningen av store områder for dynamikk og mangfold i skog | 45 | 9.2 Anslag for vernebehov knyttet til ulike mål | 103 |
| 5.2 Status for vern av store skogområder i Norge | 49 | 10 Konklusjoner og anbefalinger | 112 |
| 5.3 Potensialet for områder registrert som verneverdige..... | 51 | 10.1 Mangler og suppleringsbehov for dagens vern av skog | 112 |
| 5.4 Konklusjon..... | 54 | 10.2 Mulig omfang for ytterligere vern av skog | 114 |
| 6 Verneområdenes forhold til vegetasjons- og naturtyper. | 55 | 10.3 Hvordan bør supplering av dagens verneområder foregå? | 115 |
| 6.1 Innledning..... | 55 | 10.4 Prioriteringer | 117 |
| 6.2 Definerte truede skogtyper | 55 | 11 Sammendrag | 118 |
| 6.2.1 Barskog | 55 | 12 Summary..... | 119 |
| 6.2.2 Edellauvskog..... | 57 | 13 Litteratur..... | 121 |
| 6.2.3 Boreal lauvskog..... | 61 | Vedlegg..... | 132 |
| 6.3 Andre skog- eller naturtyper | 62 | | |
| 6.3.1 Barskog | 62 | | |
| 6.3.2 Bjørkeskog | 65 | | |
| 6.3.3 Annen boreal lauvskog | 66 | | |
| 6.4 Oppsummering av vernebehov for skog- og naturtyper. | 68 | | |
| Vedlegg 6.1: Edellauvskog – vernestatus..... | 68 | | |

1 Bakgrunn og mandat

Norge er et variert land med stort spenn i klima, topografi og geologiske forhold og derfor med stor variasjon i naturtyper og arter. Naturen i Norge er imidlertid ung og ustabil sett i geologisk tidsperspektiv. Så godt som alle arter vi finner i Norge, har innvandret siden slutten av siste istid for ca 10 000 år siden, og dagens naturtyper har utviklet seg kontinuerlig i denne perioden. I løpet av de siste 1000 årene har også mennesket i økende grad satt sitt preg på naturen, først ved en økende utnyttning av biologiske ressurser til mat og fôr til husdyr som følge av økende befolkning. I de siste 500 årene har også en stadig mer intens utnyttning av ulike naturressurser til industrielle og andre økonomiske formål preget natur og landskap. Mot slutten av 1800-tallet ble en etterhvert oppmerksom på menneskets innflytelse på naturen og bekymret for om dette kunne ødelegge forekomst og karakter til spesielle naturtyper, naturkvaliteter og arter. Det utviklet seg en idé om at utvalgte deler av naturen måtte vernes mot menneskets utnyttning. Senere har slike ideer fått en form som dels omfatter vern i egne områder (stort sett) unntatt fra menneskelig økonomisk utnyttning, og dels en tilpasning av slik utnyttning for å ivareta nærmere spesifiserte naturkvaliteter. For Norges del er en slik kombinert strategi nedfelt i en politikk for bærekraftig utvikling (jf St.meld. nr 58 (1996-97)).

Skog utgjør en viktig del av naturens mangfold i Norge. Skog dekker store arealer, setter et karakteristisk preg på landskapet og utgjør leveområde for store deler av det biologiske mangfoldet. Skogene i Norge omfatter dels boreal skog, som utgjør en vestlig utløper av den eurasiatiske taigaen og omfatter typiske barskogsutforminger dominert av gran og/eller furu, bjørkeskoger i nord og mot fjellet og diverse andre lauvskogutforminger bl.a. sump- og flommarkskog. I tillegg kommer ulike utforminger av varmekjær edellauvskog og kulturpåvirkete skoger som utgjør karakteristiske elementer i landskapet og ofte inneholder svært mange arter.

Skogenes struktur og dynamikk er fra naturens side formet av ulike forstyrrelser som varierer i tid og rom (som brann, stormfelling, insektangrep m.m.), samt suksesser fra tidligere til sene faser i skogutvikling. Ulike forstyrrelsesregimer varierer i fordeling, omfang og hyppighet med terreng, klima og geografisk beliggenhet, slik at vi fra naturens side kan vente å finne regionale forskjeller i mønstre og økologiske prosesser. Vi skal ikke gå nærmere inn på generelle skogøkologiske forhold her, men henviser heller til en del nyere oppsummeringer av kunnskapen på feltet (Hansson 1997, Framstad et al. 2000, Jonsson & Kruys 2001, Rolstad et al. 2002.)

Vi har ingen god oversikt over artsmangfoldet knyttet til ulike skogtyper, men trolig er mer enn halvparten av alle arter i Norge knyttet til skog. For 3062 arter ført opp på den siste "rødlisten" over truede, sårbare og for øvrig verneverdige arter, er ca halvparten tilknyttet skog (anslått til 46% og 54% av henholdsvis DN (1999a) og Gundersen & Rolstad (1998)). Det er anslått at nesten 60% av slike arter i Norge er mer eller mindre truet eller negativt påvirket av arealbruksendringer knyttet til jordbruk og skogbruk (DN 1999a). Gundersen & Rolstad (1998) anslår at 269

arter er truet som direkte følge av skogbruk, mens de gir 1136 arter usikker status i forhold til skogbrukets påvirkning. Selv om våre kunnskaper om artsmangfoldet og truslene mot det er ganske begrenset, er det liten tvil om at skog er levested for svært mange arter og at en god del av disse artene i dag er truet.

I løpet av de siste 30 årene er det gjennomført et systematisk arbeid for å sikre utvalgte deler av norsk natur ved hjelp av ulike vernetiltak. En rekke tematiske verneplaner er gjennomført. Ikke minst er det gjort en betydelig innsats for å verne ulike typer skog, dels i form av egne verneplaner for henholdsvis edellauvskog og barskog, men også gjennom verneplaner rettet mot andre naturtyper som også omfatter en del skog. Samtidig er det de siste 10 årene arbeidet for å få skogbruket til å ta større grad av miljøhensyn i sin næringsvirksomhet, dvs å ta hensyn og gjennomføre tiltak som også kan tilgodese bevaring av biomangfold i noen grad (jf f.eks. retningslinjer utformet av programmet Levende Skog (1998d)).

I forbindelse med videre vern av norsk skognatur vil det være nyttig å vurdere hvordan vern og andre tiltak som alt er gjennomført, faktisk ser ut til å fungere. Spesielt er det viktig å vurdere hvordan dagens vern og øvrige tiltak bidrar til å oppfylle de politiske målsettingene som er lagt for å ta vare på norske skoger og deres biologiske mangfold. Denne rapporten skal forsøke å redegjøre for dette så langt tilgjengelige data tillater. Dessuten gir rapporten anbefalinger om hvor omfattende eventuelt ytterligere vern bør være og hvordan slikt vern bør innrettes ut fra faglige vurderinger.

1.1 Vern av skog i Norge

Vern av norsk natur oppsto som en idé i samfunnet mot slutten av 1800-tallet. Tidligere hadde man begynt å bekymre seg for menneskets økende innflytelse på naturressursene, og forestillingen slo rot om at vilt, fisk og skogressurser måtte forvaltes for framtidig høsting. Ideer om vern for naturens egen skyld og for menneskers opplevelse av natur tok først form fram mot 1900-tallet (Berntsen 1994). I siste halvdel av 1800-tallet kom de første offentlige vernevedtakene rettet mot områder med skog. Disse var i første rekke innrettet mot bevaring av bynære områder for befolkningens rekreasjon (Bygdø Kongsgård, Frognerseter-skogen og Ekebergskogen ved Oslo, bøkeskogen ved Larvik). Spesielt etter at Lov om naturfredning ble vedtatt i 1910, ble det utover på 1900-tallet fredet utvalgte store og spesielle trær og en del mindre områder med spesielle eller urskogspregete skogforekomster. Det var i hovedsak arbeidet med å få etablert nasjonalparker som på 1960-tallet førte til fredning av større områder som også inneholdt betydelige arealer med skog (Rondane i 1962, Børgefjell i 1963, Gutulia og Ormtjernkampen i 1968). I tillegg hadde Statskog administrativt fredet en rekke større skogområder i årene 1960-80. På 1970-tallet ble det også satt i gang vernearbeid for edellauvskog, myr og våtmarker, som etterhvert har resultert i fredning av lang rekke stort sett mindre områder som også omfatter skog. Men det var først fra 1980, med St.meld nr 68 (1980-81) "Vern av norsk natur", at det ble startet et systematisk arbeid for å verne norsk skognatur i sin fulle bredde. Startskuddet for vern av barskog gikk med anbefalingen fra det rådgivende kontaktutvalget om at en egen verneplan for barskog burde settes i gang umiddelbart (DN 1988).

Politiske målsettinger for vernearbeidet

Naturvernearbeidet i Norge er basert på visse generelle målsettinger om bevaring av et utsnitt av norsk natur. En evaluering av skogvernet i Norge må ta utgangspunkt i disse generelle målsettingene. Målsettinger for vern av norsk skognatur er bl.a. beskrevet som følger.

I St. meld nr 68 (1980-81) "Vern av norsk natur" er følgende retningslinjer gitt:

Departementet vil fortsette arbeidet med opprettelse av nasjonalparker, landskapsvernområder, naturreservater og naturminner med særlig vekt på:

- Å sikre et utvalg av naturområder som til sammen utgjør et representativt utsnitt av variasjonsbredden i norsk natur
- Bevaring av økologiske nøkkelområder, ved å verne områder som har en særdeles viktig funksjon for store konsentrasjoner av arter eller individer
- Bevaring av artsmangfoldet i naturen, ved å sikre leveområdene for truede dyre- og plantearter

I DN's rapport "Forslag til retningslinjer for barskogvern" (DN 1988) legger det rådgivende kontaktutvalget følgende målsetting til grunn for verneplanen:

Formålet med verneplanen er både å bevare det typiske og det sjeldne/truete i norsk barskognatur. Verneplanen bør derfor inneholde et landsomfattende utvalg av representative barskogtyper som dekker variasjonen i barskognaturen, sjeldne skogsmiljøer og leveområder og sjeldne /sårbare dyre- og plantearter. I tillegg mener utvalget at det må være et selvstendig mål å etablere et antall store verneområder.

Denne målsettingen ligger også til grunn for St. meld nr. 40 (1994-95) "Opptopping av barskogvernet fram mot år 2000".

I St. meld. nr 8 (1999-2000) "Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand" gis følgende nasjonale resultatmål:

Et representativt utvalg av norsk natur skal vernes for kommende generasjoner.

Dette utdypes på følgende måte:

En viktig pilar i vernepolitikken har i mange år vært å sikre et representativt utvalg av naturtyper og landskap, dels for å gi kommende generasjoner det samme grunnlaget for overlevelse og muligheter til bærekraftig bruk og opplevelse av biologisk mangfold som oss, men også for å sikre referanseområder slik at det er mulig å sammenlikne utviklingen i disse med øvrige områder.

I St. meld. nr 24 (2000-2001) "Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand" gjentas dette resultatmålet.

Status for vernearbeidet med skog

I innstillingen fra det rådgivende kontaktutvalget for vern av barskog (DN 1988) ble det trukket fram en rekke verneverdier ved urørt eller lite påvirket skog:

- vern av genressurser, ikke minst i anvendt sammenheng for å bevare genetisk variasjon hos skogstrær

- referanseområder for sammenlikning med skog under ulike typer av menneskelig påvirkning, ikke minst for å kunne skille effekter av arealbruk og annen lokal påvirkning fra storskala påvirkning fra langtransportert forurensning og klimaendringer
- økologiske laboratorier for undervisning og forskning, der urørt eller lite påvirket skog vil være viktig som referansetilstand dersom vi skal forstå grunnleggende sammenhenger i skogøkologien
- bevaring av sjeldne, truete og sårbare arter knyttet til lite påvirket skog
- bevare urskogsmiljøer med karakter av villmark for å kunne gi mennesker verdifulle naturopplevelser
- bevaring av vår felles naturarv
- bevaring av urørt skog har også en egenverdi

Ut fra slike motiver for bevaring av urørt eller lite påvirket skog la kontaktutvalget til grunn følgende målsetting for verneplanen for barskog (DN 1988): *Formålet med verneplanen er både å bevare det typiske og det sjeldne/truete i norsk barskognatur. Verneplanen bør derfor inneholde et landsomfattende utvalg av representative barskogtyper som dekker variasjonen i barskognaturen, sjeldne skogsmiljøer og leveområder og sjeldne /sårbare dyre- og plantearter. I tillegg mener utvalget at det må være et selvstendig mål å etablere et antall store verneområder.*

Utvalget kom med en rekke anbefalinger om hvordan vernet av barskog burde innrettes:

- det skulle legges til grunn en landsdelsvis tilnærming (Øst-Norge med Agder, Vestlandet, Midt-Norge inkludert områdene sør for Saltfjellet, Nord-Norge); for Nord-Norge burde både barskog og lauvskog inkluderes
- verneplanen skulle fange opp naturvern hensyn som ikke blir ivare tatt ved flerbrukshensyn i skogbruket, og verneplanen skulle derfor i særlig grad fokusere på urørt og lite berørt skog for å ivareta verdier ved slik skog
- verneplanen skulle søke å bevare det typiske så vel som de sjeldne og truete elementene i norsk barskognatur; vernet skog skulle være et representativt utvalg av skogen og skulle særlig ivareta høybonitet skog og skog i lavlandet, oseaniske og nordlige barskoger, sjeldne skogtyper, så vel som levesteder for sjeldne og sårbare arter; et antall store områder skulle det også være prioritert å sikre ved vern
- utvalget skisserte to alternative omfang for vern av barskog: alternativ A på 1296 km² verneareal ble ansett for faglig best og ville ivareta de fleste motiver for barskogsvernet; alternativ B på 550 km² ble vurdert å ha klare faglige svakheter, men ble fremmet av økonomiske grunner
- utvalget endte med å anbefale alternativ B, som sammen med tidligere vernet skog ville medføre et samlet verneareal på ca 615 km² produktiv barskog, dvs ca 1% av slik skog

Etter utvalgets innstilling ble det i regi av Direktoratet for naturforvaltning (DN) umiddelbart satt i gang arbeid for å identifisere, beskrive og kartfeste aktuelle områder for vern. Dette arbeidet er nedfelt i en rekke rapporter på fylkesbasis, med de viktigste vurderingene for verneplanen sammenfattet i regionvise rapporter (jf Korsmo et al. 1989, 1991, Moe et al. 1992, Korsmo & Svalastog 1994b). Verdivurderingene for de

enkelte områdene var i stor grad basert på vurderinger av skogstruktur og spor av inngrep for å kunne identifisere skog mest mulig preget av naturlig utvikling. Dessuten ble det lagt stor vekt på å finne gode eksempler på ulike representative skogtyper for de enkelte regionene. Både ut fra tilgjengelige ressurser og datidens kunnskaper om truete og sårbare arter ble det bare i svært begrenset grad lagt vurderinger av artsmangfoldet til grunn for verdisetting av områdene. På bakgrunn av registreringene av potensielle verneområder og den etterfølgende forvaltningsmessige behandlingen ble en rekke barskogsområder vernet utover på 1990-tallet.

Resultatet av den første delen av barskogsvernet åpenbarte en del mangler ved verneområdenes dekning i forhold til barskogsutvalgets anbefalinger. Dette kom bl.a. fram i en evaluering av barskogsvernet i 1995 (Framstad et al. 1995a), der det ble påpekt mangelfull dekning av rike skogtyper, lavereliggende skog, spesielle utforminger som kystbarskog, store skogområder og områder som er særlig viktige for truete og sjeldne arter. Ut fra behovet for å supplere vernet av barskog ble det derfor vedtatt å utvide arealrammen og sette i gang en ny fase av barskogsvernet (St. meld. nr. 40 (1994-95)). Nye registreringer av potensielle områder for barskogsvern ble gjennomført mot slutten av 1990-tallet. Det ble da lagt betydelig større vekt på registrering av forekomster av truete arter og miljøforhold som kan være viktige for slike arter. Gjennom de to fasene av verneplanen for barskog, samt ved tidligere vern av skog, skulle derfor en viktig del av norsk skognatur være vernet. Spørsmålet kan imidlertid reises om alle verdier ved vern av skog (jf DN 1988) er tilstrekkelig godt ivaretatt ved det vernet som er vedtatt innenfor rammene av nåværende verneplaner.

1.2 Mandat og formål for arbeidet

Mandatet

For å ta vare på mangfoldet av arter og naturtyper i skog, må det sikres en god balanse mellom vern og bærekraftig bruk. Vernets funksjon er bl.a. å sikre et tilstrekkelig fundament i form av et landsdekkende nettverk av de typiske og de sjeldne eller truete elementene i norsk skognatur.

I henhold til St. meld. nr. 24 (2000-2001) "Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand" og St. meld. nr. 42 (2000-2001) "Biologisk mangfold" skal vernet av skog i Norge evalueres. På grunnlag av resultatene fra denne evalueringen skal Miljøverndepartementet i samarbeid med Landbruksdepartementet og andre berørte parter i løpet av 2002 utarbeide en strategi for å hindre tap av biologisk mangfold i skog.

Miljøverndepartementet har bedt NINA og Skogforsk om å forestå evalueringen av vernet skog i Norge og har gitt følgende mandat for oppgaven:

- 1 Evalueringen skal klarlegge i hvilken grad politisk vedtatte målsettinger som er lagt til grunn for vernearbeidet er oppfylt, herunder:
 - Hvordan det gjennomførte vernet dekker opp ulike norske skogtyper mht representativitet og naturgeografisk fordeling.

- Hvordan sjeldne skogtyper, skogområder som er spesielt viktige for rødlistete arter, sjeldne skogsamfunn, samt store skogområder, er fanget opp.

Eventuelle mangler knyttet til disse punktene skal identifiseres med faglig begrunnet prioritering.

- 2 Evalueringen skal på bakgrunn av punkt 1 vurdere behovet for å supplere det landsdekkende nettet av verneområder, og foreslå hvordan en slik supplering eventuelt bør innrettes faglig.

Drøftingen under pkt. 2 bør trekke inn hvilken betydning det har for å hindre tap av biologisk mangfold at deler av skogarealet ikke utnyttes til skogsdrift (ikke drivverdige skogområder), vurdere hvordan miljøhensyn i skogbruket bidrar og hvilken vekt disse elementene kan tillegges i forhold til et eventuelt økt vern av skog.

Evalueringen skal gjøres på grunnlag av eksisterende data om vernet skog i Norge, eksisterende data om skogen i Norge generelt, og relevant faglitteratur.

I forhold til punkt 1 i mandatet skal evalueringen klarlegge i hvilken grad politisk vedtatte målsettinger som er lagt til grunn for vernearbeidet, er oppfylt (jf pkt 1.3 over). Her skal flere ulike problemstillinger vurderes. Dette er utdypet i formuleringen av oppdraget som følger:

Representativitet: Hvordan dekker det vedtatte vernet opp ulike norske skogtyper mht. representativitet og naturgeografisk fordeling? Fordelingen av vernet skog kan her ses i forhold til flere forskjellige dimensjoner:

- ulike norske skogtyper, sett i forhold til egnete og aksepterte faglige inndelinger av skogen
- forskjellige naturgeografiske gradienter (f.eks. fattig – rik, lavland – fjell, kyst – innland, produktivitet)
- naturgeografiske regioner, f.eks. geografiske hovedregioner i Norge, naturgeografiske regioner i Norden

Evalueringen skal ta utgangspunkt i de dataene som er tilgjengelige for de enkelte verneområdene, som så sammenholdes med tilsvarende data for det ordinære skogarealet i Norge. Slike data kan f.eks. være naturgeografiske regioner, høydelag, boniteter, ulike typer skogarealer, vegetasjonstyper/skogtyper, arealstørrelser for verneområdene og deres innhold av produktiv skog.

Ulike analyser skal foretas for å vise om vernet skog fordeler seg representativt i forhold til skog generelt, og om sjeldne naturtyper og viktig biologisk mangfold er fanget opp innen hver region. Resultatet bør også sammenstilles med opplysninger om gjenværende gammelskogsområder (data for død ved, avstand til vei osv) og biologisk mangfold i skog (nyere kunnskap).

Store områder: Hvordan er store skogområder fanget opp i det vedtatte vernet? Dette vil kunne vurderes og sammenholdes med opplysninger om gjenværende villmarkspregete skogområder.

Sjeldne skogtyper og områder for rødlistete arter: Hvordan er sjeldne skogtyper og skogområder som er spesielt viktige for rødlistete arter, fanget opp i det vedtatte vernet? Sjeldne skogtyper er identifisert bl.a. i DN-håndbok nr. 13, St. meld. nr. 8 (1999-2000) s. 133, St. meld. nr. 40 (1994-95), og annen relevant litteratur trekkes inn. Både nasjonalt sjeldne og internasjonalt sjeldne skogtyper skal vurderes. Opplysningene om vernete/ikke vernete arealer med sjeldne skogtyper er mangelfulle, men det bør være mulig å finne tilstrekkelig informasjon i registreringsrapporter og faglitteraturen til å få en vurdering av hvordan disse er dekket opp. Det samme gjelder for skogområder som er spesielt viktige for rødlistete arter. Nyere forskning og sammenstillinger fra de senere årene må kunne legge grunnlag for en metodikk for denne delen av prosjektet (eks Nasjonal rødliste (DN 1999), MiS (Gjerde & Baumann 2002), Skogforsk-rapporter, nøkkelbiotopregistreringer). Det bør også vurderes i hvilken grad genetisk diversitet for ulike arter (bl.a. skogstrær) er fanget opp i vernearbeidet hittil.

På bakgrunn av vurderingene av hvordan dagens vern oppfyller vedtatte målsettinger, skal prosjektet også vurdere behovet for å supplere det landsdekkende nettet av verneområder (jf mandatets punkt 2). I denne sammenhengen skal det også foreslås hvilke faglige kriterier som bør legges til grunn for et eventuelt videre arbeid med vern av skog, og hvilke faglige prioriteringer som bør vektlegges i et slikt arbeid.

I vurderingene av behovet for eventuell supplering av dagens verneområder skal det også trekkes inn hvilken betydning det har for å hindre tap av biologisk mangfold at deler av skogarealet ikke utnyttes til skogsdrift (ikke drivverdige skogområder), hvordan miljøhensyn i skogbruket bidrar, og hvilken vekt disse elementene kan tillegges i forhold til et eventuelt økt vern av skog. Andre land allerede har gjort tilsvarende analyser av skogbrukets bidrag til å ivareta det biologiske mangfoldet i skog, og konklusjoner på dette punktet bør ses i sammenheng med konklusjoner fra land det er naturlig å sammenlikne seg med (bl.a. Sverige og Finland).

Norges internasjonale forpliktelser, herunder ivaretagelse av skogtyper som Norge har et internasjonalt ansvar for (eks. kalkskog, kystgranskog, andre oseaniske skogtyper, nordlige barskoger, bekkeløfter) må belyses spesielt. Det samme gjelder oppfyllelse av Bern-konvensjonen og andre internasjonale forpliktelser når det gjelder vern av naturområder.

Det bør også vurderes hvordan andre viktige hensyn til miljøverdier, forskning etc. eventuelt kan ivaretas i et framtidig vernearbeid.

Data om vernete arealer skal så langt det er mulig framstilles slik at de blir sammenliknbare med data fra andre land. Det vises her bl.a. til IUCNs kriterier og arbeidet innen ECE/FAO når det gjelder klassifiseringen av vernete arealer. Det er ønskelig at evalueringen knytter kommentarer til data- og statistikkspørsmål, herunder faglig relevante og hensiktsmessige måter for å måle vern av skog.

I vurderingene av ev. videre arbeid med vern av skog er det en glidende overgang mot det strategiarbeidet som vil etterfølge den faglige evalueringen. Det forventes ikke at NINA og

Skogforsk går inn i rent politiske vurderinger om valg av strategi i det videre arbeidet, men gir faglig begrunnede vurderinger og anbefalinger.

Avgrensninger og tolkning av oppgaven

Mandatet over beskriver en meget omfattende oppgave, dels i tilknytning til analyser som skal gjøres der datagrunnlaget kan være både heterogent og mangelfullt. Dessuten skisserer mandatet at vurderingene skal ses i forhold til skogbrukets miljøtiltak og andre forstlige forhold som kan bidra til å bevare biologisk mangfold. I lys av ressurstilgangen og aktuelle tilgjengelige data for de ulike delene av vurderingene, er det ikke mulig å gå i like stor detalj på alle deler av oppgaven. Dels er noen elementer prioritert framfor andre, dels er noe underkastet kvantitativ analyse, mens andre deler er basert på mer kvalitativ ekspertvurdering. Ellers er tyngden i innsatsen lagt på vurderinger knyttet til vernebehovene, mens effekter av miljøhensyn i skogbruket etc mer er vurdert som et supplement i forhold til bevaring av biologisk mangfold i skog.

Opgaven omfatter vurdering av all vernet skog – i nasjonalparker, naturreservater (barskog så vel som edellauvskog) og administrativt vernete skogområder på statens grunn – og det er tatt utgangspunkt i materiale for disse områdene stilt til disposisjon fra DN.

Følgende elementer er underkastet systematisk og kvantitativ analyse:

- kartlegging av i hvilken grad gjennomført vern dekker ulike norske skogtyper mht representativitet og geografisk fordeling (i forhold til geografiske regioner, tilgjengelige biogeografiske inndelinger og ulike klima- og høydegrader)
- vurdering av i hvilken grad store skogområder er fanget opp
- vurdere ev. behov for å supplere nettet av verneområder (i hovedsak i forhold til kriterier for representativitet og størrelse, med kvalitativ vurdering av rødlisteproblematikk og skogbrukets miljøhensyn)

Følgende elementer er kun vurdert kvalitativt og med utgangspunkt i "case studier":

- vurdering av gjennomført vern i forhold til dekning av sjeldne skogtyper, områder for rødlistearter etc
- vurdering av betydningen av at deler av skogarealet ikke utnyttes til skogsdrift
- vurdering av betydningen av skogbrukets miljøhensyn

De kvantitative analysene er basert på

- data om verneområdene (både vedtatt vern og rimelig sikre forslag), stilt til disposisjon av DN
- relevante data om den generelle skogtilstanden fra Landskogtakseringen (NIJOS)
- bakgrunnsdata for naturtilstanden (arealdekke, høydedata fra N250 og annen landsdekkende, digital kartinformasjon)

For øvrig er det trukket inn eksisterende kunnskap og relevant litteratur, spesielt fra Norden, samt relevante data fra enkelte studieområder og undersøkelser utført i regi av NINA og/eller Skogforsk.

2 Internasjonale aspekter ved skogvern

Vern av skog og tilhørende biomangfold i Norge er dels motivert ut fra våre egne ønsker om å ta vare på ulike elementer av norsk natur. Men i tillegg har vern av norsk natur også internasjonale aspekter. Naturtyper og biomangfold i Norge står i en større sammenheng, der økosystemer og arter i Norge dels tilsvarer de vi finner i andre land (eller er spesielle utforminger av slike), dels er norske økosystemer (i mindre grad arter) unike i internasjonal sammenheng. Vi har dermed et internasjonalt ansvar for å ta vare på vår del av naturarven og artsmangfoldet, både de artene og økosystemene vi deler med andre og det som ev. er unikt hos oss. Slikt ansvar er bl.a. nedfelt i internasjonale konvensjoner og avtaler om bevaring av natur og arter. Dels som følge av slike forpliktelser ønsker vi også å kunne sammenlikne tilstand og utvikling for biomangfoldet i Norge med tilsvarende i andre land. Her skal vi summarisk presentere noen av de avtalene som særlig synes relevante i forhold til vernet av skog med tilhørende biomangfold. Dessuten skal vi gi noen hovedpunkter for vernet av skog i Sverige og Finland, de landene som er mest relevante for sammenlikning med tilstanden i Norge.

2.1 Norges internasjonale forpliktelser

Konvensjoner og avtaler

Norge har inngått en rekke internasjonale avtaler innen miljøvern. Noen av disse har direkte relevans for skog og tilhørende biomangfold. De ulike avtalene gir generelt ikke strenge og spesifikke krav til hvordan skog og biomangfold skal bevares. Følgende synes mest relevante i forhold til bevaring av skog med tilhørende biomangfold:

Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) har som formål å bevare det biologisk mangfoldet, bærekraftig bruk av dets komponenter og rettferdig og likeberettiget deling av goder som følger av utnyttelse av genetiske ressurser. Konvensjonen gir et rammeverk for å bevare biologisk mangfold. De fleste artiklene setter policy-retningslinjer som medlemslandene skal følge, snarere enn å sette spesifikke krav eller mål. Konvensjonen har en bred "bruk og vern"-tilnærming, der bærekraftig bruk er sterkere fokusert enn klassisk naturvern. Som ledd i en helhetlig bevaringsstrategi skal medlemslandene likevel, så langt som mulig og der det er hensiktsmessig, avsette verneområder for å bevare biologisk mangfold (artikkel 8a). Bevaring av skog med tilhørende biomangfold er et viktig tema under oppfølgingen av konvensjonen, men det er samtidig kontroversielt. Foreløpig er det nedfelt en del såkalte skogprinsipper for bærekraftig bruk som har form av anbefalinger snarere enn påbud.

Bern-konvensjonen om bevaring av Europas ville flora og fauna og naturlige habitater har som formål å verne Europas ville flora og fauna og deres naturlige habitater, samt å fremme internasjonalt samarbeid om naturvern blant medlemslandene. Konvensjonen har særlig fokus på truede og sårbare arter og deres habitater (angitt i vedlegg til konvensjonen), og spesielt trekkende arter. For å bidra til å gjennomføre målene anbefaler konvensjonen medlemslandene å utvikle et nettverk av viktige

naturområder i et såkalt Emerald Network. Opplegget er lagt tett opp til EUs Natura 2000-områder (jf under). Fokuset ligger på områdenes betydning for arter og habitater (egentlig naturtyper) som er oppført i vedleggene til konvensjonen. Det er ikke noe spesielt fokus på skog i denne konvensjonen, men mange arter og habitater under konvensjonen inngår i skog (selv om svært mange av våre rødlistete arter ikke står i konvensjonens vedlegg). Verneaspektet gjør også konvensjonens krav høyst relevante i forhold til vern av skog, noe som kan forsterkes i framtiden med konvensjonens kopling til EUs Natura 2000-områder.

Bonn-konvensjonen om bevaring av trekkende arter av ville dyr har som formål å gi rammer for bevaring av trekkende arter og deres habitater ved hjelp av bl.a. strengt vern og internasjonale avtaler der det er hensiktsmessig. Det er særlig fokus på truede og sårbare arter; relevante arter er gitt i egne vedlegg til konvensjonen. Konvensjonen omfatter også Vannfuglavltalet (AEWA) (1999) og Flaggermusavtalen (EUROBATS) (1985), foruten avtaler om sjøpattedyr (ACCOBAMS (1996), ASCOBANS (1991)). I forhold til skogens artsmangfold er det særlig flaggermus som kan komme inn under denne konvensjonen. Dette er imidlertid en gruppe som vi har dårlig oversikt over i Norge, og det er uklart i hvilken grad bevaring av skog vil være viktig for å sikre levedyktige populasjoner av flaggermus. Visse skogtyper i det sørlig Norge og egenskaper knyttet til habitater for flaggermus, som store, gamle trær og skog med lang kontinuitet, kan imidlertid være viktig.

Ramsar-konvensjonen om internasjonalt viktige våtmarksområder, spesielt habitater for vannfugl, har som formål å bevare våtmarker, spesielt de som har internasjonal betydning, ved å fremme fornuftig bruk, internasjonalt samarbeid og dannelse av reservater (Ramsar-områder). Denne konvensjonen er generelt lite relevant for skog, men sumpskog og skog i våtmarker kan være viktige. Det kan også konvensjonens fokus på ivaretagelse av våtmarkenes økologiske funksjoner, der omgivelsene spiller en viktig rolle.

CITES – konvensjonen om internasjonal handel med truede arter – fastlegger et regelverk for hvordan slik handel kan finne sted. I egne vedlegg spesifiseres hva slags arter som ikke kan eksporteres over landegrensene. I forhold til våre skoger vil dette særlig omfatte store rovdyr, rovfugl og ugler, foruten en del orkideer.

Den pan-europeiske ministerkonferansen for bevaring av Europas skoger (MCPFE) har fastlagt et sett med kriterier for bærekraftig skogforvaltning. Hovedfokuset ligger på bærekraftig bruk, men vern inngår også som et element i en total strategi for bevaring av Europas skoger. I resolusjonen H2 gis anvisning på at vern og passende forvaltning av biomangfold i skog skal baseres på kunnskap og kostnadseffektive tiltak, men det gis ellers ingen spesifikke retningslinjer for vern av skog eller tilknyttet biomangfold.

Den pan-europeiske strategien for biologisk og landskapsmessig mangfold (PEBLDS) har som mål å sikre vern og bærekraftig bruk av Europas biomangfold og landskaper og omfatter alle landene innen for FNs Europa-definisjon (UNECE, dvs 55 land). Strategien er satt i gang av Europarådet i samarbeid med andre inter-

nasjonale aktører og skal støtte opp under ulike internasjonale avtaler med fokus på vern og bærekraftig bruk av biomangfold og landskaper. I handlingsplanen for 1996-2000 er det et eget punkt om skogøkosystemer som bl.a. spesifiserer mål for vern av ulike skogtyper, vern av habitater for arter som krever store sammenhengende områder, samt opprettelse av effektive nettverk for verneområder av nordlig boreal skog. Det er et omfattende samarbeid mellom MCPFE og PEBLDS, bl.a. gjennom en felles handlingsplan.

EEA/EU-systemet: Norge er medlem av EØS-avtalen og av Det europeiske miljøbyrået (EEA) i København. Norge har reservert seg mot EUs Habitat- & Fugle-direktiver og er dermed ikke bundet av EUs viktigste policy-instrumenter innen naturvern. EUs Habitat- & Fugle-direktiver spesifiserer i egne vedlegg en rekke arter og habitater (egentlig naturtyper) som har spesiell naturvernstatus i EU og som medlemslandene er forpliktet til å ta vare på. Som instrument for å ta vare på disse artene og habitatene har EU vedtatt at medlemmene skal opprette såkalte Natura 2000-områder som skal ivareta viktige forekomster og leveområder for de spesifiserte artene og habitattypene, foruten at slike områder også kan være viktige naturområder mer generelt. Selv om Norge ikke er bundet av EUs Habitat- & Fugle-direktiver, vil likevel Norge gjennom sitt medlemskap i EEA bli forespurt om informasjon knyttet til de samme saksområdene som EU-medlemmene, i hovedsak status for arealbruk/arealdekke, prioriterte arter og habitattyper og viktige naturområder (både vernete og andre). I forhold til Natura 2000-områdene ligger kravene nær opp til de som vil gjelde for Bern-konvensjonens Emerald Network. Som for Bern-konvensjonen vil arter og habitater knyttet til skog være viktige, selv om det ikke er noe spesifikt fokus på skog i direktivene eller Natura 2000-områdene. Foreløpig synes spesifikasjonene av arter og habitater i EUs Habitat- og Fugle-direktiver, så vel som i Bern-konvensjonen å være nokså mangelfulle i forhold til nordisk skognatur og arter (ikke minst i forhold til rødlistete invertebrater og kryptogamer i disse landene).

Internasjonal rapportering

I ulike sammenhenger, bl.a. i forhold til rapportering mot konvensjoner og andre internasjonale avtaler som Norge er deltaker i, vil det være aktuelt å gi data knyttet til vern av skog og tilhørende biomangfold. Dette byr på utfordringer knyttet til svakt kunnskaps- og datagrunnlag. Vi vil ofte bare ha informasjon om forvaltningsmessige tiltak som er planlagt eller gjennomført (f.eks. ressurser brukt til vernearbeid, antall områder vernet), men i mindre grad om hvordan naturtilstanden og -utvikling reelt sett er. I noen grad vil vi kunne si noe om hvilke typer verneområder vi har, hvor mye totalareal disse dekker, og ev. noe om hva slags skog som inngår. I langt mindre grad vil vi ha informasjon om hvilke naturtyper eller arter som er ivaretatt i de ulike verneområdene, hvordan disse utvikler seg, og ev. hvor mye av disse naturtypene eller artene som ikke inngår i verneområdene. Slik blir det vanskelig å vurdere verneområdenes faktiske nytteverdi for bevaring av arter og habitater, eller i hvilken grad verneområdene bidrar til å opprettholde eller fremme en "gunstig bevaringsstatus" som det heter i bl.a. EUs direktiver. Mer systematisk og harmonisert datainnhenting om biomangfold i skog generelt og verneområdene spesielt er åpenbart nødvendig

dersom vi skal få fram et tilstrekkelig datagrunnlag for rapportering av tilstand og utvikling for skogens biomangfold.

En annen type utfordring knytter seg til hvordan en skal sikre at rapporterte data er mest mulig sammenliknbare mellom ulike land og dermed kan gi grunnlag for meningsfylt internasjonal rapportering. Dette dreier seg om harmonisering av ulike klassifikasjoner og mål for typer av skog, vernestatus og -områder, samt biomangfold. Summarisk synes tilstanden her å være som følger.

Definisjoner av skog varierer betydelig i ulike sammenhenger, bl.a. avhengig av faglig formål, krav til kronedekke, trebestokning, arealbruk og annet. Mer enn 90 forskjellige definisjoner av "skog" brukes internasjonalt (WRI 2000). I forbindelse med økologisk modellering bruker f.eks. the International Geosphere Biosphere Programme en definisjon på skogøkosystemer som dekker områder dominert av trær med lukket eller delvis lukket kronedekke. For produksjonsrelaterte formål bruker FNs matvareorganisasjon FAO en definisjon av skog som områder der kronedekket utgjør minst 10% og trehøyden minst 5 m (WRI 2000). Norge, Sverige og Finland synes å ha nokså sammenfallende forståelse av hva skog er. Alle tre land definerer f.eks. produktiv skog som skog med årlig produksjon på mer enn 1 m³ virke (med bark) pr ha. Men beskrivelser av mer marginal skog og avgrensninger mot andre naturtyper vil nok variere også mellom disse landene, avhengig av nasjonale behov og særegenheter (jf f.eks. Finlands myr-skog-komplekser).

Klassifikasjon av ulike typer skog, habitattyper eller vegetasjonstyper i skog varierer betydelig mer. I land med likeartet skognatur (som Norge, Sverige og Finland) vil nok ofte mange av de samme egenskapene ved skogen legges til grunn for klassifiseringene, men ulike inndelinger og betegnelser kan likevel gjøre det vanskelig å sammenlikne. I Finland betegner man f.eks. rikere skogtyper som lundskog (lehto), som ikke har en direkte ekvivalent i Norge og Sverige. I EUs Habitat-direktiv er det spesifisert en rekke habitattyper som også omfatter ulike skogtyper, og tilknytningen til Habitat-direktivet gir denne klassifikasjonen lovs kraft i EU. En videreutvikling av habitatklassifikasjonen som ligger bak Habitat-direktivet, er senere gjort i regi av Det europeiske miljøbyrået EEA og omtales nå som EUNIS habitatklassifikasjon. Denne omfatter en rekke skogtyper og kan forventes å få betydning som ramme for en god del av EUs og EEAs rapportering om natur, skog inkludert. Norge må gjennom sitt medlemskap i EEA forvente å få forespørsler om rapportering knyttet til EUNIS sin habitatklassifikasjon. Det er gjort noen forsøk på å vise sammenhenger mellom Norges vanlige inndeling i vegetasjonstyper (jf Fremstad 1997, Fremstad & Moen 2001) og habitattypene i EUNIS. På overordnet nivå synes det forholdsvis greit å finne gode paralleller i de to systemene, men på mer detaljert nivå bryter det ofte sammen. Selv internt i Norge kan vi imidlertid observere at en forstlig og en vegetasjonsøkologisk inndeling i skogtyper ikke sammenfaller helt ut (foruten at det synes å være betydelige tolkningsforskjeller ved klassifikasjoner innen ulike fagtradisjoner). Det er mao fremdeles et stykke fram før vi kan forvente godt harmonisert rapportering knyttet til ulike skogtyper.

Definisjonen av ulike typer av verneområder kan også variere betydelig mellom landene og gjøre det vanskelig å sammenlikne

rapporterte data. Den internasjonale naturvernunionen (IUCN) har gjort et betydelig arbeid for å harmonisere begrepsbruken. Det burde ikke by på store problemer å plassere gitte verneområder i riktige hovedkategorier dersom man har nødvendig kunnskap om verneområdenes formål, vernebestemmelser og forvaltning. Ministerkonferansene for bærekraftig skogbruk (MCPFE) og miljø (Environment for Europe) samarbeider for tiden om å klargjøre klassifiseringen av verneområder, i nær kontakt med IUCN. I regi av EEA arbeides det også med å få fram en oversikt over ulike vernetede områder i Europa. Her er det også gjort et betydelig arbeid for å harmonisere beskrivelsen av de ulike verneformene i landene (bl.a. med en flerspråklig thesaurus for begrepsbruken). Variasjon i menneskelige aktiviteter knyttet til verneområdene kompliserer imidlertid slik statistikk. Eksempelvis vil norske naturreservater i utgangspunktet kunne tolkes som strenge naturreservater der ingen menneskelige inngrep aksepteres, men i realiteten har de fleste norske naturreservater bestemmelser som tillater ulike former for skjøtsel, høsting og annen bruk av områdene (så lenge dette ikke kommer i konflikt med verneformålet). Tilsvarende variasjon i menneskelige aktiviteter knyttet til ulike verneområder synes også være tilfelle for våre naboland. Dermed vil en meningsfylt sammenlikning av f.eks. vern av skog kreve en nokså detaljert gjennomgang av de ulike verneområdenes spesifisering av hvordan skogens og den biomangfold faktisk blir ivaretatt.

Dersom vi skulle ha som ambisjon å gjøre internasjonale sammenlikninger for økosystemer eller arter som forekommer i verneområdene, noe EEA allerede etterspør, må også beskrivelsene av slike sammenlikninger harmoniseres. Økosystemer kan i noen grad knyttes til skogtyper og naturtyper, der EUNIS habitatklassifisering kan bidra til harmoniseringen. Europas flora og fauna er rimelig godt kjent sammenliknet med andre deler av verden. Likevel er det betydelig variasjon i inndelinger og betegnelser av arter, ikke minst for invertebrater og kryptogamer, som utgjør særlig stor del av artsmangfoldet i skog. Foreløpig synes det imidlertid som vår største hindring for meningsfylt rapportering for biomangfoldet i verneområdene skyldes omfattende mangel på kunnskap om økosystemer og artsmangfold mht lokalisering, omfang, utvikling og prosesser. Vi vil i de aller fleste sammenhengene være avgrenset til rapportere på et kvalitativt nivå.

2.2 Hva er gjort i andre sammenliknbare land?

Når vi skal vurdere vernet av skog i Norge, kan det være interessant å sammenlikne med hvordan andre land har løst oppgaven med å verne skog og skogens biomangfold. Omfattende sammenlikninger for Europa eller den boreale skogsonen kan begge være meningsfylte. I lys av problemene med å få sammenliknbare tall for skogtyper, verneområder etc (jf over), skal vi her avgrense oss til å sammenfatte noen data for de landene som ligger oss nærmest mht skognatur og biomangfold, historisk utvikling, så vel som moderne bruk og forvaltning av skogen.

Norge, Sverige og Finland har lagt til grunn mye av det samme grunnlaget for vern av skog, motivert ved forpliktelser i Konvensjonen om biologisk mangfold og andre tilsvarende avtaler. I tillegg er Sverige og Finland EU-medlemmer og må

dermed følge opp kravene i EUs Habitat- og Fugle-direktiver, som legger sterkere forpliktelser på landene enn de ulike internasjonale konvensjonene. Norge, Sverige og Finland har valgt nokså sammenfallende strategier for å ta vare på biomangfold i skog, dvs ved en kombinasjon av vern i reservater og andre verneområder og bærekraftig bruk ved ulike miljøsyn i aktivt drevet skog. Det er også mange fellestrekk i de verneprosessene som er gjennomført.

Sverige

Nest etter Russland er Sverige Europas mest skogrike land med ca 55% av landarealet på 411 620 km² dekket av produktiv skog, dvs ca 227 000 km², og ca 34 000 km² klassifisert som skogdekket impediment (SOU 1997). Som for Norge var vernet av skog i Sverige til langt ut mot slutten av 1900-tallet mest knyttet til spesielle skogforekomster, naturmonumenter og områder for friluftsliv. I tillegg kom vern av nasjonalparker som i Sverige startet alt i 1909 (Naturvårdsverket 1997). Fram til ca 1970 var det meste av skogvernet konsentrert til det statlige Domänverkets frivillige avsetning av reservater. Grunnlaget for planmessig vern av skog ble først utviklet gjennom urskogsinventeringer i årene rundt 1980. I 1984 ble mesteparten av inventerte urskoger i fjellskogen unntatt fra skogsdrift. Deretter økte ressursene til skogvern betydelig, og en omfattende prosess med vern av svensk skog ble igangsatt. Som ledd i vedtatt strategi for biologisk mangfold og Sveriges nye skogpolitikk ble det i 1996 gjennomført en evaluering av vernet av svenske skoger, inkludert vurdering av nye vernebehov (Naturvårdsverket 1997).

Ved evalueringen i 1996 var det i ulike naturreservater, nasjonalparker, såkalte domänreservater etc vernet 6597 km² produktiv fjellnær skog og 1727 km² produktiv skog i andre deler av Sverige. Dette utgjorde henholdsvis 43% og 0,81% av det totale arealet av produktiv skog i disse regionene, dvs i alt 3,66% for hele landet. Fordelingen av vernet produktiv skog på ulike regioner i Sverige framgår av **tabell 2.1**.

Nedenfor det fjellnære området (region 1) utgjorde landarealet i naturreservatene alene 2500 km², herav var 660 km² vernet produktiv skogsmark. I tillegg til dette finnes ca 700 km² skogsmark i reservater utenfor region 1, men her er det ikke spesifisert fullt vern av skogen. I de to nordligste områdene utenfor region 1 omfatter vernet skog 79-91% urskog og mosaikker av skog-myr, sumpskog etc. I det sørligste området utgjør edellauvskog 55% av vernet skog.

I evaluering fra 1996 er det også gjort en vurdering av bidraget fra frivillige avsetninger av skog hos 6 store skogeiere som særlig dominerer eiendomsstrukturen i Nord-Sverige (region 2 og 3; dels også region 4). Til sammen hadde disse satt av ca 1,2% av sitt skogareal som hensynsområder for biomangfold, med ambisjon om å avsett totalt 3-8% av skogarealet. I forhold til produktiv skog i regionene utgjør dette 1,5-3% i region 2 og 3 og 0,5-1% i region 4 (knappt noe i region 5). I tillegg kommer anslagsvis 1,5% avsatt som hensynsområder av mindre skogeiere (SOU 1997). De aller fleste av disse områdene er små, stort sett mindre enn 2 ha for små skogeiere og mindre enn 5 ha for de store eierne.

I forbindelse med omlegging av skogpolitikken på 1990-tallet er det gjort flere forsøk på å vurdere hvor mye skog som bør vernes

Tabell 2.1

Oversikt over offentlig vernet skog i Sverige sammenliknet med arealet av produktiv skog i ulike regioner (kilde: Naturvårdsverket 1997).
Overview of publicly protected forest in Sweden compared with the area of productive forest in various regions (source: Naturvårdsverket 1997).

| region | produktiv skog (km ²) | vernet produktiv skog (km ²) | andel vernet produktiv skog (%) |
|------------------------------------|--------------------------------------|---|------------------------------------|
| 1 fjellkjeden og fjellnære områder | 15 060 | 6597 | 43 |
| 2 nordlig boreal* | 56 160 | 898 | 1,60 |
| 3 sørlig boreal** | 85 850 | 328 | 0,38 |
| 4 boreonemoral | 61 610 | 446 | 0,72 |
| 5 nemoral | 8 710 | 54 | 0,62 |
| sum | 227 390 | 8323 | 3,66 |

* omfatter nordboreal og mellomboreal vegetasjonssone
** omfatter noe nordboreal, men mest mellomboreal og sørboreal vegetasjonssone

mot skogsdrift og andre inngrep. I en vurdering for den skogpolitiske komiteen i 1992 ble det anslått at 15% av produktiv skogsmark utenfor fjellnære områder burde vernes, et omfang som ev. kunne halveres dersom betydelig økte miljøhensyn ble iverksatt i skogbruket. I sammenheng med vurderingen av vernebehov i 1997 (SOU 1997) var en kortsiktig behovsvurdering knyttet til kjente forekomster av biologisk verdifulle områder, trusselfaktorer og ev. kjent mangel på miljøkvaliteter og naturlige prosesser. Vurderingen av mer langsiktige vernebehov (innenfor en tidshorison på 40 år) var knyttet til anslag for arters behov for tilfredsstillende livsmiljø og konkluderte med at ca 10% av produktiv skog (utenfor fjellnære områder), dvs ca 22 000 km², burde vernes. De kortsiktige behovene ble bedømt til å ligge på ca 9000 km² produktiv skog (utenom fjellnær skog og allerede vernet skog), dvs ca 4% av all produktiv skog utenfor fjellnær skog. Av dette ble ca 80%, dvs 7000 km² eller 3% av produktiv skog, anslått å kreve avsetning i områder med naturvern som eneste formål (dvs i reservater eller på annet vis). For å imøtekomme de langsiktige vernebehovene ble dessuten anslått at ca 9400 km² burde restaureres for å opparbeide tilstrekkelig naturkvalitet; dette var særlig tilfellet i Sør-Sverige. I en samtidig vurdering av vernebehovene i forhold til bevaring av rødlistete arter ble ingen spesifikke arealmål gitt, men det ble understreket behovet for å verne slike forekomster der de finnes, oftest knyttet til rester av de mest produktive skogtypene. Samlet sett vurderte Miljøvårdsberedningen (SOU 1997) at et kortsiktig perspektiv tilsa behov for vern av ytterligere 7000 km² (dvs ca 3%) av produktiv skogsmark utenfor fjellnære områder, fordelt på både reservater

og frivillige avsetninger, samt ytterligere 2000 km² med omfattende naturhensyn på drevet mark. I sluttrapporten fra Miljömålskommittén (SOU 2000) ble det også foreslått mål for vern av skog, fastlagt bl.a. til vern av ytterligere 8000 km² produktiv skog i tillegg til de 8650 km² skog som var vernet ved lov i 1998. Samlet skulle dette innebære en svensk ambisjon om å verne vel 7,3% av produktiv skog i nær framtid. Det var forutsatt at dette kunne oppnås ved en kombinasjon av vern i reservater og frivillige avsetninger av verneområder.

Finland

Av et landareal på 304 596 km² i Finland dekker skogsmark ca 263 000 km², dvs ca 86%, herav utgjør produktiv skog vel 200 000 km² og lavproduktiv mark og impediment henholdsvis ca 30 000 km² og 31 000 km². I løpet av de siste årene er det også i Finland gjort omfattende vurderinger av vernebehovene i skog (jf Ruuhijärvi et al. 2000) med utgangspunkt bl.a. i behovene for å bevare typiske og spesielle skogforekomster og artsmangfoldet i skog.

I en undersøkelse av finske verneområders representativitet basert på Finlands landsskogtaksering har Virkkala et al. (2000) vurdert hvordan verneområdene dekker ulike typer skog og myr. Totalt var ca 5% av produktiv skogsmark å finne i verneområder, mens 27% av lavproduktiv mark (årlig virkesproduksjon på 0,1-0,9 m³ pr ha) og hele 50% av skogsatt impediment lå i verneområder. Fordelingen av vernet produktiv skog på ulike vegetasjonssoner framgår av **tabell 2.2**.

Tabell 2.2

Oversikt over skog i verneområder i Finland sammenliknet med arealet av produktiv skog i ulike vegetasjonssoner; fordeling for all skogsmark til sammenlikning (kilde: Virkkala et al. 2000).

Overview of forest in protected areas in Finland compared with productive forest in various vegetation zones; the distribution for all forest ground for comparison (source: Virkkala et al. 2000).

| | produktiv skog (km ²) | vernet produktiv skog (km ²) | % produktiv skog vernet | % skogsmark vernet i alt |
|--------------|--------------------------------------|---|----------------------------|-----------------------------|
| boreonemoral | 5 465 | 78 | 1,43 | 2,71 |
| sørboreal | 72 176 | 525 | 0,73 | 1,12 |
| mellomboreal | 73 646 | 1 766 | 2,40 | 4,55 |
| nordboreal | 49 211 | 8 322 | 16,91 | 32,07 |
| sum | 200 498 | 10 690 | 5,33 | 13,08 |

Også i Finland ligger svært stor andel av vernet skog i nordboreal sone (78%), særlig knyttet til store nasjonalparker og villmarksområder. I det sørlige Finland er det på den andre siden svært lite skog som er vernet (kun 5,6% av totalt vernet produktiv skog i boreonemoral og sørboreal sone). For totalarealet av verneområdene er fordelingen mot nord enda skjevare (85% av vernet areal i nordboreal sone). Fordelingen av naturtyper (habitattyper) på verneområdene varierer betydelig. Mens bare 1% av urterike skoger er vernet, ligger 40% av gammelskogen i verneområder. Generelt er det store mangler i dekkningen av verneområdene for det sørlige og sentrale Finland.

Reservatnettverkets evne til å ta vare på artsmangfoldet er spesifikt undersøkt for noen grupper. Syrjänen (2001) har funnet ut at selv om 66% av kjente populasjoner av moser på EUs Habitat-direktiv finnes i verneområdene, er deres bevaringsstatus til dels usikker. Betydningen av miljøtiltak på omgivende areal for å sikre levedyktige populasjoner understrekes. Heikkinen et al. (2000) konkluderer også med at antall verneområder og deres areal i Sør-Finland er utilstrekkelig for å bevare biomangfoldet, mens de store verneområdene i Nord-Finland fungerer tilfredsstillende for artene som hører hjemme i der. Verneområdene gir viktige leveområder for plantearter knyttet til urterike skoger, men mangler særlig dekning for fuktige urterike skoger og urterike gransumpskog. Forekomsten av omlag 800 vedlevende biller er sterkt korrelert med mengde og variasjon i tilgangen på død ved. Volumet av død ved i drevet skog i Sør-Finland er anslått å være redusert med 92-98% sammenliknet med skog under naturlig dynamikk. Dette kan føre til 50% reduksjon i mangfoldet av arter knyttet til død ved. Både verneområder og miljøtiltak for økt forekomst av død ved i drevet skog framstår derfor som nødvendig. Forekomsten av 32 fuglearter knyttet til barskog og blandingsskog, hvorav flere arter er truet, med avtakende populasjoner eller spesielt knyttet til gammelskog, tyder på at verneområdene bare fungerer tilfredsstillende for arter knyttet til nordboreal sone. Økt vern av skog i andre deler av Finland vurderes derfor som påkrevet.

Ulike finske utredninger har tidligere anslått behovet for vern av skog til 5-10% av produktiv skog, men de har i liten grad basert dette på detaljerte faglige vurderinger. Inntil de siste årene har fokuset vært på verneverdig skog der den finnes, spesielt urskogslignende områder og urterik skog. Det har tidligere ikke vært gitt spesifikke arealmål for vernet av skog (SOU 1997). I den siste runden med vurderinger av skogvernet i Finland er underbyggingen av vurderingene blitt vesentlig sterkere faglig forankret. Eksisterende verneområder er påvist å være lite representative for det sørlige og midtre Finland og gi utilfredsstillende dekning av skogens biomangfold. For skog i Sør-Finland og Österbotten vurderte Ruuhjärvi et al. (2000) hvordan ulike skogtyper og truede skogsarter var dekket av verneområdene. De konkluderte med at i disse delene av Finland var det påkrevet med økt vern, spesielt av urterik skog, rike lyngskog, lauvsumpskoger, naturskog og arter knyttet til slike skogtyper. Målsettingen på kort sikt blir spesifisert som raskt å stoppe nedgangen i arters populasjoner og tap av habitater. På lengre sikt skal målet være å bevare naturlig mangfold i skogene og starte evaluering av behovet for restaurering. Ruuhjärvi et al. (2000) gir imidlertid ikke noen kvantitative mål for vernebehovene.

3 Status for dagens vern av skog

En rekke forskjellige typer av verneområder inneholder vesentlige forekomster av skog. I denne utredningen har vi holdt oss til en oversikt over slike verneområder som er stilt til disposisjon av Direktoratet for naturforvaltning (DN) og som er oppdatert pr februar 2002 (jf **vedlegg 1**; se nærmere presentasjon nedenfor). Vi har ikke funnet grunnlag for å vurdere denne lista nærmere, men har tatt den som et uttrykk for de verneområdene som vår oppdragsgiver har ønsket å få vurdert i denne sammenheng.

Den allerede vedtatte prosessen med vern av barskog er imidlertid ikke helt fullført innenfor tidsrammen for vår utredning. Vi har derfor også inkludert en del barskogsområder for Øst-Norge som er under sluttvurdering som barskogsreservater (jf **vedlegg 2**). Disse områdene er pr februar 2002 anbefalt vernet som barskogsreservater av det sentrale rådgivende utvalget for barskogsvern, og forslaget er oversendt DN for videre forvaltningsmessig behandling. Vi har lagt til grunn at det er svært sannsynlig at disse områdene vi bli vedtatt vernet. For å sikre at våre vurderinger blir mest mulig dekkende, har vi derfor valgt å ta disse områdene med i våre analyser så langt tilgjengelige opplysninger for områdene tillater.

I dette kapitlet vil vi presentere en del data for de verneområdene som inngår i vårt materiale, samt skissere hvordan verneområdene fordeler seg. Denne presentasjonen vil gi grunnlag for mer detaljerte vurderinger av hvordan vernet skog dekker norsk skognatur mht representativitet, store skogområder, sjeldne skogtyper og viktige områder for biologisk mangfold (jf de etterfølgende kapitlene).

3.1 Verneområdene

De områdene som inngår i våre analyser, omfatter som nevnt ulike verneområder med skog, samt et forslag til nye områder for barskogsreservater for Øst-Norge. Til sammen utgjør dette 819 områder som fordeler seg på ulike verneformer og fylker slik det framgår av **tabell 3.1** (vi har her regnet utvidelsesforslag for eksisterende barskogsreservater for Øst-Norge som nye områder av rent praktiske grunner). Vi ser av tabellen at de fleste områdene er ulike barskogsreservater, i alt 283 områder når tidligere vernet barskog, områder i verneplan for barskog, så vel som nye forslag for Øst-Norge tas med. I tillegg er det et betydelig antall områder hvor skog inngår, som faller inn under verneplanene for henholdsvis edellauvskog, myr og våtmark. Fordelingen av de ulike verneområdene på fylker reflekterer i noen grad de naturgeografiske forholdene. Vern innrettet mot barskog omfatter flest områder i fylker med mye barskog og tilsvarende for edellauvskog (inklusive flommarksskog, jf antall områder i Trøndelag). Administrativt vernet områder reflekterer også hvor Statskog har sine eiendommer. I etterfølgende avsnitt skal vi se nærmere på hvordan ulike typer skog er dekket opp av disse verneområdene.

I vårt materiale er det ikke tatt med 26 verneområder for edellauvskog og rike lauvskog i Nordland med et totalareal på

Tabell 3.1

Oversikt over verneområder (og forslag til slike) som er vurdert i denne utredningen. Antall verneområder fordelt på verneformer og fylker (Øs = Østfold, OA = Oslo & Akershus, He = Hedmark, Op = Oppland, Bu = Buskerud, Ve = Vestfold, Te = Telemark, AA = Aust-Agder, VA = Vest-Agder, Ro = Rogaland, Ho = Hordaland, SF = Sogn & Fjordane, MR = Møre & Romsdal, ST = Sør-Trøndelag, NT = Nord-Trøndelag, No = Nordland, Tr = Troms, Fi = Finnmark). Deler av samme område som er angitt som separate enheter i vedlegg 1, er talt med som separate områder. Store verneområder og nasjonalparker er henført til det fylket som dekker det meste av verneområdets totalareal. (Kilde: DN pr jan. 2002 for verneområdene, pr feb. 2002 for verneforslag for Øst-Norge)

Overview of protected areas (and proposals for such) assessed in this report. Number of protected areas distributed by protection type and county. Parts of the same areas treated as separate units in appendix 1 are counted as separate areas. Large protected areas and national parks have been allocated to the county covering most of the protected area for each unit. (Source: DN Jan 2002 for the protected areas, DN Feb 2002 for proposals for Eastern Norway)

| | i alt | Øs | OA | He | Op | Bu | Ve | Te | AA | VA | Ro | Ho | SF | MR | ST | NT | No | Tr | Fi |
|---|-------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Verneplan for barskog | 212 | 8 | 5 | 9 | 21 | 15 | 1 | 16 | 7 | 3 | 6 | 9 | 6 | 11 | 21 | 26 | 33 | 8 | 7 |
| Barskog vernet før 1992 | 28 | 2 | 3 | 0 | 9 | 5 | 0 | 4 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Verneplan for barskog, forslag for Øst-Norge pr feb. 2002 | 43 | 4 | 5 | 4 | 4 | 8 | 5 | 5 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Administrativt fredet av Statskog | 37 | 0 | 1 | 10 | 2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 6 | 5 | 3 | 3 |
| Verneplan for barlind og kristtorn | 38 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 3 | 3 | 5 | 5 | 10 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Verneplan for edellauvskog | 172 | 9 | 13 | 1 | 8 | 6 | 13 | 15 | 12 | 22 | 22 | 16 | 1 | 0 | 15 | 18 | 1 | 0 | 0 |
| Verneplan for myr | 166 | 14 | 19 | 3 | 16 | 16 | 11 | 14 | 17 | 2 | 2 | 7 | 0 | 0 | 15 | 16 | 7 | 7 | 0 |
| Verneplan for våtmark | 90 | 12 | 16 | 0 | 14 | 5 | 5 | 3 | 1 | 3 | 0 | 0 | 4 | 1 | 3 | 11 | 9 | 2 | 1 |
| Nasjonalparker | 18 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 3 | 3 | 3 |
| Andre verneområder med skog | 15 | 0 | 4 | 0 | 4 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| totalt | 819 | 50 | 67 | 28 | 82 | 61 | 38 | 60 | 47 | 39 | 37 | 47 | 14 | 18 | 55 | 79 | 59 | 23 | 15 |

ca 21 km² (vedtatt vernet i desember 2000), siden vi ikke har hatt tilgjengelige data for arealet av skog eller produktiv skog for disse områdene. Av samme årsak har vi heller ikke tatt med noen få nylig vedtatte vernete områder i Osloområdet eller anslagsvis 30 km² produktiv skog knyttet til utvidelse av Øvre Pasvik nasjonalpark. Heller ikke har vi tatt med forslag til verneområder med edellauvskog som er under behandling i Møre og Romsdal og Sogn og Fjordane.

Data tilgjengelig for de enkelte verneområdene varierer mye i dekning og kvalitet. Noen detaljert vurdering av dette har ikke vært mulig innenfor rammene av dette prosjektet. I oversiktstabellen (**vedlegg 1**) stilt til disposisjon fra DN, er det bl.a. angitt i hvilket fylke verneområdet ligger, samt i hvilken naturgeografisk region (Nordisk ministerråd 1984) og vegetasjonssone (Moen 1998). Dessuten er angitt hvilken høyde over havet som verneområdet dekker. Viktige variabler i data-grunnlaget er også anslag for arealer av ulike typer skog og arealene av myr og vann i verneområdene. Her er produktiv skogsmark anslått som mark som årlig kan produsere minst 1 m³ trevirke med bark pr hektar under gunstige bestandsforhold, mens bonitetsklasser (etter H₄₀-systemet) kun er angitt for produktiv barskog. Til dels er dataene for arealdekning basert på takster gjennomført i forbindelse med den forvaltningsmessige behandlingen av verneområdene, dels er anslag for ulike areal typer basert på avledning fra standard kartverk (ØK, N50, N250). Tilordning av verneområdene til vegetasjonssoner synes i noen grad å være foretatt på grunnlag av forholdsvis grove kart over soneinndelingen snarere enn ved en vurdering av den faktiske vegetasjonen i verneområdet; dette kan gi en litt for grov spesifisering av vegetasjonssone for enkelte områder,

trolig slik at områdenes tilhørighet til "sørlige/varmere" soner kan være noe overvurdert.

I tillegg til den informasjonen om områdene som er tilgjengelig i oversiktstabellen, finnes det også en god del mer kvalitativ informasjon i beskrivelsene av de enkelte områdene i ulike rapporter, spesielt i fylkesrapportene som ble laget i forbindelse med undersøkelsene av potensielle verneområder. Disse dataene kan omfatte observasjoner av spesielle forekomster av vegetasjonstyper eller arter, så vel som ulike former for inngrep. I noen grad er slik informasjon benyttet i senere kapitler (spesielt informasjon om forekomster av spesielle vegetasjonstyper eller biotoper), men generelt er denne informasjonen så lite konsistent mellom områder (ikke minst knyttet til ulike faser i vernearbeidet) at det ikke er mulig å bruke den i kvantitative analyser.

For større verneområder som omfatter flere fylker, er området tilordnet det fylket som dekker mest av verneområdets areal. For de fleste områdene er det angitt et intervall av verdier for høyde over havet, og for en god del områder er det også angitt dekning av flere vegetasjonssoner. For vår videre statistiske behandling har det vært nødvendig å gruppene områdene til bestemte høydelag og vegetasjonssoner som følger:

- på grunnlag av oppgitte høydeintervaller for områdene er hvert område tilordnet ett av følgende høydelag som ble ansett for å dekke området best (selv om oppgitt høydeintervall i utgangspunktet dekker mer enn ett av disse høydelagene): 0-299 m o.h., 300-599 m o.h., 600-899 m o.h., ≥ 900 m o.h. (merk at slik klassifisering kan gi noe feil i representasjonen av vernet areal fordelt på høydelag)
- på grunnlag av oppgitte vegetasjonssoner for områdene er

hvert område tilordnet én av følgende grupper: (1) nemoral + boreonemoral + boreonemoral-sørboreal + kystzone, (2) sørboreal + boreonemoral-mellomboreal + sørboreal-mellomboreal, (3) mellomboreal + sørboreal-nordboreal + mellomboreal-nordboreal, (4) nordboreal + nordboreal-lavalpin + lavalpin (merk at slik klassifisering kan gi noe feil i representasjonen av vernet areal fordelt på vegetasjonssoner)

Det vil også være interessant å sammenlikne fordelingen av verneområdene i forhold til deres areal. For dette formålet har vi gruppert områdene etter henholdsvis deres totalareal og deres areal av produktiv barskog i følgende arealklasser: $\leq 1 \text{ km}^2$, $1-3 \text{ km}^2$, $3-5 \text{ km}^2$, $5-10 \text{ km}^2$, $10-50 \text{ km}^2$, $> 50 \text{ km}^2$ (for areal av produktiv barskog er de to siste klassene slått sammen til $> 10 \text{ km}^2$); her er nedre intervall å tolke som mer enn angitt kvadratkilometer, øvre intervall som mindre enn eller lik angitt kvadratkilometer.

Det er imidlertid ikke angitt komplette data for alle verneområder. Alle områder har angitt fylke og totalareal, og bortsett fra ett område (Svartåmoen del I, Møre og Romsdal) har alle informasjon om areal av produktiv barskog. Ellers mangler noen enkeltområder informasjon om høydelag, og Solhomfjellområdet i Aust-Agder mangler data for arealet av lauvskog. For øvrig mangler i hovedsak følgende informasjon:

- vedtatte barskogsvernområder, i alt 212 områder: her mangler det en del data for ulike typer skogsmark og andre arealtyper for de områdene som ble vedtatt i 2001 (12 områder i Sør-Trøndelag, 11 områder i Nord-Trøndelag, 5 områder i Nordland); dessuten mangler alle data (bortsett fra totalareal) for Svartåmoen del I i Møre og Romsdal
- forslag til barskogsvernområder for Øst-Norge, i alt 43 områder: mangler data om alle arealtyper bortsett fra totalareal og produktiv barskog

I de kvantitative analysene er det viktig å merke seg at manglende data for én variabel for et gitt område generelt vil medføre at dette området vil falle ut i alle sammenlikninger der denne variabelen inngår. Vi har gjort ett unntak fra dette. Arealet av produktiv skog er sentralt for å bedømme verneområdenes verdi for vern av skog, samt i sammenlikninger med skog generelt (jf kap. 4). Vi har data for produktiv barskog for alle områder (unntatt ett), men mangler data for produktiv lauvskog for 65 områder. For disse områdene har vi brukt arealet av produktiv barskog som grunnlag for å angi arealet av produktiv skog. For øvrige områder er både produktiv barskog og produktiv lauvskog lagt til grunn. Dette vil underestimere det faktiske arealet av produktiv skog i verneområdene, men avviket er neppe spesielt stort siden de aktuelle områdene i Øst-Norge og Trøndelag er valgt ut som barskogsområder og kan forutsettes å ha det meste av sitt produktive skogareal som barskog.

3.2 Fordeling på verneform, fylker og regioner

De ulike verneområdenes fordeling på verneform og fylker er vist ovenfor i **tabell 3.1**. I **tabell 3.2** ser vi hvordan disse verneområdenes innhold av ulike typer skog, samt myr og vann

varierer mellom de forskjellige verneformene. De 18 inkluderte nasjonalparkene dekker det aller meste (88%) av totalarealet for samtlige verneområder. Av de øvrige verneformene er det særlig vern rettet mot barskog (ulike faser av barskogsvernet, samt administrativt fredet skog) som utgjør et betydelig totalt areal (9%), mens særlig vernet av barlind og kristtorn og edellauvskog omfatter lite totalareal. I forhold til problemstillinger knyttet til vern av skog er imidlertid totalarealet av verneområdene av begrenset interesse. Vi skal derfor fokusere mer på arealer dekket av skog.

Også for det totale skogarealet i verneområdene dekker nasjonalparkene en stor andel (66%), mens verneområder innrettet mot barskog dekker mye av det øvrige (29%). Merk at her inngår ikke tall for områder som mangler data for lauvskog (mao ikke nylig vedtatte områder for Trøndelag og Nordland, heller ikke de nye forslagene for Øst-Norge, som ellers utgjør et betydelig skogareal). Arealet av produktiv skog (slik vi har beregnet dette, jf over) fordeler seg annerledes, med bare 26,5% i nasjonalparkene og 66% i områder innrettet mot vern av barskog. Dette er enda mer utpreget om vi ser på fordelingen av produktiv barskog, spesielt skog av høy og middels bonitet. Her utgjør nasjonalparkene bare 15% av arealet i verneområdene, mens vern innrettet mot barskog (naturlig nok) utgjør hoveddelen av arealet (82%). For skog av høy og middels bonitet utgjør verneområdene for barskog hele 95% av arealet av slik skog for alle verneområdene i materialet (da er barskogsområder med manglende data utelatt, jf over).

Av **tabell 3.3** framgår hvordan tilsvarende tall for skogarealene i verneområdene er fordelt på fylkene (når alle verneformer er inkludert). Ved å slå sammen dataene for fylkene til regionene Øst-Norge (Østfold til og med Agder), Vestlandet (Rogaland til og med Møre og Romsdal), Trøndelag (Sør- og Nord-Trøndelag), og Nord-Norge (Nordland, Troms, Finnmark) får vi et mer samlet inntrykk av variasjonen i verneområdenes innhold. Verneområdene i Nord-Norge omfatter spesielt mye lauvskog (88% av lauvskogarealet i verneområdene som har slike data), i tillegg til store arealer med myr og vann. **Figur 3.1** viser fordelingen av ulike typer skogareal på disse regionene. Herav framgår at svært mye (64,5%) av det totale skogarealet i verneområdene finnes i Nord-Norge (i hovedsak knyttet til nasjonalparkene). Arealet av produktiv skog (både barskog og lauvskog) er mer jevnt fordelt mellom Øst-Norge og Nord-Norge (men mindre på Vestlandet og i Trøndelag). Arealet av produktiv barskog finnes imidlertid i større grad i verneområdene i Øst-Norge (48%), noe som er særlig utpreget for barskog av høy og middels bonitet (55% av arealet i verneområder i Øst-Norge). Merk at det bare er sammenstillingen for produktiv barskog som omfatter alle verneområder (siden en del områder i Øst-Norge, Trøndelag og Nordland mangler data for øvrige variabler, jf kap. 3.1).

3.3 Størrelsesfordeling

Verneområdenes totalareal sier noe om hvor store arealer de enkelte områdene verner mot inngrep fra omverdenen. Områdenes skogareal eller areal av produktiv barskog sier imidlertid noe mer presist om hvor mye av ulike skogbiotoper områdene inneholder, noe som er av betydning for bl.a. biologisk

Tabell 3.2

Verneområdenes fordeling på verneform. Antall områder (ant. omr.), totalarealet, arealet av ulike typer skog, myr og vann (i dekar) er summert for hver verneform. Produktiv skog mangler data for produktiv lauvskog for 65 av de aktuelle områdene. Barskog i ulike bonitetsklasser følger H₄₀-systemet (høy H 17-26, middels M 11-14, lav L 6-8). Manglende data (ant. omr.) viser hvor mange områder som ikke har tilgjengelige opplysninger for de aktuelle variablene; manglende data innebærer at ulike typer areal ikke nødvendigvis kan summeres. (Kilde: DN pr jan. 2002 for verneområdene, pr feb. 2002 for verneforslag for Øst-Norge)

Protected areas distributed by protection type. Number of protected areas (ant. omr.), total area, area of different types of forest, mires, water (in dekar) summed for each protection type. Productive forest ("produktiv skog") does not include productive deciduous forest for 65 units. Coniferous forest in various site classes ("bonitet") follows the H₄₀ system (high H 17-26, medium M 11-14, low L 6-8). "manglende data (ant. omr.)" indicates how many of the areas did not have available information on the various variables; missing data implies that various types of area may not necessarily be added together. (Source: DN Jan 2002 for the protected areas, DN Feb 2002 for proposals for Eastern Norway)

| | ant. omr. | totalareal | skogareal | barskog | lauvskog | produktiv skog | produktiv barskog | H-bonitet | M-bonitet | L-bonitet | myr | vann |
|---|-----------|------------|-----------|---------|-----------|----------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|---------|---------|
| Verneplan for barskog | 212 | 1 119 187 | 556 454 | 479 305 | 87 215 | 391 360 | 364 429 | 33 127 | 151 900 | 165 374 | 90 954 | 34 793 |
| Barskog vernet før 1992 | 28 | 46 252 | 24 333 | 22 601 | 1 732 | 18 050 | 17 655 | 1 223 | 5 799 | 10 632 | 2 817 | 1 398 |
| Verneplan for barskog, forslag for Øst-Norge pr feb. 2002 | 43 | 67 248 | | | | 42 074 | 42 074 | | | | | |
| Administrativt fredet av Statskog | 37 | 115 018 | 67 176 | 54 615 | 12 561 | 43 374 | 42 578 | 133 | 2 237 | 40 207 | 10 510 | 6 604 |
| Verneplan for barlind og kristtorn | 38 | 7 133 | 5 496 | 3 123 | 2 373 | 4 409 | 2 641 | 1 198 | 912 | 451 | 78 | 85 |
| Verneplan for edellauvskog | 172 | 30 521 | 26 543 | 874 | 25 669 | 25 403 | 785 | 258 | 442 | 77 | 239 | 558 |
| Verneplan for myr | 166 | 154 512 | 34 040 | 19 198 | 14 842 | 6 501 | 6 034 | 85 | 1 164 | 4 329 | 92 968 | 8 717 |
| Verneplan for våtmark | 90 | 240 379 | 29 890 | 8 511 | 21 379 | 8 948 | 4 118 | 80 | 533 | 3 453 | 52 140 | 73 223 |
| Nasjonalparker | 18 | 13 534 600 | 1 495 500 | 279 300 | 1 216 200 | 198 250 | 86 150 | 150 | 2 100 | 83 900 | 605 550 | 686 410 |
| Andre verneområder med skog | 15 | 73 124 | 24 211 | 7 328 | 16 883 | 9 295 | 4 277 | 388 | 1 043 | 2 846 | 1 007 | 2 992 |
| totalt | 819 | 15 387 974 | 2 263 643 | 874 855 | 1 398 854 | 747 664 | 570 741 | 36 642 | 166 130 | 311 269 | 856 263 | 814 780 |
| manglende data (ant.omr.) | | 0 | 72 | 71 | 71 | 65 | 1 | 53 | 53 | 53 | 70 | 71 |

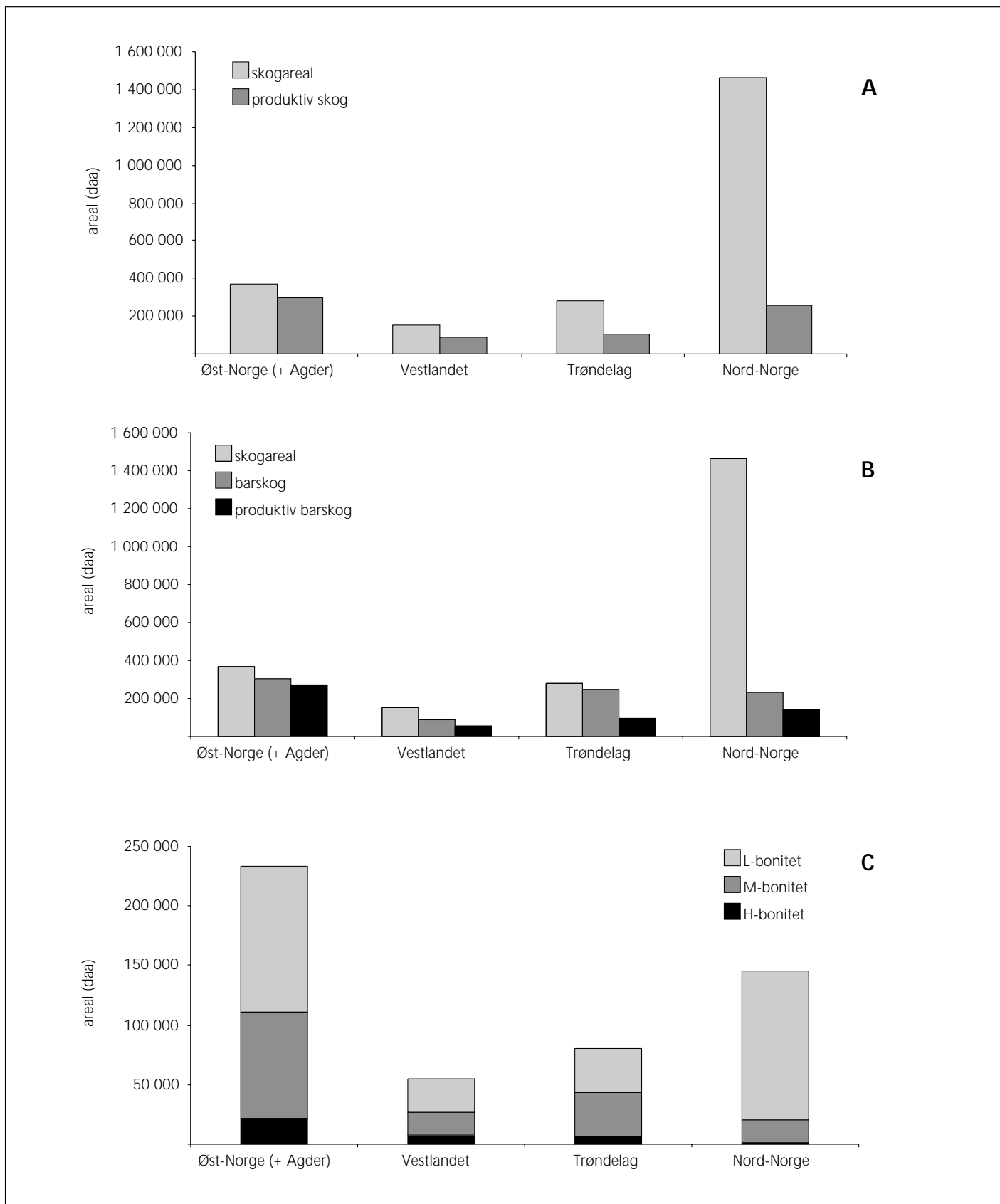
Tabell 3.3

Verneområdenes fordeling på fylker. Antall områder og ulike arealer for verneområdene (i dekar) er vist som for tabell 3.2. Produktiv skog mangler data for produktiv lauvskog for 65 av de aktuelle områdene. Barskog i ulike bonitetsklasser følger H₄₀-systemet (høy H 17-26, middels M 11-14, lav L 6-8).

Distribution of protected areas by county. Number of units and their areas (in dekar) for various forest categories as in table 3.2.

Productive forest ("produktiv skog") does not include productive deciduous forest for 65 units. Coniferous forest in various site classes ("bonitet") follows the H₄₀ system (high H 17-26, medium M 11-14, low L 6-8).

| | ant. omr. | totalareal | skogareal | barskog | lauvskog | produktiv skog | produktiv barskog | H-bonitet | M-bonitet | L-bonitet | myr | vann |
|-----------------|-----------|------------|-----------|---------|-----------|----------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|---------|---------|
| Østfold | 50 | 64 601 | 27 791 | 24 704 | 3 087 | 25 280 | 23 438 | 2 362 | 7 076 | 12 340 | 8 171 | 13 276 |
| Akershus | 62 | 50 733 | 21 441 | 19 036 | 2 405 | 24 466 | 22 303 | 4 319 | 7 334 | 4 544 | 6 837 | 7 200 |
| Oslo | 5 | 1 214 | 550 | 445 | 105 | 459 | 364 | 115 | 115 | 134 | 77 | 20 |
| Hedmark | 28 | 110 711 | 57 260 | 44 990 | 12 270 | 33 961 | 33 791 | 1 683 | 4 009 | 26 479 | 23 461 | 2 683 |
| Oppland | 82 | 2 131 749 | 75 702 | 40 783 | 34 919 | 41 029 | 37 022 | 3 319 | 10 488 | 14 109 | 60 744 | 47 461 |
| Buskerud | 61 | 115 888 | 69 519 | 66 472 | 3 047 | 67 596 | 66 550 | 6 660 | 28 883 | 23 373 | 13 025 | 8 419 |
| Vestfold | 38 | 13 083 | 3 151 | 1 567 | 1 584 | 4 396 | 3 007 | 844 | 440 | 96 | 846 | 2 076 |
| Telemark | 60 | 101 473 | 43 518 | 38 480 | 5 038 | 35 988 | 33 620 | 1 063 | 10 900 | 17 056 | 7 474 | 3 790 |
| Aust-Agder | 47 | 100 432 | 51 503 | 49 554 | 10 949 | 39 557 | 35 903 | 1 044 | 13 077 | 18 473 | 16 445 | 4 392 |
| Vest-Agder | 39 | 38 324 | 19 545 | 14 404 | 5 141 | 23 555 | 19 241 | 731 | 6 846 | 5 074 | 3 361 | 219 |
| Rogaland | 37 | 34 490 | 25 769 | 18 941 | 6 828 | 14 519 | 10 099 | 606 | 2 666 | 6 827 | 2 505 | 2 610 |
| Hordaland | 47 | 3 489 590 | 54 123 | 37 348 | 16 775 | 28 920 | 18 659 | 1 311 | 6 048 | 11 219 | 12 623 | 345 519 |
| Sogn & Fjordane | 14 | 1 306 244 | 48 890 | 16 800 | 32 090 | 25 446 | 12 045 | 3 155 | 3 334 | 5 556 | 23 157 | 11 791 |
| Møre & Romsdal | 18 | 41 046 | 24 568 | 18 295 | 6 273 | 19 426 | 14 821 | 2 350 | 7 838 | 4 564 | 7 233 | 561 |
| Sør-Trøndelag | 55 | 497 960 | 177 036 | 161 580 | 15 456 | 34 347 | 30 194 | 2 488 | 8 968 | 17 837 | 44 360 | 37 342 |
| Nord-Trøndelag | 79 | 412 645 | 101 543 | 87 610 | 13 933 | 69 858 | 63 015 | 3 611 | 28 187 | 18 678 | 44 894 | 26 180 |
| Nordland | 59 | 3 507 819 | 299 204 | 76 466 | 223 804 | 93 771 | 45 089 | 981 | 18 253 | 24 998 | 123 187 | 132 891 |
| Troms | 23 | 1 653 038 | 334 476 | 25 551 | 308 925 | 62 286 | 16 276 | 0 | 518 | 15 758 | 79 560 | 82 450 |
| Finnmark | 15 | 1 716 934 | 828 054 | 131 829 | 696 225 | 102 804 | 85 304 | 0 | 1 150 | 84 154 | 378 303 | 85 900 |
| totalt | 819 | 15 387 974 | 2 263 643 | 874 855 | 1 398 854 | 747 664 | 570 741 | 36 642 | 166 130 | 311 269 | 856 263 | 814 780 |



Figur 3.1

Fordeling av skog i verneområdene på ulike geografiske regioner. A Totalt skogareal og areal av produktiv skog. B Totalt skogareal, areal av barskog og areal av produktiv barskog. C Fordeling av produktiv barskog på bonitetsklasser (med verdier i H_{40} -systemet som følger: L-bonitet 6-8, M-bonitet 11-14, H-bonitet 17-26). Areal i dekar.

Distribution of forest in the protected areas by geographical region. A Total forest area and area of productive forest. B Total forest area, area of coniferous forest and area of productive coniferous forest. C Distribution of productive coniferous forest on site classes (values according to the H_{40} -system: low L-bonitet 6-8, medium M-bonitet 11-14, high H-bonitet 17-26). Area in dekar.

mangfold i skog (mao ett av formålene for vern av skog). Ved å gruppere de ulike verneområdene i forhold til henholdsvis deres totalareal og deres areal av produktiv barskog, kan vi illustrere hvordan områdenes størrelsesfordeling kan bidra til å ta vare på slike behov. Vi har valgt totalareal og areal av produktiv barskog for å illustrere dette, siden dette er variabler som er tilgjengelig for så godt som alle verneområdene.

De fleste verneområdene (64%) har et totalareal mindre enn 1 km², mens forholdsvis få områder (7%) er større enn 10 km² (**tabell 3.4**). Fordelingen av verneområdenes skogareal i forhold til deres totalareal er vist i **figur 3.2**. Her ser vi at svært mye (69%) av skogarealet befinner seg i noen få (19) verneområder som er større enn 50 km². Også mye av den produktive skogen (59%), og produktiv barskog (55%), befinner seg i de 60 verneområdene med totalareal større enn 10 km². Verneområdene sortert i forhold til deres areal av produktiv barskog (**tabell 3.5**, **figur 3.3**) viser også en svært skjev fordeling med mange områder (85%) med mindre enn 1 km² produktiv barskog, mens henholdsvis 17 og 7 områder har 5-10 km² og mer enn 10 km² produktiv barskog. Men her er det områder med 3-10 km² produktiv barskog som dekker det meste av skogarealet i verneområdene, mens det samlede arealet av produktiv skog generelt og produktiv barskog er mer jevnt fordelt mellom

størrelsesklassene. Selv om de store verneområdene har mye av det vernete skogarealet, representerer de få områder med lite av den mest produktive skogen. Svært mye av skogarealet i store verneområder er høytliggende eller nordlig lauvskog i nasjonalparkene. Mye av den mest produktive skogen er fordelt på en lang rekke mindre verneområder, områder som kan være sårbare for påvirkning fra omgivelsene.

3.4 Naturgeografisk fordeling

Her skal vi avgrense oss til å betrakte fordelingen av verneområdene og deres skogareal i forhold til to naturgeografiske gradienter, høydelag og vegetasjonssoner. Poenget er å vise hvordan verneområdene varierer i forhold til disse viktige gradientene i norsk natur. Vi skal i etterfølgende kapitler se næyere på disse og andre gradienter i forhold til data for skog generelt. I tillegg skal vi her se på fordelingen i forhold til naturgeografiske regioner etter en inndeling foreslått av Nordisk ministerråd (1984). Denne inndeling ble i stor grad lagt til grunn for å sikre representativitet i planlegging og gjennomføring av verneplan for barskog, og det er derfor interessant å se hvordan dagens verneområder fordeler seg i forhold til en slik inndeling.

Tabell 3.4

Verneområdenes fordeling på størrelsesklasser etter områdenes totalareal. Antall områder og ulike arealer for verneområdene (i dekar) er vist som for tabell 3.2. Produktiv skog mangler data for produktiv lauvskog for 65 av de aktuelle områdene. Barskog i ulike bonitetsklasser følger H₄₀-systemet (høy H 17-26, middels M 11-14, lav L 6-8).

Distribution of protected areas by size class based on their total area. Number of units and their areas (in dekar) for various forest categories as in table 3.2. Productive forest ("produktiv skog") does not include productive deciduous forest for 65 units. Coniferous forest in various site classes ("bonitet") follows the H₄₀ system (high H 17-26, medium M 11-14, low L 6-8).

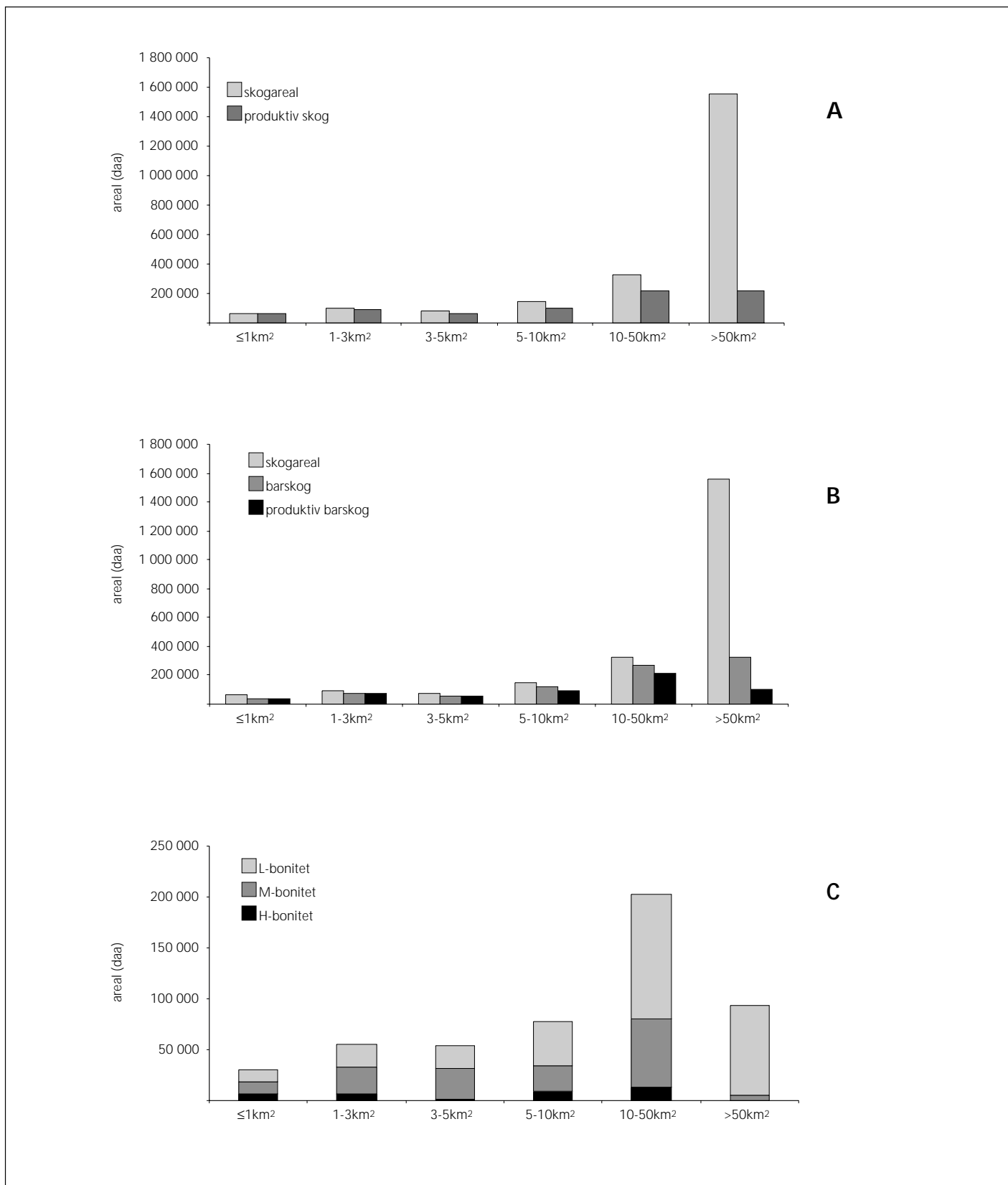
| | ant. omr. | totalareal | skogareal | barskog | lauvskog | produktiv skog | produktiv barskog | H-bonitet | M-bonitet | L-bonitet |
|-----------------------|-----------|------------|-----------|---------|-----------|----------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| ≤1 km ² | 526 | 142 765 | 64 788 | 36 930 | 27 858 | 62 705 | 40 046 | 6 285 | 12 155 | 11 968 |
| 1-3 km ² | 142 | 244 833 | 96 639 | 71 034 | 25 605 | 86 801 | 73 273 | 7 116 | 25 786 | 21 967 |
| 3-5 km ² | 51 | 201 353 | 77 532 | 59 330 | 19 268 | 60 254 | 52 969 | 1 874 | 30 231 | 22 343 |
| 5-10 km ² | 40 | 297 510 | 145 061 | 116 583 | 28 478 | 100 132 | 92 405 | 8 611 | 25 188 | 43 898 |
| 10-50 km ² | 41 | 793 574 | 325 023 | 266 778 | 67 245 | 221 581 | 211 157 | 12 546 | 68 270 | 121 743 |
| >50 km ² | 19 | 13 707 939 | 1 554 600 | 324 200 | 1 230 400 | 216 191 | 100 891 | 210 | 4 500 | 89 350 |
| totalt | 819 | 15 387 974 | 2 263 643 | 874 855 | 1 398 854 | 747 664 | 570 741 | 36 642 | 166 130 | 311 269 |

Tabell 3.5

Verneområdenes fordeling på størrelsesklasser etter områdenes areal av produktiv barskog. Antall områder og ulike arealer for verneområdene (i dekar) er vist som for tabell 3.2. Produktiv skog mangler data for produktiv lauvskog for 65 av de aktuelle områdene. Barskog i ulike bonitetsklasser følger H₄₀-systemet (høy H 17-26, middels M 11-14, lav L 6-8).

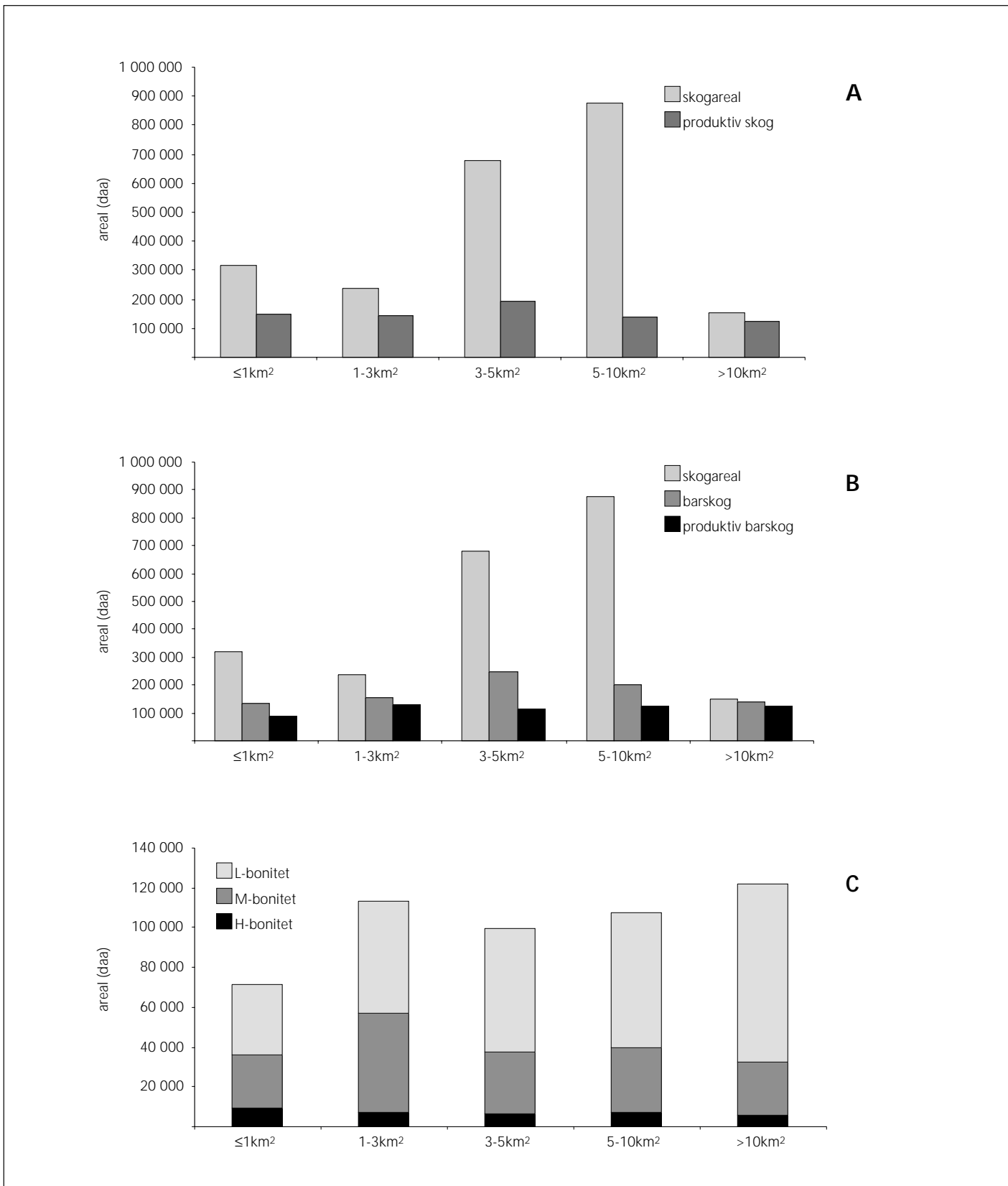
Distribution of protected areas by size class based on their area of productive coniferous forest. Number of units and their areas (in dekar) for various forest categories as in table 3.2. Productive forest ("produktiv skog") does not include productive deciduous forest for 65 units. Coniferous forest in various site classes ("bonitet") follows the H₄₀ system (high H 17-26, medium M 11-14, low L 6-8).

| | ant. omr. | totalareal | skogareal | barskog | lauvskog | produktiv skog | produktiv barskog | H-bonitet | M-bonitet | L-bonitet |
|----------------------|-----------|------------|-----------|---------|-----------|----------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| ≤1 km ² | 696 | 7 463 933 | 318 559 | 133 114 | 185 445 | 147 894 | 85 923 | 9 345 | 26 741 | 35 674 |
| 1-3 km ² | 71 | 1 614 545 | 236 163 | 154 620 | 91 609 | 144 706 | 128 589 | 7 261 | 49 478 | 56 245 |
| 3-5 km ² | 27 | 4 160 613 | 679 130 | 245 197 | 433 933 | 191 296 | 111 430 | 6 686 | 31 146 | 61 695 |
| 5-10 km ² | 17 | 1 887 756 | 878 692 | 200 425 | 678 267 | 137 657 | 122 688 | 7 331 | 32 037 | 68 191 |
| >10 km ² | 7 | 256 627 | 151 099 | 141 499 | 9 600 | 126 111 | 122 111 | 6 019 | 26 728 | 89 464 |
| totalt | 818 | 15 383 474 | 2 263 643 | 874 855 | 1 398 854 | 747 664 | 570 741 | 36 642 | 166 130 | 311 269 |

**Figur 3.2**

Fordeling av skog i verneområdene på ulike størrelsesklasser basert på verneområdenes totalareal. A Totalt skogareal og areal av produktiv skog. B Totalt skogareal, areal av barskog og areal av produktiv barskog. C Fordeling av produktiv barskog på bonitetsklasser (med verdier i H₄₀-systemet som følger: L-bonitet 6-8, M-bonitet 11-14, H-bonitet 17-26). Areal i dekar.

Distribution of forest in the protected areas by various size classes based on the total area for each protected area. A Total forest area and area of productive forest. B Total forest area, area of coniferous forest and area of productive coniferous forest. C Distribution of productive coniferous forest on site classes (values according to the H₄₀-system: low L-bonitet 6-8, medium M-bonitet 11-14, high H-bonitet 17-26). Area in dekar.



Figur 3.3

Fordeling av skog i verneområdene på ulike størrelsesklasser basert på verneområdenes areal av produktiv barskog. A Totalt skogareal og areal av produktiv skog. B Totalt skogareal, areal av barskog og areal av produktiv barskog. C Fordeling av produktiv barskog på bonitetsklasser (med verdier i H₄₀-systemet som følger: L-bonitet 6-8, M-bonitet 11-14, H-bonitet 17-26). Areal i dekar.

Distribution of forest in the protected areas by various size classes based on the area of productive coniferous forest for each protected area. A Total forest area and area of productive forest. B Total forest area, area of coniferous forest and area of productive coniferous forest. C Distribution of productive coniferous forest on site classes (values according to the H₄₀-system: low L-bonitet 6-8, medium M-bonitet 11-14, high H-bonitet 17-26). Area in dekar.

Høydelag

En fordeling av verneområdene etter høydelag (jf avsnittet om materialet over) viser at en stor andel av verneområdene (63%) ligger i høydelaget 0-299 m o.h. (tabell 3.6). I figur 3.4 ser vi imidlertid at mer av skogarealet i verneområdene ligger i de andre høydelagene, mest i 300-599 m o.h. (dvs 55% av skogarealet i verneområdene), men også en god del i 600-899 m o.h. Det er imidlertid en jevnere fordeling av barskog og av produktiv skog på de ulike høydelagene, bortsett fra at produktiv skog og særlig produktiv barskog har svært begrenset forekomst i verneområdene over 900 m o.h. Litt overraskende er det også å observere at det er mest produktiv barskog av lav bonitet i verneområder under 300 m o.h. (40% av slik skog i verneområdene).

Skogens utforming med høyden vil imidlertid variere mye mellom de geografiske regionene i Norge. Derfor kan vi få et bedre bilde av variasjonen i verneområdenes skog med høydelagene ved å se på fordelingen for hver region. Antall verneområder fordelt på

ulike høydelag er ikke vesentlig forskjellig mellom regionene, 60-70% av områdene ligger i høydelaget under 300 m o.h. I figur 3.5a ser vi imidlertid at det er stor forskjell mellom regionene i fordelingen av skogarealet i verneområdene. Nord-Norge har spesielt mye skog i høydelaget 300-599 m o.h. Fordelingen av produktiv skog med høyden over havet viser større grad av sammenfall mellom regionene (figur 3.5b), men med forholdsvis mer slik skog over 600 m for Øst-Norge. For produktiv barskog i verneområdene er forskjellene noe større, med større andel slik skog under 300 m for Nord-Norge og tilsvarende mer mellom 300 og 600 m for Vestlandet (figur 3.5c).

Vegetasjonssoner

Inndelingen av Norge i vegetasjonssoner (Moen 1998) gir i hovedsak uttrykk for vegetasjons respons på endringer i temperaturregimet. Slik sett vil vegetasjonssonene kombinere effekter av høydelag og breddegrad. Ser vi på fordelingen av verneområdene etter en inndeling i vegetasjonssoner (jf kap. 3.1), får vi i noen grad et liknende bilde som ved fordelingen på

Tabell 3.6

Verneområdenes fordeling på høydelag. Tilordning til høydelag er gjort etter områdets midtre høydelag dersom det dekker flere høydesoner. Antall områder og ulike arealer for verneområdene (i dekar) er vist som for tabell 3.2. Produktiv skog mangler data for produktiv lauvskog for 65 av de aktuelle områdene. Barskog i ulike bonitetsklasser følger H₄₀-systemet (høy H 17-26, middels M 11-14, lav L 6-8).

Distribution of protected areas by elevation interval above sea level. The allocation to elevation interval is done to fit the middle interval if more than one is possible. Number of units and their areas (in dekar) for various forest categories as in table 3.2. Productive forest ("produktiv skog") does not include productive deciduous forest for 65 units. Coniferous forest in various site classes ("bonitet") follows the H₄₀ system (high H 17-26, medium M 11-14, low L 6-8).

| | ant. omr. | totalareal | skogareal | barskog | lauvskog | produktiv skog | produktiv barskog | H-bonitet | M-bonitet | L-bonitet |
|-----------|-----------|------------|-----------|---------|-----------|----------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| 0-299 m | 505 | 688 978 | 290 402 | 236 212 | 54 190 | 249 773 | 218 967 | 14 725 | 45 151 | 122 503 |
| 300-599 m | 191 | 2 941 344 | 1 225 346 | 277 339 | 958 073 | 272 154 | 201 421 | 17 877 | 84 115 | 86 028 |
| 600-899 m | 83 | 4 731 838 | 453 969 | 188 705 | 265 264 | 180 499 | 125 709 | 3 701 | 34 576 | 80 721 |
| ≥900 m | 20 | 6 970 633 | 266 874 | 163 565 | 103 309 | 32 530 | 19 258 | 0 | 618 | 18 640 |
| totalt | 799 | 15 332 793 | 2 236 591 | 865 821 | 1 380 836 | 734 956 | 565 355 | 36 303 | 164 460 | 307 892 |

Tabell 3.7

Verneområdenes fordeling på vegetasjonssoner (i følge Moen 1998). En del verneområder omfatter flere vegetasjonssoner. Antall områder og ulike arealer for verneområdene (i dekar) er vist som for tabell 3.2. Produktiv skog mangler data for produktiv lauvskog for 65 av de aktuelle områdene. Barskog i ulike bonitetsklasser følger H₄₀-systemet (høy H 17-26, middels M 11-14, lav L 6-8).

Distribution of protected areas by vegetation zone (according to Moen 1998). Some protected areas cover several vegetation zones. Number of units and their areas (in dekar) for various forest categories as in table 3.2. Productive forest ("produktiv skog") does not include productive deciduous forest for 65 units. Coniferous forest in various site classes ("bonitet") follows the H₄₀ system (high H 17-26, medium M 11-14, low L 6-8).

| | ant. omr. | totalareal | skogareal | barskog | lauvskog | produktiv skog | produktiv barskog | H-bonitet | M-bonitet | L-bonitet |
|---|-----------|------------|-----------|---------|-----------|----------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|
| nemoral | 51 | 22 864 | 8 694 | 3 712 | 4 982 | 11 888 | 7 198 | 92 | 1 612 | 1 098 |
| boreonemoral, boreonemoral-sørboreal, kystsone | 302 | 209 523 | 103 453 | 83 988 | 19 465 | 105 732 | 88 845 | 11 294 | 27 645 | 29 080 |
| sørboreal, boreonemoral/sørboreal-mellomboreal | 111 | 105 384 | 30 452 | 20 014 | 10 438 | 36 188 | 28 791 | 3 202 | 8 689 | 6 545 |
| mellomboreal, sørboreal/mellomboreal-nordboreal | 203 | 1 203 495 | 515 593 | 459 127 | 66 532 | 278 917 | 254 192 | 20 123 | 107 237 | 105 743 |
| nordboreal, lavalpin | 151 | 13 841 308 | 1 603 042 | 307 164 | 1 295 878 | 313 397 | 191 115 | 1 910 | 20 647 | 168 524 |
| totalt | 818 | 15 382 574 | 2 261 234 | 874 005 | 1 397 295 | 746 122 | 570 141 | 36 621 | 165 830 | 310 990 |

høydelag (**tabell 3.7**). Det er også her flest verneområder i nemoral og boreonemoral sone (43%). Likevel er det tydelig at det meste av skogarealet i verneområdene (71%) befinner seg i nordboreal og lavalpin sone (**figur 3.6**), mens nemoral og boreonemoral sone har 5% av skogarealet i verneområdene. For produktiv skog og barskog er tyngdepunktet i nordboreal og lavalpin sone mindre utpreget, i det også mellomboreal sone har en stor del av slik skog i verneområdene. For produktiv barskog ser vi at nordboreal og lavalpin sone i hovedsak har skog av lav bonitet (**figur 3.6d**), mens skog av høy bonitet i hovedsak finnes i verneområder i boreonemoral og mellomboreal sone. Sørboreal sone har generelt en liten andel av verneområdene (14%) og av områdenes innhold av ulike typer skog (f.eks. bare 5% av produktiv barskog).

Ser vi på verneområdene fordelt på vegetasjonssoner innen de enkelte geografiske regionene (**figur 3.7**), ser vi at nordboreal og lavalpin sone har det meste av skogen i verneområdene i Nord-Norge (også 47% av verneområdene ligger i disse sonene). For Trøndelag er det meste av skogen i verneområdene i mellomboreal sone, mens Øst-Norge og Vestlandet har en jevnere fordeling mellom sonene (bortsett fra at det er lite skog i sørboreal sone i alle regioner). Det er i hovedsak verneområder i Øst-Norge som har noe særlig omfang av høyproduktiv skog i nemoral og boreonemoral sone. En del av disse mønstrene er en refleksjon av vegetasjonssonenes geografiske fordeling (f.eks. finnes ikke noe boreonemoral vegetasjon i Nord-Norge og svært lite i Trøndelag), men i noen grad er det også en følge av at verneområdene generelt har et arealmessig tyngdepunkt mot nordlige, høyereliggende og fattige skogtyper.

Naturgeografiske regioner

For å sikre den naturgeografiske representativiteten for vernet barskog ble det i verneplan for barskog lagt vekt på å fordele verneområder (typeområder) i forhold til nordiske naturgeografiske regioner (jf Nordisk ministerråd 1984). Dagens verneområder er fordelt på en grov sammenslåing av disse regionene slik **tabell 3.8** og **figur 3.8** viser (se **vedlegg 4** for mer detaljert fordeling på alle regioner og underregioner). Her ser vi at en stor del av verneområdene ligger i et belte langs kysten omtrent fra

Lindesnes til svenskegrensen (region 15-21, tilsvarende nemoral og boreonemoral sone; 38%), i boreal skog på Østlandet og i Trøndelag (region 28-34; 25%), samt i et belte langs kysten omtrent fra Lindesnes til Nordland (region 37-41; 21%). Øvrige områder ligger i fjellregionen (region 35-36), langs kysten av Nord-Norge (region 42-44a, 45) eller i indre Troms og Finnmark (region 44b, 46-51). Vi ser imidlertid det samme mønsteret som er observert for andre sammenstillinger. Mye av skogarealet finnes i verneområder mot fjellet eller i nord, mens produktiv skog, spesielt produktiv barskog og skog med høy og middels bonitet, i større grad befinner seg i verneområder i kystbeltet til Nordland eller i den boreale skogsone i Øst-Norge og Trøndelag.

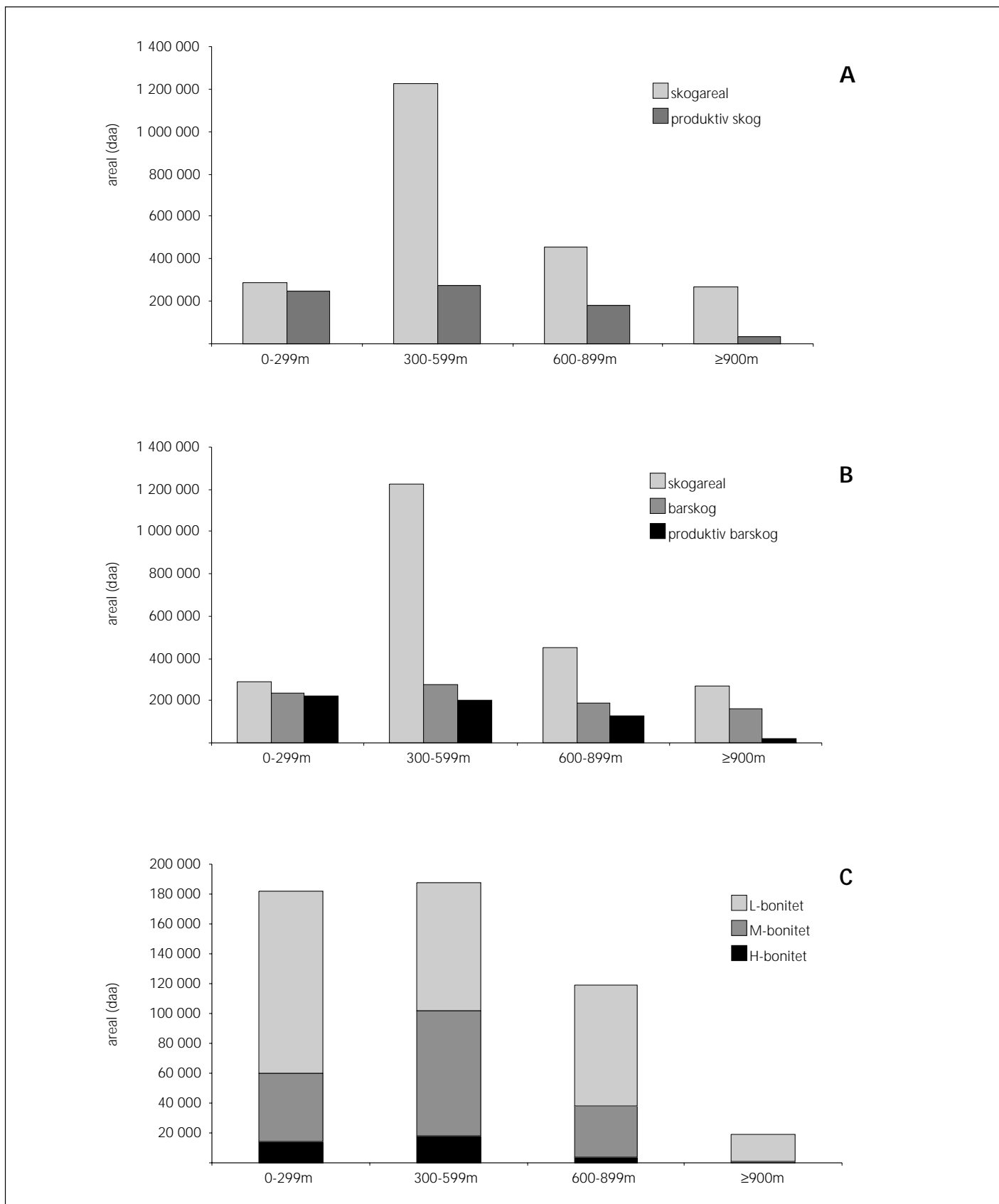
I barskogsutvalgets forslag til retningslinjer for barskogsvern (DN 1988) anbefales som utgangspunkt å opprette et typeområde for hver naturgeografiske underregion. Dette skal representere et typisk utsnitt av barskogsnaturen i vedkommende region. Rapporten konkluderer med at typeområdet bør ha et minsteareal på ca 10 km² der dette er mulig. For et stort antall underregioner/soner er det imidlertid ikke funnet tilnærmet så store områder. Der det er vanskelig å få inkludert den variasjonen man ønsker å ivareta innenfor et typeområde anbefales å finne et supplementsområde hvor de manglende elementene finnes. Vi har gjennomgått regionrapportene fra de ulike landsdelene (Korsmo et al. 1989, 1991, Moe et al. 1992, Korsmo & Svalastog 1994b) og sammenholdt anbefalte typeområder (ett eller flere alternativer) i forhold til hva som har blitt vernet (jf **vedlegg 1**). De opprinnelige naturgeografiske regionene (Nordisk ministerråd 1984) er kun benyttet direkte i regionrapport for Øst-Norge. For de andre landsdelene er det argumentert for bruk av en omtrent tilsvarende finoppdelt, men annerledes inndeling basert på soner innover fra kysten. Vi har benyttet regionrapportenes inndeling i analysen som er oppsummert i **tabell 3.9**.

Oversikten viser at et flertall (75-80%) naturgeografiske underregioner eller soner har fått tilfredsstillende dekning ved vern av ett eller flere foreslåtte typeområder. To soner mangler verneområde i form av skogreservat; dvs for Nord-Norge 5a ville typeområdeforslaget Basevuovdi fungere som en utvidelse av den barskogfattige Øvre Anarjokka nasjonalpark, mens for Sør-

Tabell 3.8

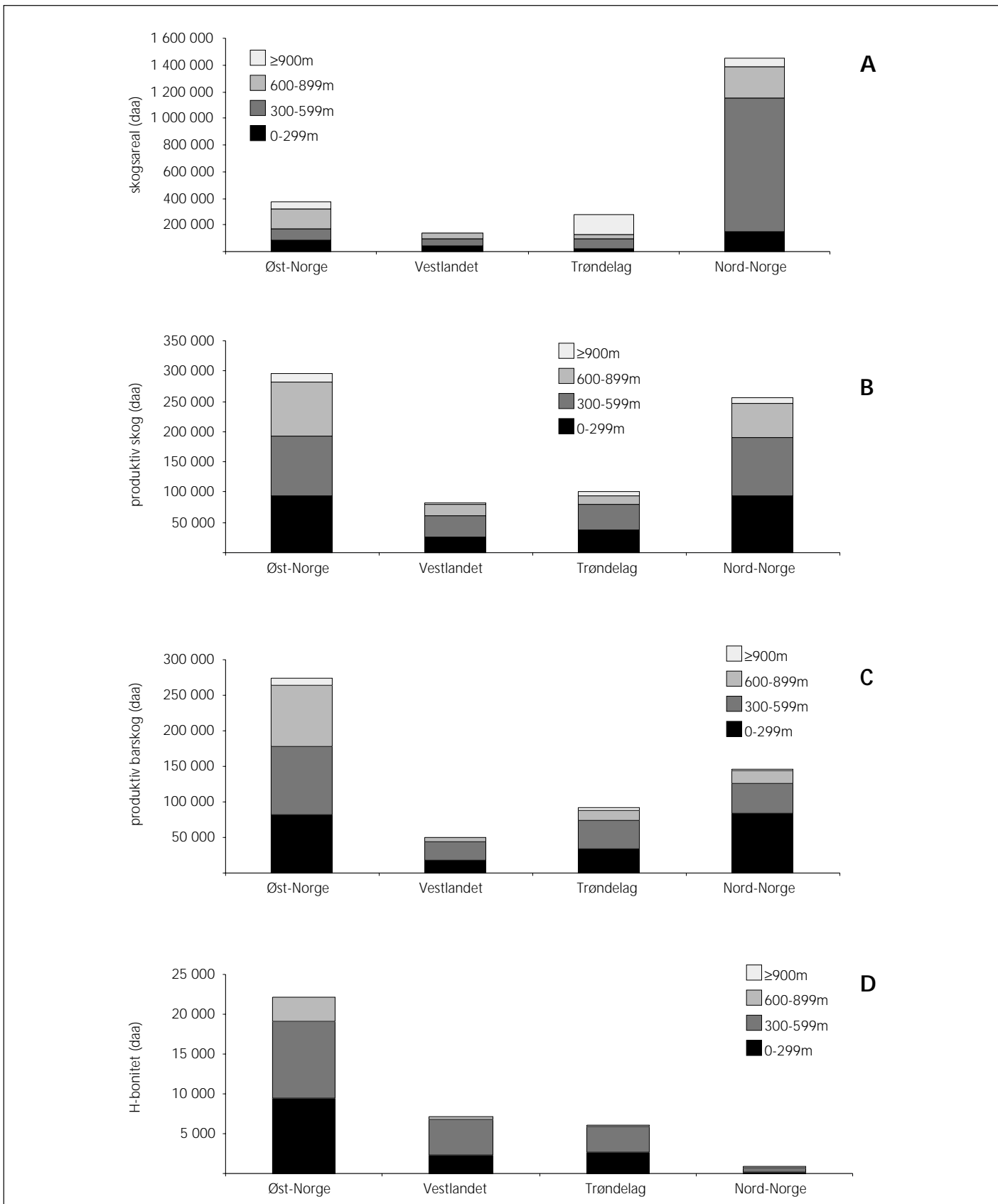
Verneområdenes fordeling på hovedgrupper av naturgeografiske regioner (Nordisk ministerråd 1984, jf tallkoder). Antall områder og ulike arealer for verneområdene (i dekar) er vist som for tabell 3.2. Produktiv skog mangler data for produktiv lauvskog for 65 av de aktuelle områdene. Barskog i ulike bonitetsklasser følger H₄₀-systemet (høy H 17-26, middels M 11-14, lav L 6-8). Distribution of protected areas by main groups based on natural characteristics (Nordisk ministerråd 1984, cf numerical codes). Number of units and their areas (in dekar) for various forest categories as in table 3.2. Productive forest ("produktiv skog") does not include productive deciduous forest for 65 units. Coniferous forest in various site classes ("bonitet") follows the H₄₀ system (high H 17-26, medium M 11-14, low L 6-8).

| | ant. omr. | totalareal | skogareal | barskog | lauvskog | produktiv skog | produktiv H-bonitet | M-bonitet | L-bonitet | |
|-------------------------------------|-----------|------------|-----------|---------|-----------|----------------|---------------------|-----------|-----------|--------|
| nemoral-boreonemoral (15-21) | 290 | 271 057 | 155 900 | 147 299 | 17 601 | 137 605 | 123 867 | 15 507 | 58 020 | 50 033 |
| boreal skog til Nordland (28-34) | 195 | 627 209 | 242 864 | 181 935 | 61 995 | 138 329 | 128 948 | 8 242 | 42 445 | 74 620 |
| kystvegetasjon til Nordland (37-41) | 162 | 363 053 | 191 018 | 157 620 | 33 398 | 113 581 | 94 485 | 12 022 | 47 512 | 39 660 |
| fjell til Nordland (35) | 46 | 7 359 654 | 272 514 | 188 000 | 84 514 | 52 949 | 41 373 | 548 | 10 227 | 30 585 |
| nord-norske fjell (36) | 14 | 4 733 645 | 503 340 | 33 640 | 469 700 | 96 495 | 19 520 | 20 | 1 060 | 18 440 |
| nord-norsk kyst (42-44a,45) | 40 | 180 562 | 62 535 | 30 473 | 32 062 | 30 458 | 12 793 | 282 | 2 768 | 8 875 |
| indre Troms, Finnmark (44b,46-51) | 18 | 1 728 745 | 833 063 | 135 038 | 698 025 | 104 604 | 87 054 | 0 | 1 485 | 85 569 |
| totalt | 765 | 15 263 925 | 2 261 234 | 874 005 | 1 397 295 | 674 021 | 508 040 | 36 621 | 163 517 | 307 78 |

**Figur 3.4**

Fordeling av skog i verneområdene på ulike høydelag (m o.h.). A Totalt skogareal og areal av produktiv skog. B Totalt skogareal, areal av barskog og areal av produktiv barskog. C Fordeling av produktiv barskog på bonitetsklasser (med verdier i H₄₀-systemet som følger: L-bonitet 6-8, M-bonitet 11-14, H-bonitet 17-26). Areal i dekar.

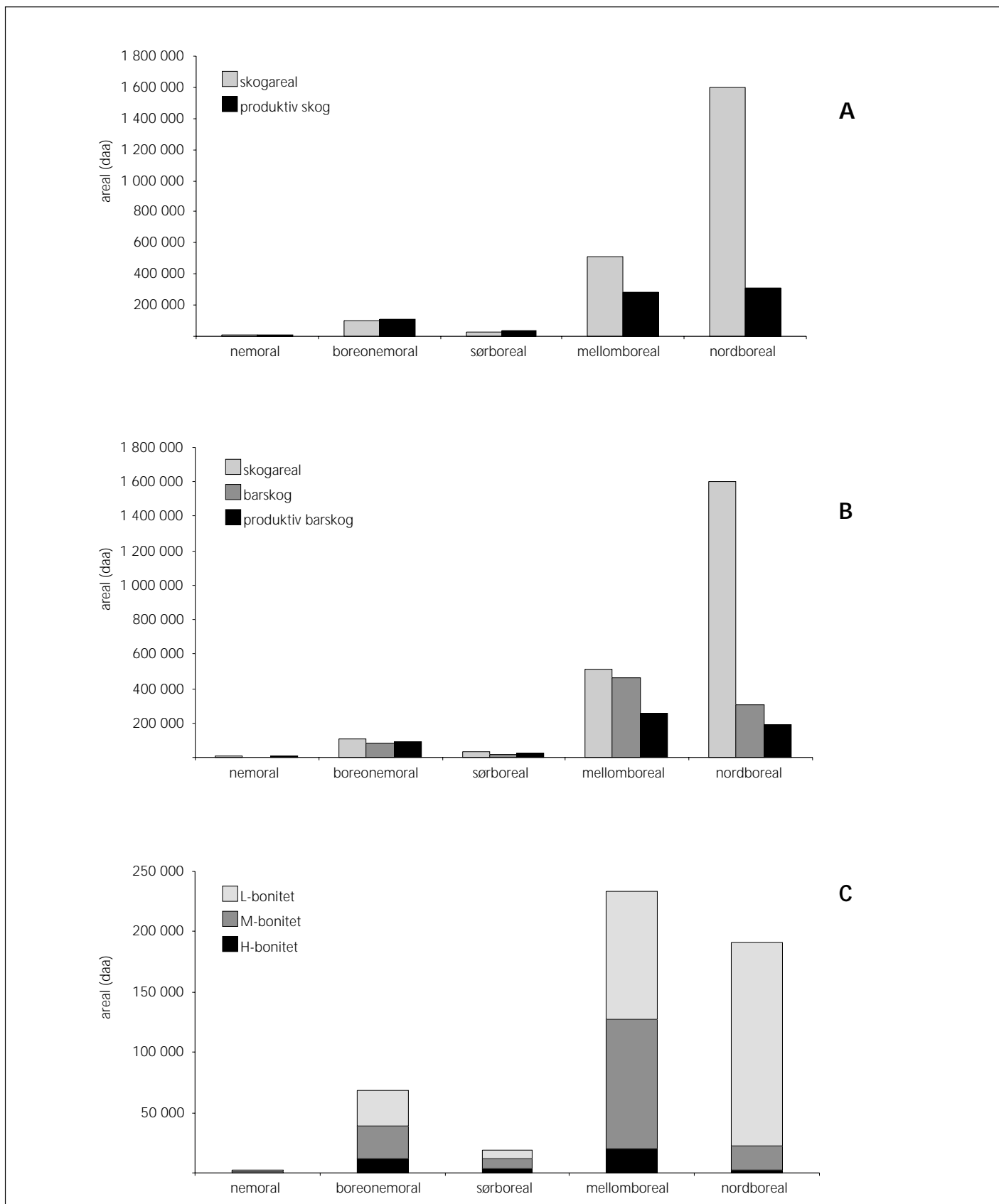
Distribution of forest in the protected areas by elevation interval (m a.s.l.). A Total forest area and area of productive forest. B Total forest area, area of coniferous forest and area of productive coniferous forest. C Distribution of productive coniferous forest on site classes (values according to the H₄₀-system: low L-bonitet 6-8, medium M-bonitet 11-14, high H-bonitet 17-26). Area in dekar.



Figur 3.5

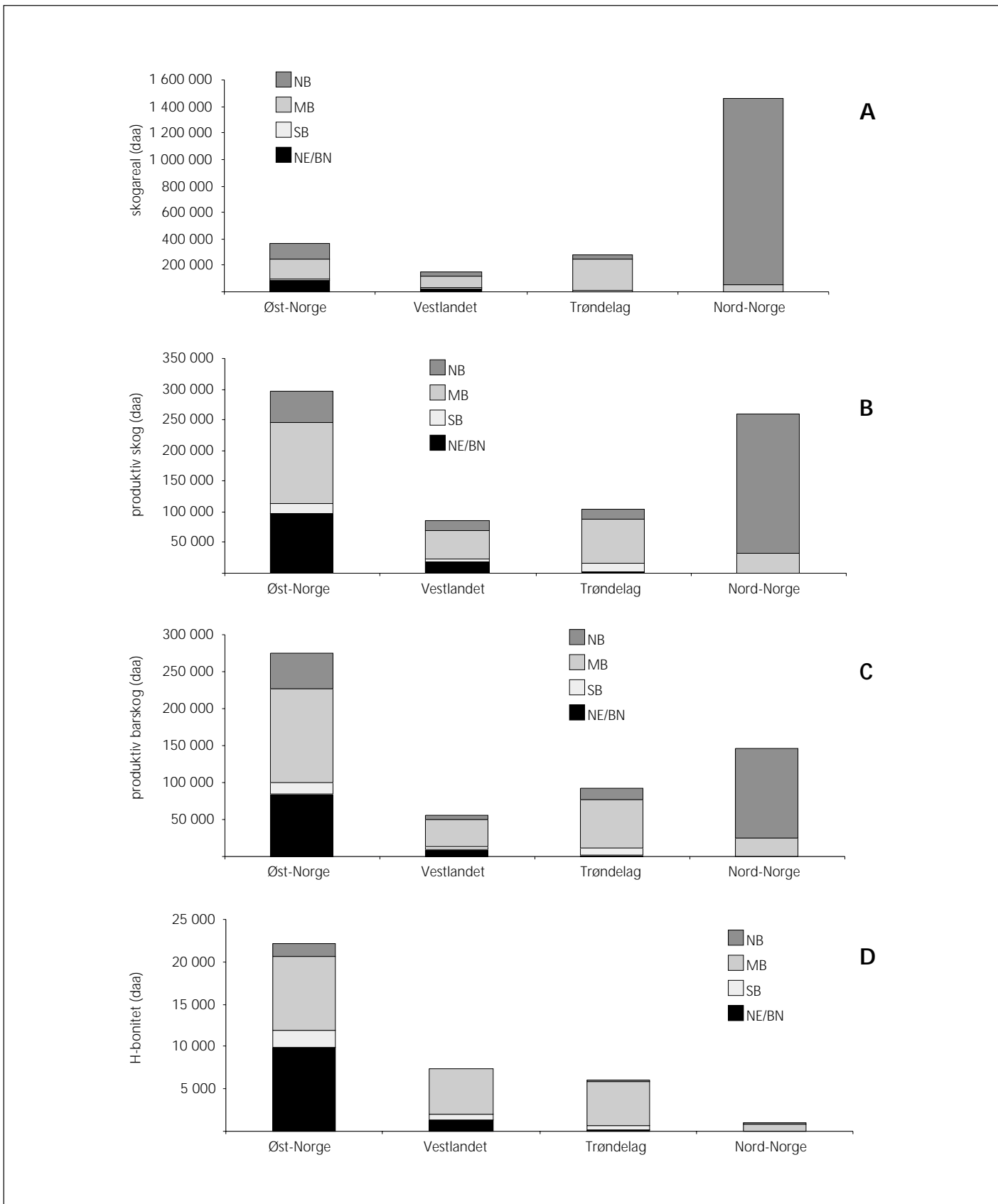
Fordeling av skog i verneområdene fordelt på geografiske regioner og høydelag. A Totalt skogsareal. B Produktiv skog. C Produktiv barskog. D Barskog med høy bonitet (H_{40} : 17-26). Areal i dekar.

Distribution of forest in the protected areas by geographical region and elevation interval. A Total forest area. B Productive forest. C Productive coniferous forest. D Coniferous forest of high productivity (H_{40} : 17-26). Area in dekar.

**Figur 3.6**

Fordeling av skog i verneområdene på ulike vegetasjonssoner (Moen 1998). A Totalt skogareal og areal av produktiv skog. B Totalt skogareal, areal av barskog og areal av produktiv barskog. C Fordeling av produktiv barskog på bonitetsklasser (med verdier i H_{40} -systemet som følger: L-bonitet 6-8, M-bonitet 11-14, H-bonitet 17-26). Areal i dekar.

Distribution of forest in the protected areas by vegetation zones (Moen 1998). A Total forest area and area of productive forest. B Total forest area, area of coniferous forest and area of productive coniferous forest. C Distribution of productive coniferous forest on site classes (values according to the H_{40} -system: low L-bonitet 6-8, medium M-bonitet 11-14, high H-bonitet 17-26). Area in dekar.



Figur 3.7

Fordeling av skog i verneområdene fordelt på geografiske regioner og vegetasjonssoner (NE/BN nemoral og boreonemoral sone, SB sørboreal sone, MB mellomboreal sone, NB nordboreal og alpin sone). A Totalt skogareal. B Produktiv skog. C Produktiv barskog. D Barskog med høy bonitet (H_{40} : 17-26). Areal i dekar.

Distribution of forest in the protected areas by geographical region and vegetation zones (NE/BN nemoral and boreonemoral zone, SB south boreal zone, MB middle boreal zone, NB north boreal and alpine zone). A Total forest area. B Productive forest. C Productive coniferous forest. D Coniferous forest of high productivity (H_{40} : 17-26). Area in dekar.

Tabell 3.9

Sammenlikning av opprinnelig foreslått naturgeografisk dekning av typeområder i barskogsplanen med fordeling av dagens verneområder (basert på regionrapporter til barskogsplanen og DN's liste over verneområder pr jan. 2002).

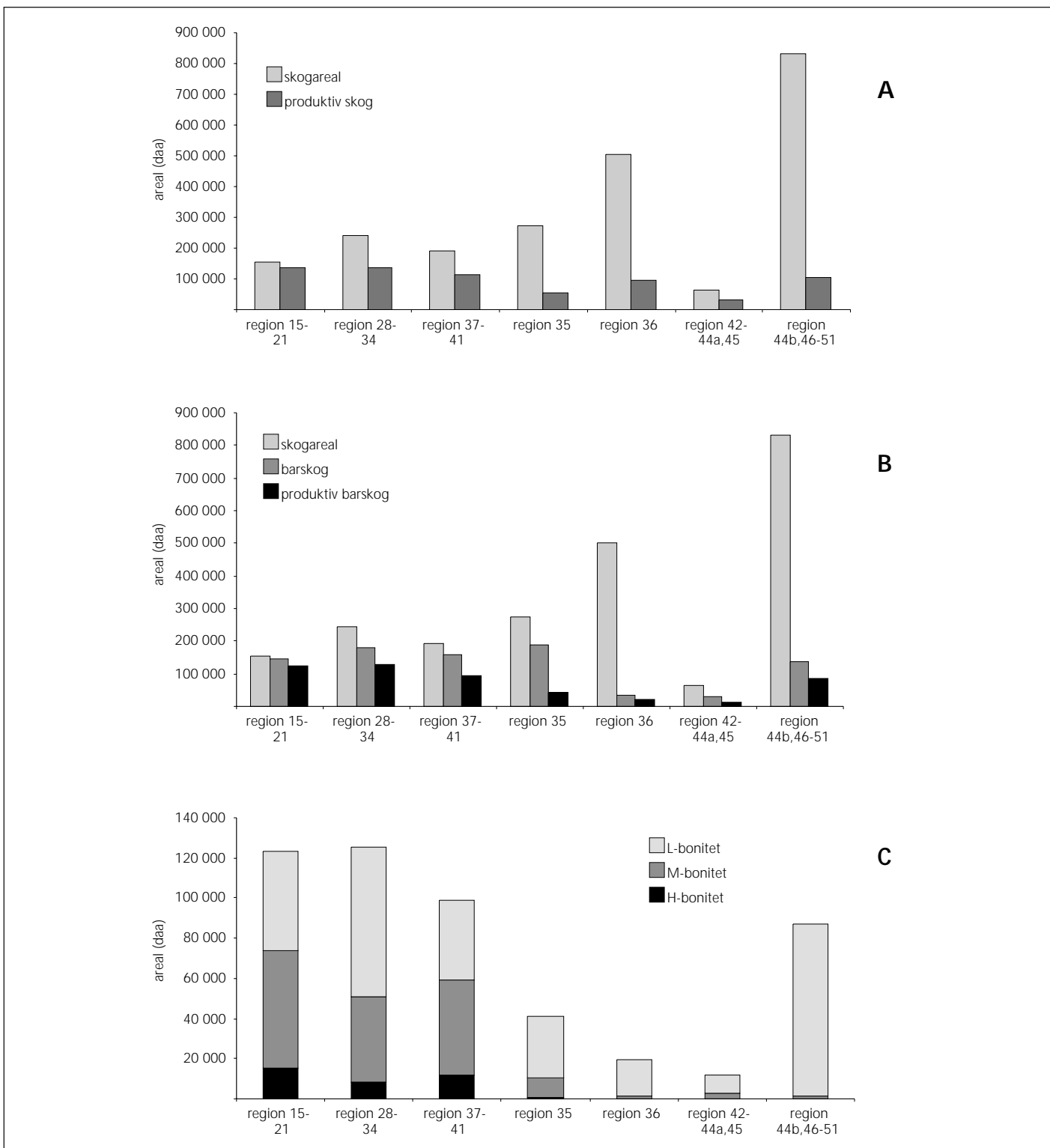
Original proposal for coverage of representative type areas in the protection plan for coniferous forests, compared with the current protected areas (based on regional reports from the protection plan and the list of current protected areas per Jan. 2002).

| | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|---|-------------|---|-----------|------------|
| ant. regioner/soner | 20* | 8 | 13 | 13* |
| ant. med tilfredsstillende vern | 16 | 6 | 10 | 10 |
| ant. ikke representert | | | 1 | 1 |
| ant. med typeområder > 10 km ² | 9 | 2 | 7 | 2 |
| endringer for | Øst-Norge: | 2 sterkt beskåret, 1 erstattet med spesialområde | | |
| | Vestlandet: | 1 erstattet av like stort spesialområde, 1 erstattet med 2 middels spesialområder | | |
| | Trøndelag: | 1 vern redusert fra 4500 daa til 3200 daa | | |
| | Nord-Norge: | 1 erstattet med halvparten så stort spesialområde | | |

* én region i Øst-Norge og én sone i Nord-Norge ikke foreslått med typeområde

Trøndelag mangler Oppdalsdistriktet helt verneområde for skog. I flere soner der typeområdeforslag i verneprosessen er erstattet med område av annen kategori, gjøres det klart i regionrapportens oppsummeringskapittel at det ikke finnes noe alternativ til foreslått typeområde (Vestlandet 2c Kleppsvatn og 2d Stordalen; Nord-Norge 3c Kvænangsbotn). En klar begrensning i denne analysen er at vi ikke har trukket inn hvorvidt de vernete typeområdene gir tilstrekkelig dekning av

representativitet for de respektive områdene de var ment å dekke. Delvis var det som nevnt i mange tilfeller nødvendig med supplementsområder. Delvis er noen av underregioner/soner så vidt definert både geografisk og økologisk at flere typeområder må til for å supplere hverandre, f.eks. Øst-Norge, 33b (Korsmo et al. 1991: 37), hvor bare ett er vernet, og 19b (s. 31/32), som har variasjon fra boreonemoral sone (forslag: Håøya, som trolig blir vernet nå) til mellomboreal sone (forslag: Holtefjell, ikke vernet).

**Figur 3.8**

Fordeling av skog i verneområdene på ulike naturgeografiske region (Nordisk ministerråd 1984): nemoral-boreonemoral sone (region 15-21), boreal skog til Nordland (region 28-34), kystvegetasjon til Nordland (region 37-41), fjell til Nordland (region 35), nordnorske fjell (region 36), nordnorsk kyst (region 42-44a, 45), indre Troms, Finnmark (region 44b, 46-51). A Totalt skogareal og areal av produktiv skog. B Totalt skogareal, areal av barskog og areal av produktiv barskog. C Fordeling av produktiv barskog på bonitetsklasser (med verdier i H_{40} -systemet som følger: L-bonitet 6-8, M-bonitet 11-14, H-bonitet 17-26). Areal i dekar.

Distribution of forest in the protected areas by regions based on physical geography (Nordisk ministerråd 1984) : nemoral-boreonemoral zone (region 15-21), boreal forest to Nordland (region 28-34), coastal vegetation to Nordland (region 37-41), mountains to Nordland (region 35), mountains of Northern Norway (region 36), coast of Northern Norway (region 42-44a, 45), inner Troms, Finnmark (region 44b, 46-51). A Total forest area and area of productive forest. B Total forest area, area of coniferous forest and area of productive coniferous forest. C Distribution of productive coniferous forest on site classes (values according to the H_{40} -system: low L-bonitet 6-8, medium M-bonitet 11-14, high H-bonitet 17-26). Area in dekar.

4 Verneområdenes naturgeografiske representativitet

Et av målene for vern av skog er å sikre et representativt utvalg av norsk skognatur. Det kan være flere tilnæringer til en slik problemstilling. Skal f.eks. skog i verneområdene være fordelt proporsjonalt i forhold til skog generelt, eller bør visse skogtyper av ulike grunner være forholdsvis mer eller mindre hyppig representert i verneområdene enn i øvrig skog? Vi skal komme tilbake til dette spørsmålet i vurderingen av vernebehovene (kap. 9). Her vil vi i første rekke forsøke å dokumentere hvordan skog i dagens verneområder fordeler seg i forhold til øvrig skog.

En sammenlikning av skog i verneområdene i forhold til skog generelt vil også være avhengig av hvilken informasjon vi har for henholdsvis skog i verneområdene og annen skog. Datagrunnlaget for verneområdene er presentert i kapittel 3. I tillegg har vi to kilder til informasjon om den generelle skogtilstanden. I N250-kartbasen til Statens kartverk finnes bl.a. data som gir uttrykk for skogarealets utbredelse, noe som kan sammenliknes med totalarealet av skog i verneområdene. Videre har Landskogtakseringen (jf Tomter 2000) en rekke forskjellige typer data for skogsmark, bl.a. arealer av skog i ulike klasser, noe som kan sammenliknes med tilsvarende informasjon for verneområdene. Disse sammenlikningene kan gjøres etter noen ulike dimensjoner for regional variasjon. Ut fra begrensninger i tilgjengelig informasjon vil vi i hovedsak fokusere på fordelinger etter geografi (fylker/regioner), høydelag, klima, vegetasjonssoner og noen andre parametre (se mer detaljert gjennomgang nedenfor). Analysene knyttet til N250-kartbasen gjør bruk av analyseverktøy i NINAs geografiske informasjonssystem (GIS), mens sammenlikningen med Landsskogtakseringens data i hovedsak er lagt opp i form av tabeller for ulike typer skog.

Med utgangspunkt i de analysene som blir presentert i dette kapitlet, kan vi si noe om hvordan skog i verneområdene fordeler seg i forhold til noen hoveddimensjoner av geografisk variasjon sammenliknet med skog generelt. Dette er forholdsvis grove sammenlikninger, både i forhold til detaljert representasjon av skogarealet i verneområdene og øvrig skog og i forhold til type og detaljering av naturvariasjonen. Likevel vil analysene vise noen viktige hovedtrekk i hvordan skog i verneområdene avviker fra øvrig skog, informasjon som vil være nyttig i videre vurdering av kommende vernebehov.

4.1 Materiale og metoder

Data for verneområdene

Datagrunnlaget for verneområdene er presentert i kapittel 3. Her vil vi i hovedsak legge vekt på en sammenlikning mellom fordelingen av ulike typer skog i verneområdene med tilsvarende fordeling for skog generelt. Det er i hovedsak data for totalt skogareal, produktiv skog (til dels fordelt på bestandstreslag, dvs bar- og lauvskog), samt fordeling av produktiv barskog på bonitetsklasser som er aktuelt å sammenlikne. Med bakgrunn i de dataene vi har tilgjengelig, kan slike sammenlikninger gjøres for fylker (eller geografiske regioner), for høydelag og for vegetasjonssoner (se kap. 3 for spesifikasjon av inndelingskriteriene).

Analysert basert på digital kartinformasjon

En tilnærming for våre sammenlikninger av skog i verneområdene og skog generelt er basert på analyse av geografisk informasjon om verneområdene (lokalisering og grenser) knyttet til ulike typer informasjon tilgjengelig som digitale kartdata. Disse analysene foretas i NINAs geografiske informasjonssystem (GIS) basert på programmet ArcView.

Vi har tatt utgangspunkt i Kartverkets GIS-base over vernete områder i Norge. GIS-basen inneholder 2367 områder (enkelt-punkter og polygoner) av både verneområder for skog og andre arealer. Basen er levert på norsk standard kartformat (SOSI-format). På grunn av uopprettelige feil mellom database og kart måtte disse koples på nytt. Dette ble gjort ved å bruke Id-grunnlag (G_idnr) som felles "joint attribute" i ArcView.

Utrekk av verneområder i skog ble basert på DNs database over status for skogvern i Norge oppdatert januar 2002 (**vedlegg 1**). Databasen inneholdt 776 ulike områder. Kopling av disse med verneområdene til Kartverkets GIS-base måtte gjøres på bakgrunn av navnekolonnen som var eneste felles kolonne i de to ulike databasene (ID-nummer manglet i DNs oversikt). I denne prosessen var det 70 områder vi ikke klarte å kople (se **vedlegg 3**; for øvrig inngår heller ikke nye verneforslag for Øst-Norge som er tatt med i analysene referert i kap. 4.3). En del av disse var administrativt fredet og dermed ikke prioritert innlagt i GIS-basen. Andre var av så ny dato at de heller ikke var lagt inn i Kart-verkets GIS-base. For noen få områder er det uklart hvorfor de ikke er lagt inn i kartbasen. Kartbasen i skog var utgangspunktet for en geografisk analyse i GIS med tanke på å se på de eksisterende områdenes representativitet i forhold til utvalgte parametre.

Utvalgte eksisterende regionalt dekkende parametre var:

- Kartverkets høydedatabase (100 m oppløsning); inndelt i 4 høydelag
- Vegetasjonssoner
- Vegetasjonsseksjoner (oseanitet)
- Geologi (1:1 000 000); inndelt i 4 klasser fra fattig til rik berggrunn
- Kwartærgeologi (1:1 000 000); marine sedimenter, skredmateriale, morene
- Avstand til kyst (N250)
- Avstand til bebygde områder (N250)

Total utbredelse av skog i Norge ble representert ved å velge ut alle skogpolygoner fra N250. Vi har fylkesvis sammenliknet utbredelsen av de utvalgte parametrene (i kulepunktene over) for henholdsvis verneområdene og totalt skogareal. I sammenlikningen har vi for nasjonalparkene gjort et klipp mot skog-polygonet (N250) slik at vi for disse områdene har utelatt alle store arealer som ikke er dekket av skog. For øvrige verneområder er totalarealet lagt til grunn siden vi ikke har hatt informasjon om den presise geografiske fordelingen av skog innen verneområdene. Resultatene er summert fylkesvis i tabeller, sammenlikningen mellom verneområder og øvrig skog er basert på relativ fordeling av skogarealet langs de ulike gradientene (summert til 100 prosent for hver parameter i både verneområder og i totalt skogareal).

Vår tilnærming i denne GIS-baserte analysen har noen svakheter knyttet til datagrunnlaget. For det første er det en del verneområder som ikke er representert i materialet (jf over og **vedlegg 3**). Dessuten dreier dette seg om forholdsvis grove sammenlikninger av skogarealet i N250-kartbasen og verneområdenes totalareal (med unntak for nasjonalparkene, jf over). Det kan være grunn til å tro at skogarealet i N250-kartbasen kan være noe underestimert (Rune Eriksen, NIJOS, in litt.). Totalarealet for verneområdene (unntatt nasjonalparkene) vil åpenbart overestimere skogdekningen, men vil trolig ikke utgjøre noen vesentlig feilkilde når det gjelder den geografiske plasseringen i forhold til aktuelle gradienter (til det er de fleste verneområdene for små). Ellers vil disse sammenlikningene ikke si noe om ulike typer skog, kun totalarealet av skog. På den andre siden gir disse analysene mulighet for å trekke inn en del underliggende naturgeografisk variasjon som vi ellers vil ha problemer med å få representert fra andre datakilder.

Analysert basert på data fra Landsskogtakseringen

Landsskogtakseringen registrerer en rekke ulike forhold ved norsk skog, i hovedsak knyttet til arealer for skogproduksjon (jf Tomter 2000). Landsskogtakseringen er basert på en utvalgskartlegging av skogen der det på hver prøveflate beskrives og måles et utvalg trær og andre miljøforhold. Disse dataene kan så sammenstilles for å gi et statistisk representativt bilde av skogtilstanden i utvalgte regioner i Norge. Det er imidlertid verdt å merke seg at den statistiske holdbarheten forutsetter at disse regionene ikke er for små, slik at detaljert analyse basert på data fra forholdsvis få prøveflater ikke er forsvarlig.

I vår sammenheng bruker vi i hovedsak Landsskogtakseringens data for skogarealet, fordelt etter fylker, høydelag, vegetasjonssone, bonitet og bestandstreslag (NIJOS in litt.). Disse dataene er basert på siste oppdaterte takster for de ulike fylkene, foretatt i årene fra 1988 (Sør-Trøndelag) til 1995/99 (flere fylker), men Finnmark er ikke registrert. De omfatter all skogsmark (produktiv skog, uproduktiv skog, trebevokst myr) under barskogsgrensa (i Troms og nordre del av Nordland omfattes all skog). Bestandstreslag er oppgitt i forhold til dominerende forekomst av henholdsvis gran, furu og lauvtrær (generelt basert på volum, men kronedekke i yngste skog), men for hogstklasse 1 og arealer med annen bruk enn skogbruk er ikke angitt bestandstreslag. Bonitet er gitt etter H_{40} -systemet, her klassifisert til henholdsvis lav bonitet ($H_{40} = 6-8$), middels bonitet ($H_{40} = 11-14$) og høy bonitet ($H_{40} = 17-26$), mens uproduktiv skog, trebevokst myr eller skog med annen anvendelse enn skogbruk er gruppert som annen skog. Skogarealets fordeling på vegetasjonssoner er beregnet ved å tilordne hver prøveflate til en vegetasjonssone (Moen 1998) ved hjelp av GIS.

I tillegg til data for skogarealet (inndelt etter ovennevnte kriterier) har vi også tilgjengelig data for arealet av skog i hogstklasse 5 og arealet av skog eldre enn 120 år. Slik informasjon vil bli trukket inn i vurderingene av nye vernebehov, men kan ikke sammenholdes direkte med skogtilstanden i verneområdene siden slike data mangler for disse.

4.2 Representativitet basert på analyser av digital kartinformasjon

Vi har sammenliknet arealfordelingen for verneområdene med skogarealet generelt (trukket ut fra Kartverkets N250-kartbase) for ulike gradienter (se over). Motivasjonen for valget av disse gradientene, som vi har analysert representativitet i forhold til, kan oppsummeres på følgende måte: Vegetasjonssonene og -seksjonene (Moen 1998) representerer klimarelaterte forhold, og det er interessante å vurdere fordelingen av vernet skog for ulike deler av klimagradienten. Høydelag representerer også en del av klimaaspektet. Geologi og jordtyper er egnet til å si noe om næringstilgang og produksjon og hvordan slike forhold er representert i verneområder. Avstand til kyst forteller om fordelingen av vernet skog nær kysten, noe som bl.a. er relatert til viktige områder for biologisk mangfold. Avstand til bebyggelse gir oss inntrykk av om vernet skog ligger særlig i øde terreng eller om man også har vernet skog nær bebyggelse. Avstand til bebyggelse sier noe om tilgjengeligheten av vernet skogområder, f.eks. knyttet til friluftsfornål, i forhold til der folk bor. Den geografiske fordelingen av de verneområdene som inngår i denne analysen (jf **vedlegg 3**), framgår av **figur 4.1**.

Mønstre i forhold til naturgeografi og andre gradienter

Vegetasjonssoner: Det er mer vernet skog i alpin sone og mye mer i nordboreal sone enn hva fordelingen av skogarealet på landsbasis skulle tilsi. For mellomboreal sone varierer det mellom fylkene, men på landsbasis er det forholdsvis litt mindre vernet skog i mellomboreal sone enn andelen av all skog. I sørboreal og boreonemoral sone er forholdsvis mindre skog vernet. Skog i nemoral sone utgjør en liten del av det totale skogarealet, og forholdsvis litt mindre skog er vernet enn andelen skog skulle tilsi.

Figur 4.2 viser hvordan skog i verneområdene fordeler seg på regioner og vegetasjonssoner sammenliknet med skog generelt. Selv om det er forskjeller mellom regionene, så avviker fordelingen av skog i verneområdene fra fordelingen av annen skog i samme retning for ulike regioner.

Klima (oseanitet): I de mest oseaniske pregete og vintermilde områdene langs kysten (seksjon O3t) er det vernet forholdsvis mer skog enn i andre områder, sammenliknet med hva som er tilgjengelig. I de øvrige mest oseaniske områdene (O3h) er det god overensstemmelse mellom andel vernet skog og skog generelt, mens det i klart oseaniske områder (O2) er vernet en litt mindre andel skog. For svakt oseaniske områder (O1) varierer andelen vernet skog mye mellom de ulike fylkene, men totalt er en noe mindre andel skog vernet. Forholdsvis mer skog er vernet i områder med overgangsklima (seksjon OC), selv om en del fylker også har en mindre andel vernet skog i denne sonen. Det er vernet forholdsvis mye mer skog i kontinentale områder (C1) i Troms og Finnmark, mens tilsvarende områder i Hedmark har mindre andel skog vernet.

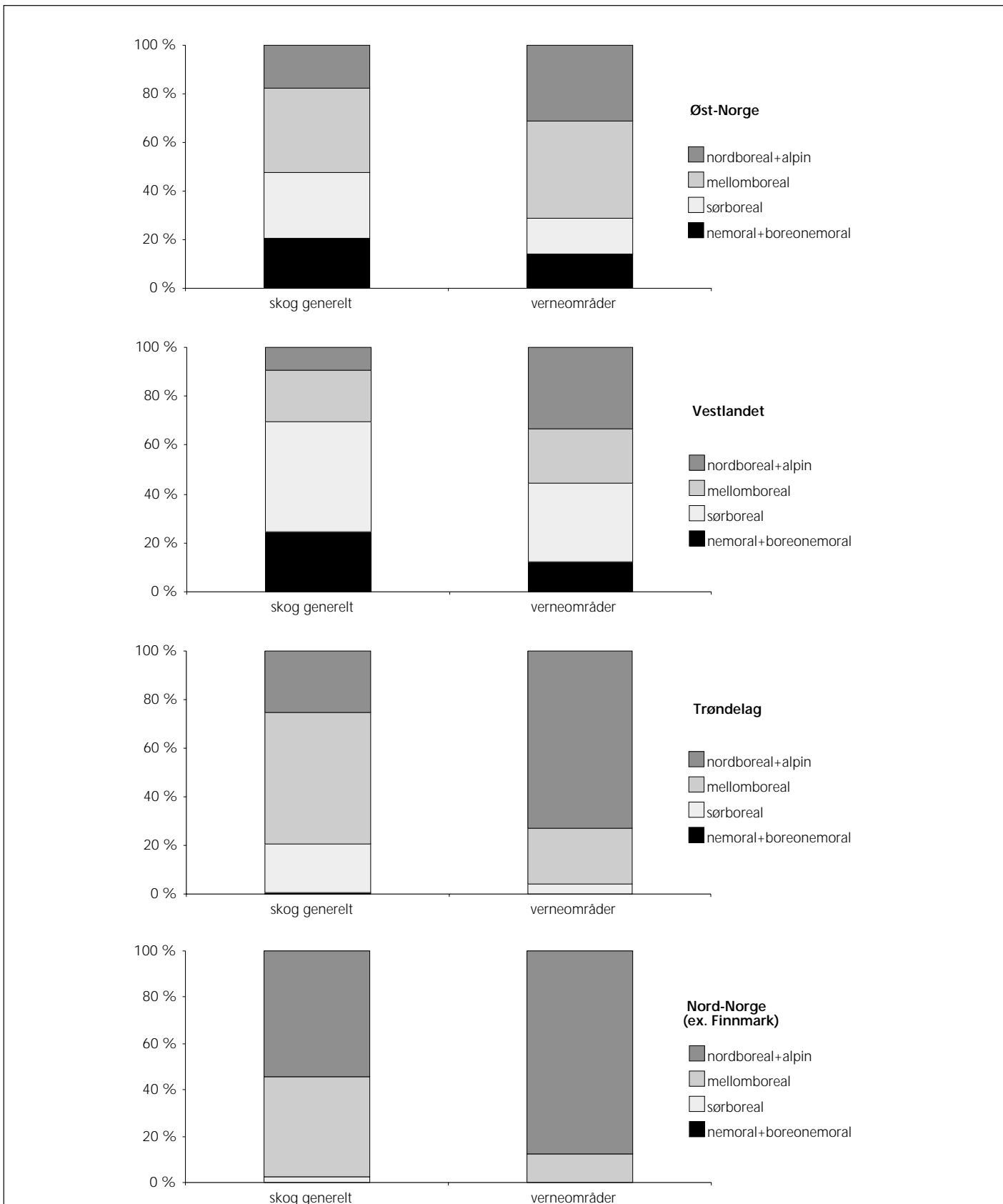
Høydelag: Generelt er det mye mindre andel av vernet skog i høydelag under 300 m o.h. I høydeklassen 300-600 m varierer andelen mellom fylkene, men på landsbasis er omtrent like stor andel skog vernet som andelen av all skog. I høydeklassene over 600 m er det vernet forholdsmessig mer skog enn andelen av skog skulle tilsi.



Figur 4.1

Kart med den geografiske fordelingen av verneområdene (kun de som har digital kartsignatur, jf kap. 4.1), sett i forhold til fordelingen av skog i Kartverkets N250-serie. Store områder er vist i reell størrelse, mens områder mindre enn 500 daa er vist som forstørrede prikker for bedre visualisering. Skog er vist ved grå skraver.

Map showing the geographical distribution of the protected areas (only those with a digital map identity, cf chapt. 4.1), compared to the distribution of forest in the national N250 map series. Large areas are shown at true size, whereas areas smaller than 500 daa are represented by enlarged dots to improve visualisation. Forest is shown in grey.



Figur 4.2

Den relative fordelingen (%) av skogarealet i verneområdene sammenliknet med skog generelt, i forhold til vegetasjonssoner (Moen 1998) for ulike geografiske regioner. Dataene er basert på skogfordelingen i Kartverkets N250-base med uttrekk for henholdsvis verneområdene og vegetasjonssonene.

The relative distribution (%) of forest area for the protected areas compared to forest in general, distributed on vegetation zones (Moen 1998) for geographical regions. The data are based on the forest distribution of the national N250 map series, extracted for the vegetation zones and the protected areas.

Geologi og jordtyper: På fattig og middels rik berggrunn er det noe større andel vernet skog enn for skog generelt. På middels rik berggrunn er også forholdsvis mer vernet, mens det på rik berggrunn er noe mindre andel vernet skog enn skog generelt. På marine sedimenter og på skredmateriale er det bra sammenfall mellom andel vernet skog og skog generelt, mens det er forholdsvis mindre vernet skog på morene.

Avstand til kyst: På landsbasis ligger skog i verneområdene lengre fra kysten enn skog generelt. Dette er et ganske generelt mønster selv om det er betydelig variasjon mellom ulike geografiske regioner (**figur 4.3**). For landet under ett er det forholdsvis mindre vernet skog enn andelen av all skog i avstander fra kysten på mindre enn 50 km. Det er derimot mye større andel vernet skog i avstander 50–100 km fra kysten. Det er også forholdsvis mer vernet skog mer enn 100 km fra kysten.

Avstand til bebyggelse: Det er mye mindre andel vernet skog i områder nærmest bebyggelse (dvs mindre enn 10 km fra) enn andelen skog generelt skulle tilsi. For avstander 10–20 km fra bebyggelse varierer andelen skog mellom fylkene, mens det er mye større andel vernet skog 20–50 km fra bebyggelse. Det er også noe større andel vernet skog mer enn 50 km fra bebyggelse.

Fylkesvise mønstre

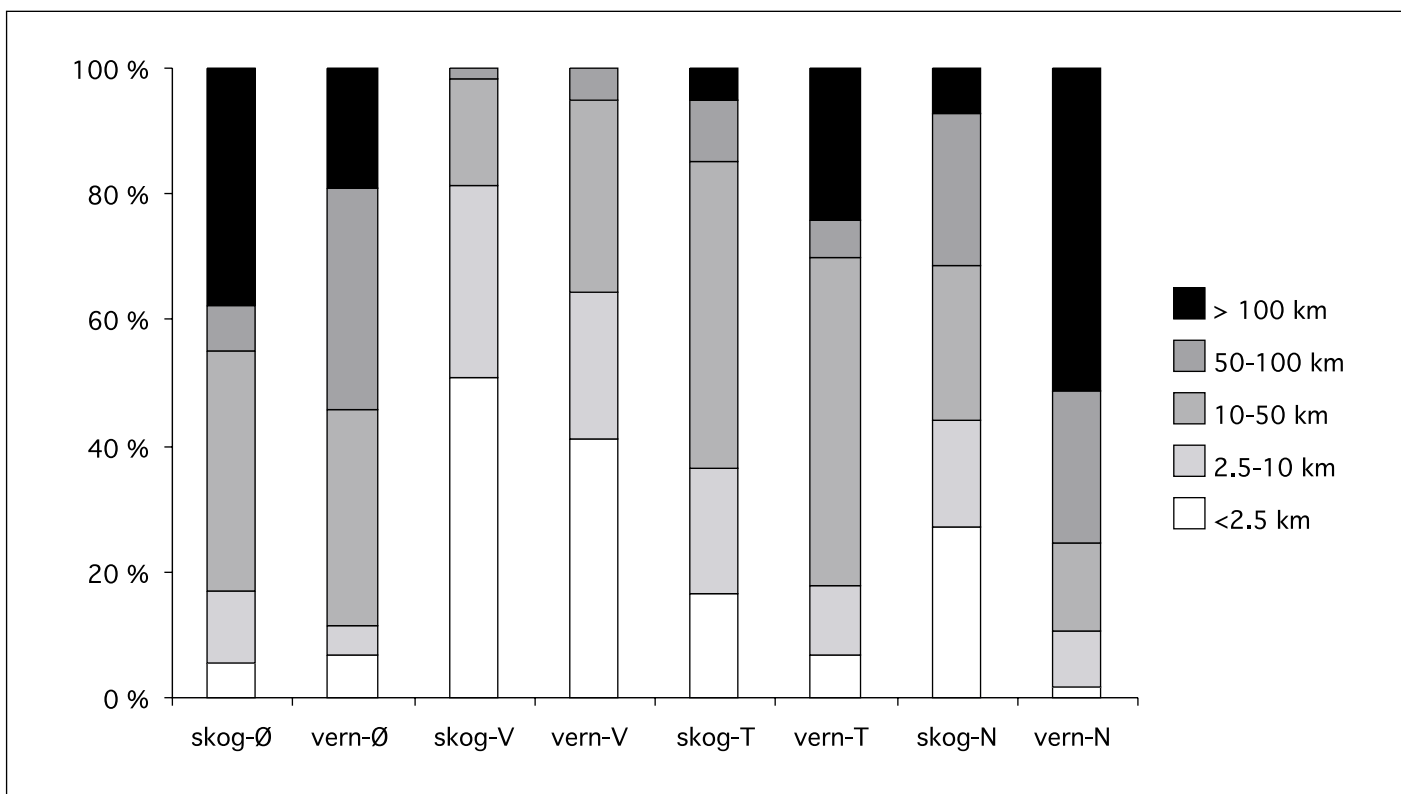
Fordelingen av vernet skog sammenliknet med øvrig skog varierer betydelig mellom fylkene, og det er vanskelig å sammenfatte

denne variasjonen i klare fellestrekk mellom grupper av fylker, f.eks. innen geografiske regioner. En summarisk gjennomgang av hvert fylke er derfor gitt nedenfor.

Østfold: Det er nokså god overensstemmelse mellom fordelingen av skog i verneområder og skog generelt. Det er noe større andel vernet skog nærmest kysten og i indre strøk, mens det er mindre andel i middels avstand fra kysten.

Oslo og Akershus: Også her er det lite avvik i fordeling av skog i verneområder og skog generelt. Det er forholdsvis lite vernet skog i mellomboreal vegetasjonssone og på morene. Det er forholdsvis mye vernet skog i områder lengst fra kysten. Vernet skog på middels rik berggrunn er noe overrepresentert i forhold til på fattig berggrunn. For Oslo er det lite totalareal, men forholdsvis mindre skog er vernet i mellomboreal sone, og forholdsvis mye skog er vernet mindre enn 2,5 km fra kysten sammenliknet med områder 2,5–10 km fra kysten.

Hedmark: Skog i verneområdene avviker en god del fra fordelingen av skog generelt, bl.a. er skog i verneområdene overrepresentert i nordboreal i forhold til mellomboreal og sørboreal vegetasjonssone. Det er også forholdsvis mer vernet skog i svakt oseaniske områder og mindre i kontinentale områder. Forholdsvis lite skog er vernet på rikere berggrunn, i områder under 300 m o.h. (men mer i høydelaget 600-900 m), samt nær bebyggelse.



Figur 4.3

Den relative fordelingen (%) av verneområdenes areal sammenliknet med skog generelt i forhold til avstand fra kysten for hver region. Her indikerer -vern og -skog henholdsvis verneområdene og skog generelt, for Øst-Norge (Ø), Vestlandet (V), Trøndelag (T) og Nord-Norge (N). Finnmark er ikke inkludert.

The relative distribution (%) of the protected areas compared to forest in general, for distance to the coast for each region. Here -vern and -skog indicates the protected areas and forest in general, respectively, for Eastern Norway (Ø), Western Norway (V), Trøndelag (T), Northern Norway (N). The county of Finnmark is not included..

Oppland: Fordelingen av skog i verneområdene sammenfaller nokså bra med fordelingen for øvrig skog. Det er forholdsvis noe mindre skog vernet i mellomboreal sone og i høydelaget 300-600 m o.h. (men forholdsvis noe mer vernet under 300 m).

Buskerud: Det er forholdsvis mer skog vernet i mellomboreal sone og mindre i sørboreal. Litt større andel skog er vernet i svakt oseaniske områder (O1) i forhold til i områder med overgangsklima (OC).

Vestfold: Her er det litt annen type avvik i fordelingen av vernet skog sammenliknet med øvrig skog, med forholdsvis mindre vernet skog i mellomboreal og sørboreal sone, samt i indre strøk lengst fra kysten. Forholdsvis mer skog er også vernet nær bebyggelse.

Telemark: Forholdsvis mye skog er vernet i nordboreal sone, i høydelag over 600 m o.h. og i indre strøk, mens forholdsvis lite skog er vernet i sørboreal og boreonemoral sone, under 600 m og i områder nærmere kysten. Mye skog er også vernet på skredmateriale.

Aust-Agder: Her er det en god del avvik i fordelingene av skog i verneområder og skog generelt. Forholdsvis mye mer skog er vernet i mellomboreal, i høydelaget 300-600 m o.h., og i indre områder, mens mye mindre er vernet i boreonemoral, i svakt oseaniske områder (O1), nær kysten og bebyggelse. Forholdsvis mye skog er vernet på marine sedimenter, mens nesten ikke noe er vernet på morene og skredmateriale.

Vest-Agder: Her er det små avvik i fordelingene av vernet skog og annen skog. Det er forholdsvis mer vernet skog i alpin sone, mens det er mindre i nemoral sone.

Rogaland: Også her er det bra overensstemmelse i fordelingene av skog i verneområder og annen skog. Det er forholdsvis mindre vernet skog i boreonemoral og nemoral sone, samt på middels rik berggrunn

Hordaland: Her avviker fordelingen av vernet skog en god del fra øvrig skog. Mer skog er vernet i alpin og nordboreal sone og lite i mellomboreal sone. Fordelingen i forhold til oseanitet gir forholdsvis mer vernet skog både i mest oseaniske områder (O3t) og i indre områder med overgangsklima. Her er det også forholdsvis mer vernet skog på rikere berggrunn, mens lite er vernet på skredmateriale. Mye er også vernet i områder lengst fra kysten.

Sogn og Fjordane: Her er også større avvik i fordelingen av vernet skog og annen skog. Det er forholdsvis mer vernet skog i alpin og nordboreal sone, mindre i sørboreal og boreonemoral sone. Det er også mindre vernet skog under 300 m o.h. og mer over 900 m. Lite skog er vernet på middels rik berggrunn, samt på morene, men desto mer på skredmateriale. Mye skog er vernet i indre strøk og mindre i kystnære områder eller nær bebyggelse.

Møre og Romsdal: Her er det mindre avvik i fordelingen av vernet skog og annen skog. Det er forholdsvis mer vernet skog i nordboreal sone og i områder med svakt oseanisk klima. Lite

skog er vernet på skredmateriale. Forholdsvis mye skog er vernet lengst fra bebyggelse.

Sør Trøndelag: Fordelingen av vernet skog avviker en god del fra øvrig skog. Det er forholdsvis mindre vernet skog i sørboreal sone, i lavere høydelag og i områder nær kysten og bebyggelse. Lite skog er også vernet på rikere berggrunn.

Nord Trøndelag: Sammenliknet med annen skog er forholdsvis mer skog vernet i nordboreal sone i forhold til mellomboreal og noe mindre under 300 m o.h. Det er mer vernet skog på både fattig og rik berggrunn og mindre på middels rik. Nesten ikke noe skog er vernet på marine sedimenter.

Nordland: Her er det forholdsvis mer vernet skog i alpin sone og mindre i sørboreal og mellomboreal sone sammenliknet med øvrig skog. Forholdsvis lite skog er vernet under 300 m o.h., men mer i de andre høydelagene. Forholdsvis mindre skog er vernet på rik berggrunn, på marine sedimenter og skredmateriale. Lite skog er også vernet nær kysten eller bebyggelse.

Troms: I forhold til øvrig skog er det mindre vernet skog i mellomboreal sone og forholdsvis mer i kontinentale strøk. Lite skog er vernet under 300 m o.h., mens mye er vernet i områder lengst fra kyst og bebyggelse.

Finnmark: Det er forholdsvis mer vernet skog i kontinentale strøk og i høydelaget 300-600 m o.h. Mer skog er også vernet på middels rik berggrunn enn på fattigere berggrunn. Storparten (75 %) av all vernet skog ligger mer enn 100 km fra kysten og med stor avstand fra bebygde områder.

4.3 Representativitet basert på analyser av Landsskogstakseringens data

I kapittel 3 har vi gitt en detaljert presentasjon av hvordan skogen i verneområdene fordeler seg geografisk og i forhold til ulike naturgeografiske forhold. I det kapitlet har vi imidlertid ikke sett direkte på hvordan fordelingen av skog i verneområdene er i forhold til skog generelt. Ovenfor i kapittel 4.2 har vi belyst noen hovedtrekk i fordelingen av verneområdene i forhold til skogarealet i Norge, slik dette framkommer fra digitalt kartgrunnlag. Med utgangspunkt i Landsskogstakseringens data har vi imidlertid muligheter til å se mer detaljert på slike mønstre. Her skal vi derfor se nærmere på fordelingen av ulike typer skog, med vekt på arealet av all skog, produktiv skog, produktiv barskog og bonitetsklasser. Vi skal i første rekke se på disse fordelingene i forhold til geografisk/regional variasjon, høydelag og vegetasjonssoner. Det er i dette kapitlet viktig å huske på at Finnmark ikke inngår i sammenlikningene siden Landsskogstakseringen ikke har data for dette fylket. Dessuten er det til sammen vel 70 verneområder (42 forslag for Øst-Norge, ellers en del nyere områder i Midt-Norge sør for Saltfjellet) der vi mangler en del data for skogarealene, slik at sammenlikningene ikke blir komplette for disse områdene (jf kap. 3.1).

Skogens fordeling på regioner

Vi skal først se på hvordan skog i verneområdene og øvrig skog er fordelt regionalt i Norge, her definert som Øst-Norge, Vestlandet, Trøndelag og Nord-Norge. Av **figur 4.4a** framgår at fordelingen av skogarealet i verneområdene avviker til dels betydelig fra fordelingen av den øvrige skogen i Norge (slik Landsskogtakseringen beskriver denne). Andelen skog i verneområder i Øst-Norge er mindre enn halvparten av hva fordelingen av det generelle skogarealet skulle tilsi. Tilsvarende har Nord-Norge (utenom Finnmark) vesentlig større andel av skogen i verneområdene. For arealet av henholdsvis produktiv skog, produktiv barskog og barskog av høy bonitet er ikke dette mønsteret fullt så utpreget (**figur 4.4b-d**), men likevel har Øst-Norge en mindre andel av skog i verneområdene i forhold til skog generelt.

Ser vi imidlertid på bonitetsfordelingen for barskog i verneområdene i forhold til øvrig barskog for landet som helhet (**figur 4.5a**), ser vi at er det er sterk overvekt av uproduktiv skog i verneområdene. En betydelig mindre andel av skogen i verneområdene er av høy bonitet sammenliknet med øvrig skog. Dette mønsteret gjelder mer eller mindre for bonitetsfordelingen av barskog innen alle regioner (**figur 4.5b**), der særlig verneområdene i Nord-Norge og Trøndelag har en forholdsvis liten andel barskog av høy eller middels bonitet. For Vestlandet er det en vesentlig mindre andel av barskog av høy bonitet i verneområdene enn i skogen for øvrig.

Disse framtrepende forskjellene mellom regionene skyldes til dels at skog i nasjonalparkene utgjør dominerende deler av skogen i verneområdene, ikke minst i Nord-Norge. Dersom nasjonalparkene fjernes fra tallmaterialet, er skog i verneområdene fordelt mer likt med øvrig skog. Fremdeles er noe mindre av skogen i verneområdene å finne i Øst-Norge i forhold til øvrige regioner sammenliknet med skog generelt. Mye av forskjellene i bonitetsfordeling for barskog i verneområdene sammenliket med øvrig skog, består også. Selv uten skogen i nasjonalparkene er det en god del mer uproduktiv og lavproduktiv barskog i verneområdene enn i øvrig skog (63% lav- og uproduktiv barskog i verneområdene mot 49% i øvrig skog) og tilsvarende lavere andel høy og middels produktiv barskog. Trass i at potensielt uproduktiv og høyereliggende skog i nasjonalparkene er tatt ut, består hovedtrekkene av bonitetsfordelingen for barskog i verneområdene sammenliknet med øvrig skog også om vi ser på skog innen hver av regionene (jf **figur 4.5b**).

Skogens fordeling på høydelag

Skogens fordeling på høydelag viser betydelige forskjeller mellom verneområdene og øvrig skog (**figur 4.6**). For alle kategorier av skog i figuren er det til dels vesentlig mindre skog i verneområdene i høydelaget under 300 m, mens det er tilsvarende mer i høyere høydelag (særlig over 600 m). Dette mønsteret består også i stor grad om skog i nasjonalparkene tas ut av sammenlikningen, selv om det da blir en noe mindre andel i de øverste høydelagene. Ser vi nærmere på fordelingen av skog på høydelag innen ulike regioner, er det en del forskjeller. For Øst-Norge tenderer skog i verneområdene til å ligge høyere enn skog generelt, men mønsteret er ikke ekstremt (enten nasjonalparkene er med eller ikke); 23% av skogen i verneområdene ligger under

300 m, mens 34% av øvrig skog ligger her. For de øvrige regionene ligger skogarealet i verneområdene vesentlig høyere enn i øvrig skog. I disse regionene ligger 54-68% av arealet av øvrig skog under 300 m, mens tilsvarende tall for verneområdene bare er 5-27%. Her er effekten av skog i nasjonalparkene tydelig (mest for Trøndelag), men selv uten nasjonalparkene ligger bare 21-34% av skogen i verneområdene under 300 m. Om vi ser på arealet av produktiv skog framfor hele skogarealet (**figur 4.7**), er mønsteret nokså likt, selv om dette fører til mindre andel av skogen i øvre høydelag (mest for Trøndelag pga effekten av Femundsmarka nasjonalpark).

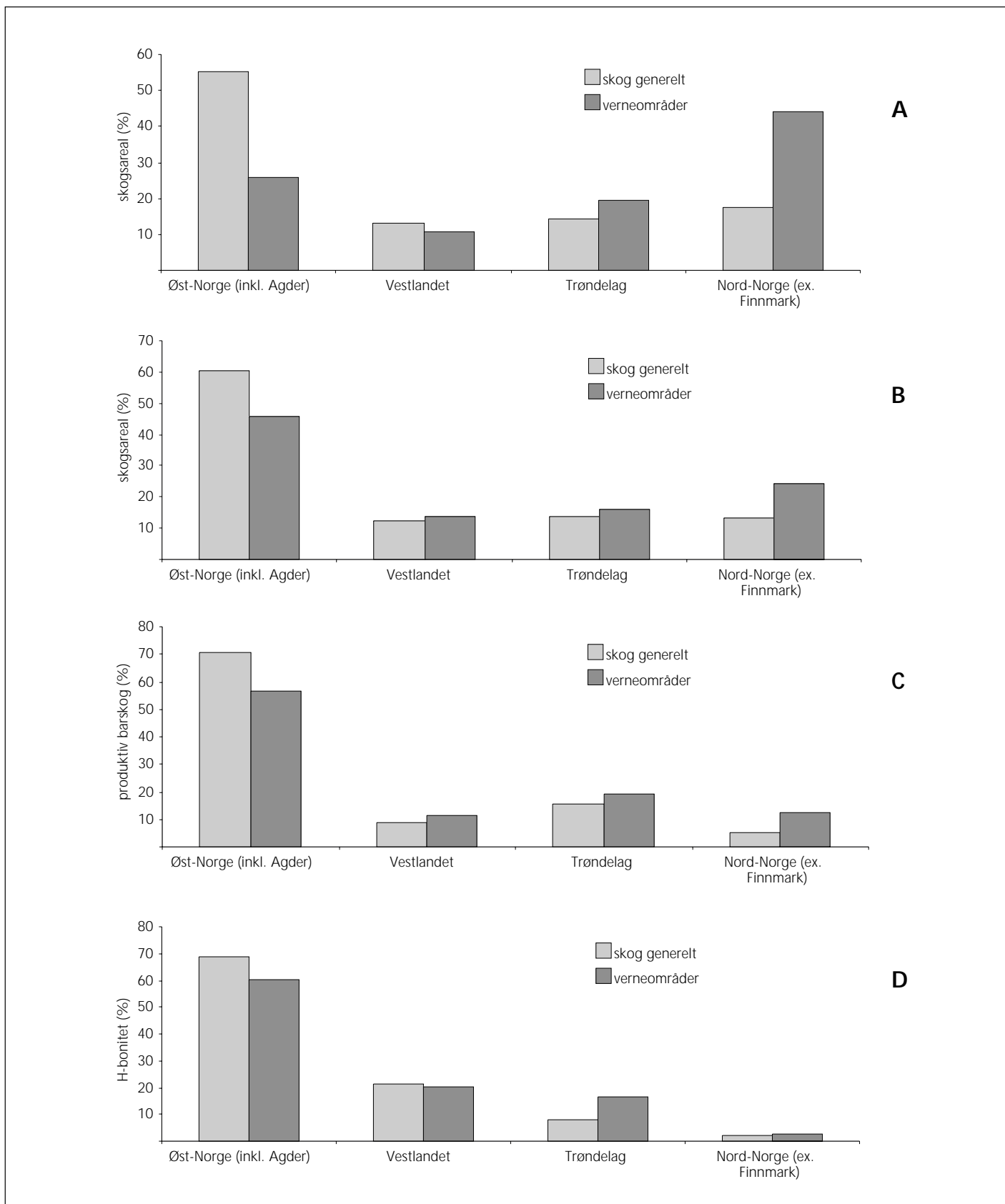
I **figur 4.5c** er den relative fordelingen av bonitetsklasser for barskog i verneområder og øvrig skog sammenliknet for ulike høydelag. For alle høydelag er det forholdsvis mindre av barskog av høy og middels bonitet i verneområdene. Disse forskjellene mellom verneområdene og øvrig skog er størst for høydelagene under 600 m. Skog i nasjonalparkene har liten effekt på dette mønsteret.

Avslutningsvis er det verdt å merke seg at fordelingen av skogarealet i store verneområder (som nasjonalparkene) kan bli feil representert ved at vi tilordner hele området til ett høydelag uten å vite presis hvordan skogen fordeler seg innen hele høydeintervallet som verneområdet dekker. Slik sett kan tallene for verneområdene uten nasjonalparkene kanskje gi et riktigere totalbilde av skogfordelingen i verneområdene. Men forskjellene mellom skog i verneområdene og øvrig skog er trolig nokså lite påvirket av denne mulige feilkilden.

Skogens fordeling på vegetasjonssoner

Ser vi på hvordan skog i verneområdene og øvrig skog fordeler seg på ulike vegetasjonssoner (jf Moen 1998) (**figur 4.8**), er det to mønstre som framtrer. For det første er den en betydelig større andel av skogarealet i verneområdene som er klassifisert til nordboreal og alpin sone. Dette mønsteret er imidlertid i stor grad en refleksjon av skogen i nasjonalparkene. Når disse tas ut av analysene, er det omtrent like mye av skogen i verneområdene og i øvrig skog som ligger i disse sonene. Om vi ser bort fra effekten av nasjonalparkene, er mye av skogen (også produktiv skog) i de andre verneområdene å finne særlig i mellomboreal, men også i boreonemoral og nemoral sone. Det andre slående mønsteret er hvor liten andel av skogen i verneområdene som finnes i sørboreal sone. Mens øvrig skog har omtrent 24% av skogarealet i denne sonen, har verneområdene bare 2% (6% om vi ser på produktiv skog eller fjerner skogen i nasjonalparkene). Ser vi på en representativ fordeling av skog i verneområdene i forhold til vegetasjonssoner, er det særlig for sørboreal sone det er en påfallende underdekning.

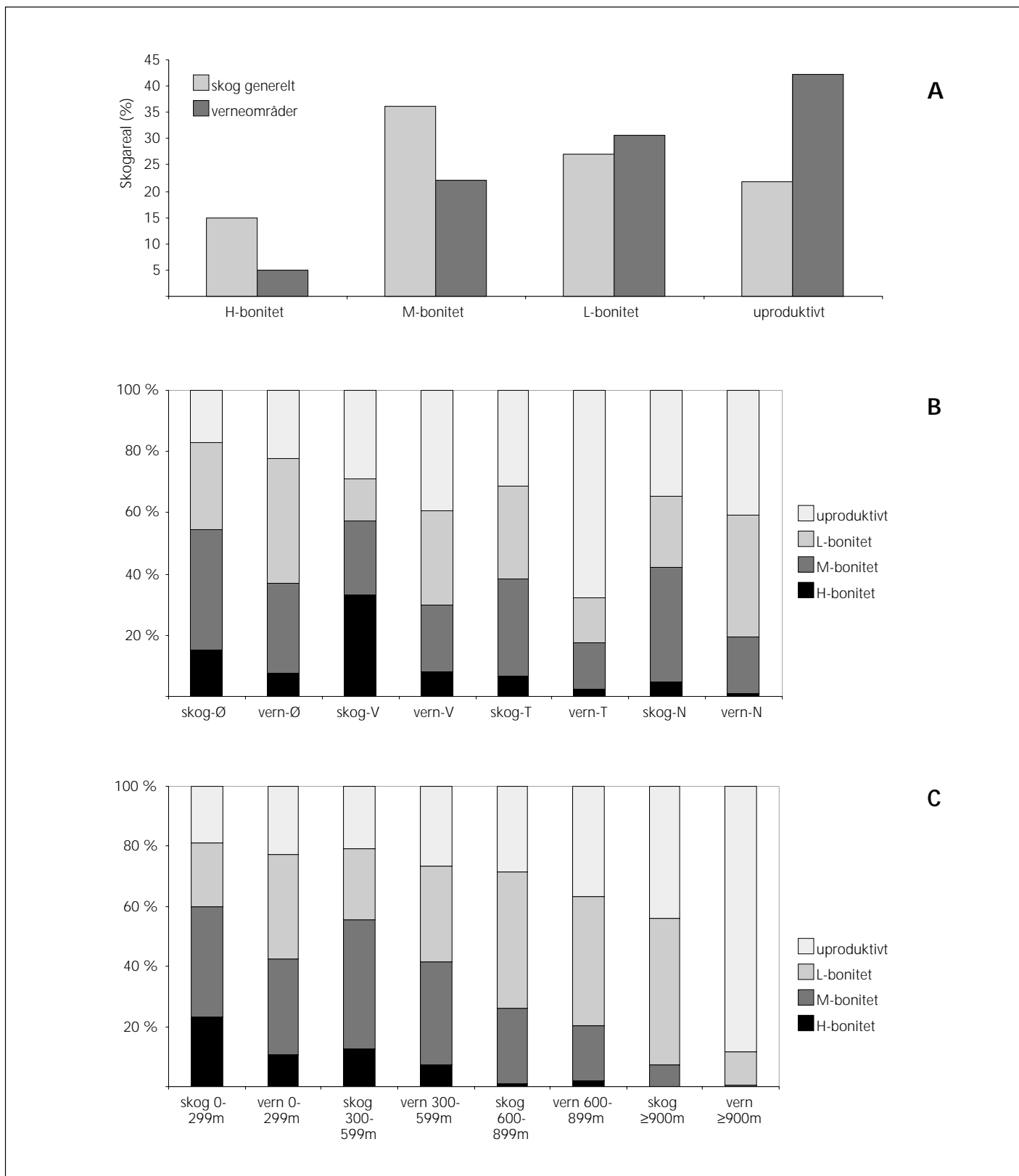
Dersom vi sammenlikner fordelingen av skog på vegetasjonssoner innen hver region, er det noen klare felles trekk for alle regioner unntatt Nord-Norge. Andelen skog i nemoral og boreonemoral sone i verneområdene er ikke veldig forskjellig fra fordelingen i øvrig skog. Det er svært mye mindre andel av skog i sørboreal sone i verneområdene og til dels en god del mer skog i mellomboreal sone sammenliknet med øvrig skog. Både Øst-Norge og Vestlandet har også mer skog i nordboreal og alpin sone enn for skog generelt, men det er ikke tilfelle for Trøndelag. I Nord-Norge (utenom Finnmark) gjør nasjonalparkene at det er



Figur 4.4

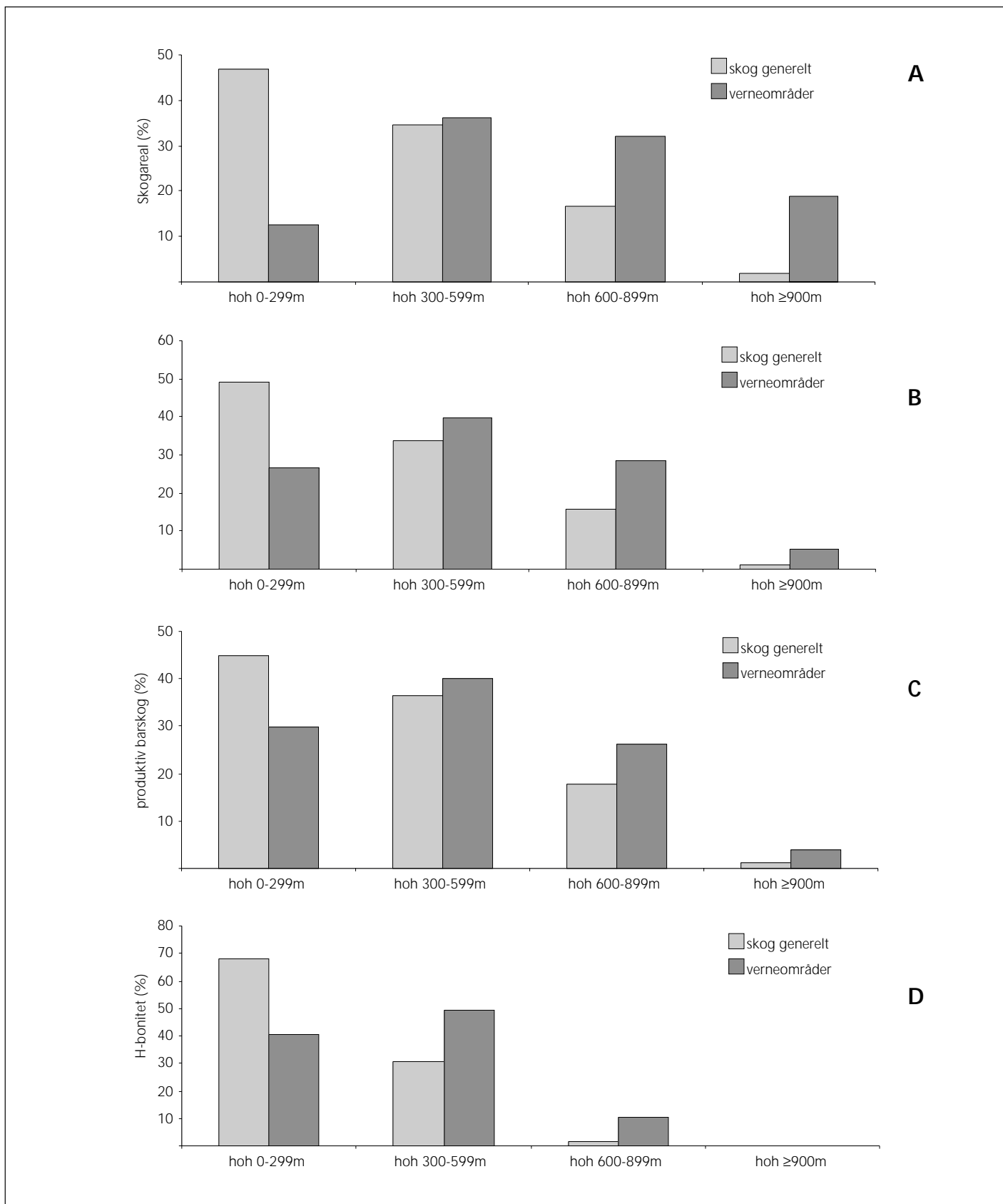
Den relative fordelingen (%) av skog i verneområder for ulike regioner sammenliknet med skog generelt (basert på data fra Landsskogtakseringen). A Totalt skogsareal. B Produktiv skog. C Produktiv barskog. D Barskog med høy bonitet (H_{40} : 17-26). Finnmark er ikke inkludert.

The relative distribution (%) of forest in the protected areas by geographical regions compared to forest in general (based on data from the National Forest Inventory). A Total forest area. B Productive forest. C Productive coniferous forest. D Coniferous forest of high productivity (H_{40} : 17-26). The county of Finnmark is not included.

**Figur 4.5**

Den relative fordelingen (%) av barskog i verneområder sammenliknet med skog generelt (basert på data fra Landsskogtakseringen) for ulike bonitetsklasser (med verdier i H_{40} -systemet: L-bonitet 6-8, M-bonitet 11-14, H-bonitet 17-26), for landet som helhet (A), for de enkelte regionene (B), for ulike høydeintervall (C) (her angir skog skog generelt, vern verneområder og Ø, V, T, N regionene Øst-Norge, Vestlandet, Trøndelag, Nord-Norge). Finnmark er ikke inkludert.

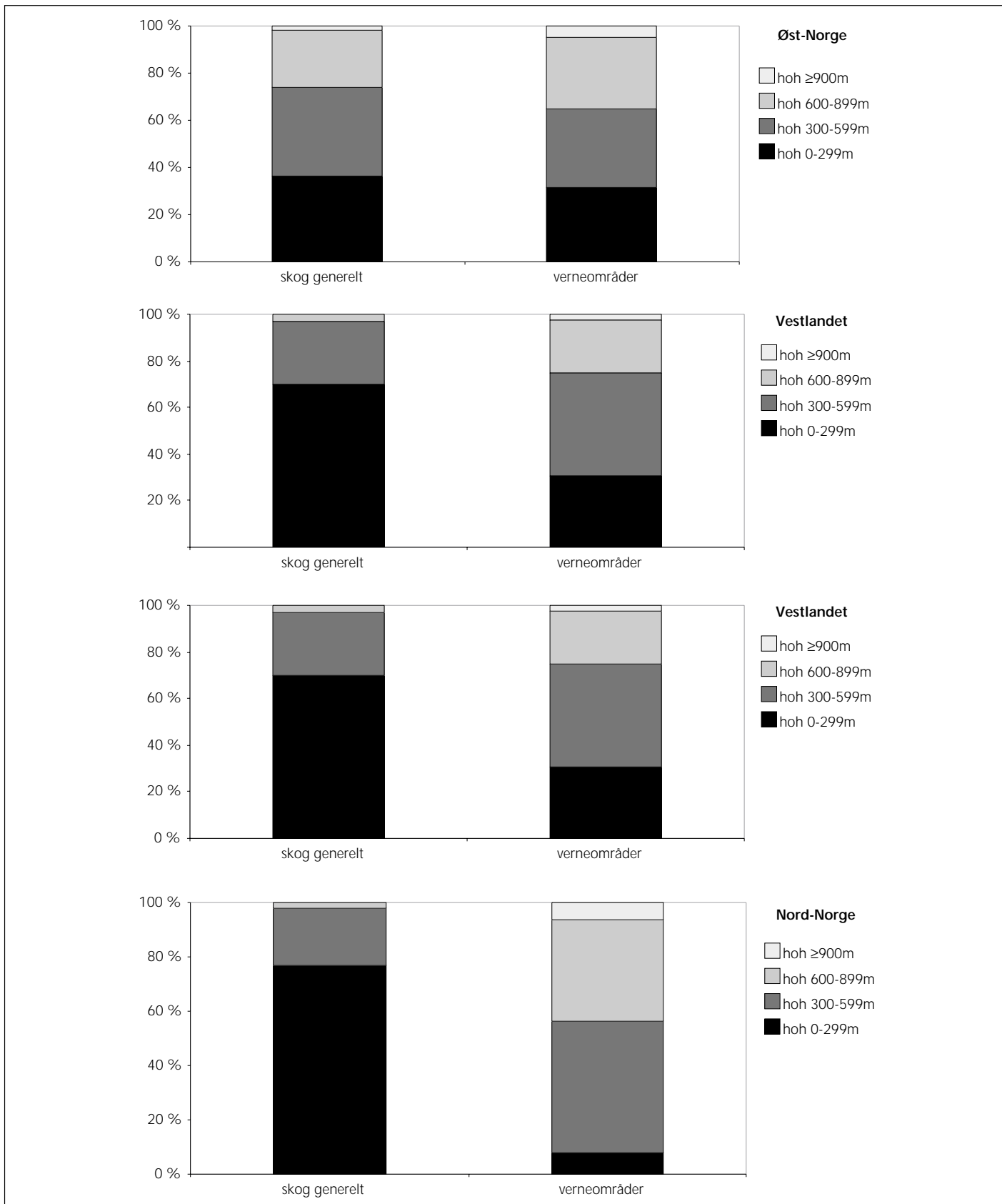
The relative distribution (%) of coniferous forest in the protected areas compared to forest in general (based on data from the National Forest Inventory), for various site classes (values according to the H_{40} -system: low L-bonitet 6-8, medium M-bonitet 11-14, high H-bonitet 17-26); for the country (A), for the various regions (B), for elevation intervals (C) (here "skog" indicates forest in general, "vern" protected areas and Ø, V, T, N the regions Eastern Norway, Western Norway, Trøndelag, Northern Norway). The county of Finnmark is not included.



Figur 4.6

Den relative fordelingen (%) av skog i verneområder for ulike høydelag sammenliknet med skog generelt (basert på data fra Landsskogtakseringen). A Totalt skogareal. B Produktiv skog. C Produktiv barskog. D Barskog med høy bonitet (H₄₀: 17-26). Finnmark er ikke inkludert.

The relative distribution (%) of forest in the protected areas by elevation intervals compared to forest in general (based on data from the National Forest Inventory). A Total forest area. B Productive forest. C Productive coniferous forest. D Coniferous forest of high productivity (H₄₀: 17-26). The county of Finnmark is not included.



Figur 4.7

Den relative fordelingen (%) av produktiv skog i verneområdene for ulike høydeler sammenliknet med skog generelt (basert på data fra Landsskogtakseringen), innen hver region. Finnmark er ikke inkludert.

The relative distribution (%) of productive forest in the protected areas by elevation intervals compared to forest in general (based on data from the National Forest Inventory), for each region. The county of Finnmark is not included.

sterk overrepresentasjon av skog i nordboreal og alpin sone, noe som blir utjenvet når en bare ser på øvrige verneområder i denne regionen. Disse mønstrene blir omtrent de samme dersom vi ser på produktiv skog framfor all skog (**figur 4.9**).

Også her kan det være en mulig feilkilde knyttet til klassifiseringen av verneområdene til gitte vegetasjonssoner selv om store verneområder i utgangspunktet dekker flere slike soner. I hovedsak har klassifiseringen vært utført slik at området er gruppert til den lavereliggende eller "varmere" sonen (f.eks. er områder som dekker både mellomboreal og nordboreal, ført til mellomboreal sone). Det mest åpenbare utslaget av dette er at Femundsmarka er gruppert til mellomboreal sone, men ved å fjerne nasjonalparkene ser det ut til at denne effekten uansett er nokså marginal. Hovedtrekkene som er referert over, er derfor trolig robuste.

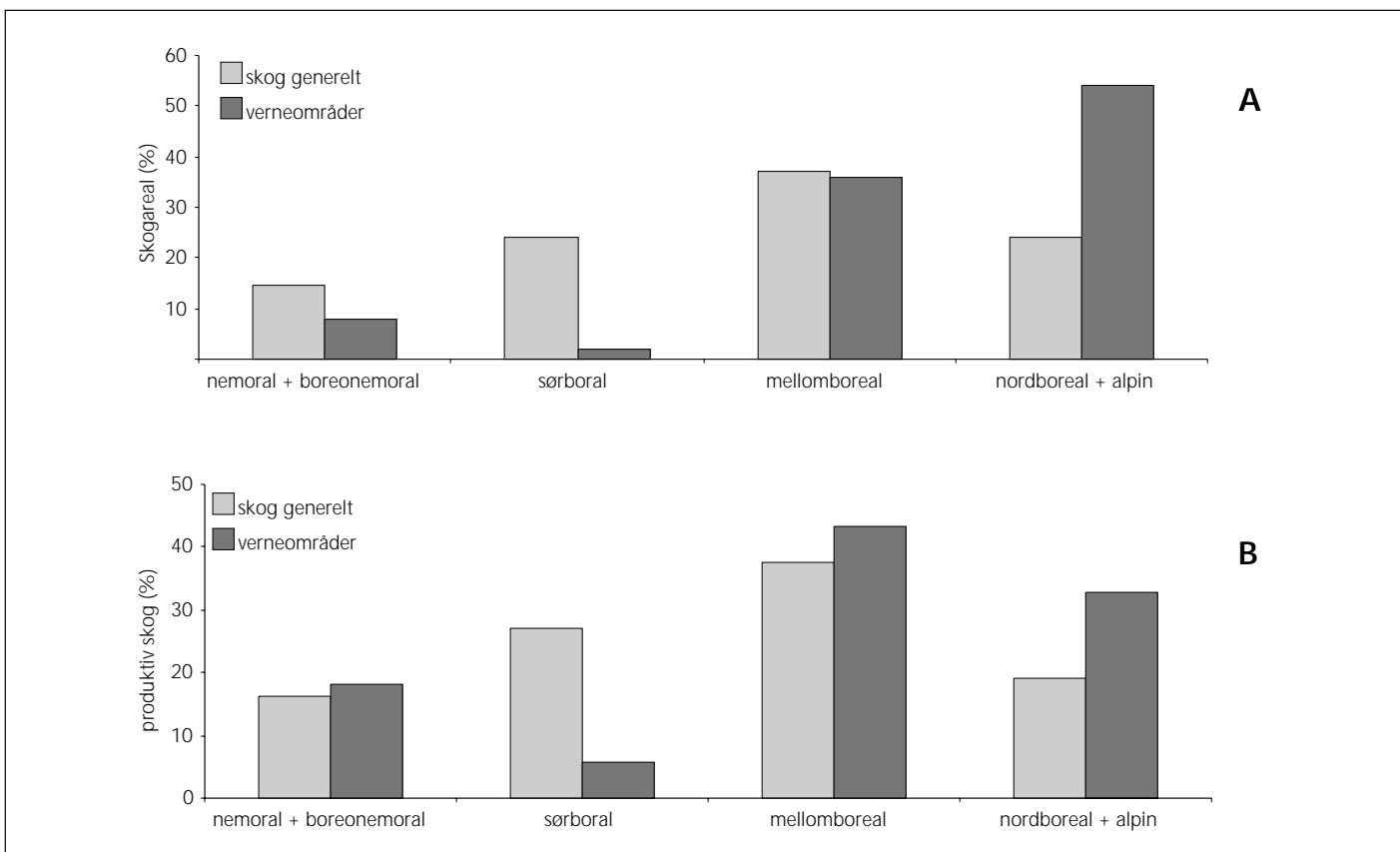
Imidlertid framtrer en del forskjeller dersom en sammenlikner med resultatene fra GIS-analysen (**figur 4.2**). Denne viser en fordeling av skog i verneområdene som generelt har enda sterkere tyngdepunkt mot "nordligere" vegetasjonssoner. For Øst-Norge og Vestlandet påviser GIS-analysen f.eks. mindre skog i nemoral og boreonemoral sone enn analysen basert på DNs liste over verneområdene (**vedlegg 1**), og forholdsvis mer skog i sørboreal sone. Tilsvarende påviser GIS-analysen vesentlig mer skog i nordboreal sone i Trøndelag sammenliknet med analysen av dataene i DNs liste. I noen grad kan dette være en refleksjon

av feil klassifisering av verneområdene til vegetasjonssoner, men det kan også delvis skyldes at GIS-analysen baserer seg på færre områder og en grovere måte å beskrive de enkelte områdene på. Hovedtrekkene i fordelingen av skog i verneområdene sammenliknet med annen skog består imidlertid.

4.4 Konklusjon

Verneområdenes dekning av norsk skognatur i forhold til et mål om representativitet kan vurderes på ulike måter, avhengig av hvordan vi deler inn skognaturen i ulike enheter etter ulike kriterier, hvilken romlig oppløsning vi legger til grunn og hva slags forestillinger om representativitet som vi legger vekt på (jf diskusjonen i kap. 9.1). Ut fra resultatene over synes det mest hensiktsmessig å vurdere verneområdenes representativitet i forhold til ganske grove inndelinger av skognaturen, separat for hver geografiske region. De viktigste mønstrene i verneområdenes dekning av skog sammenliknet med skog generelt er oppsummert nedenfor.

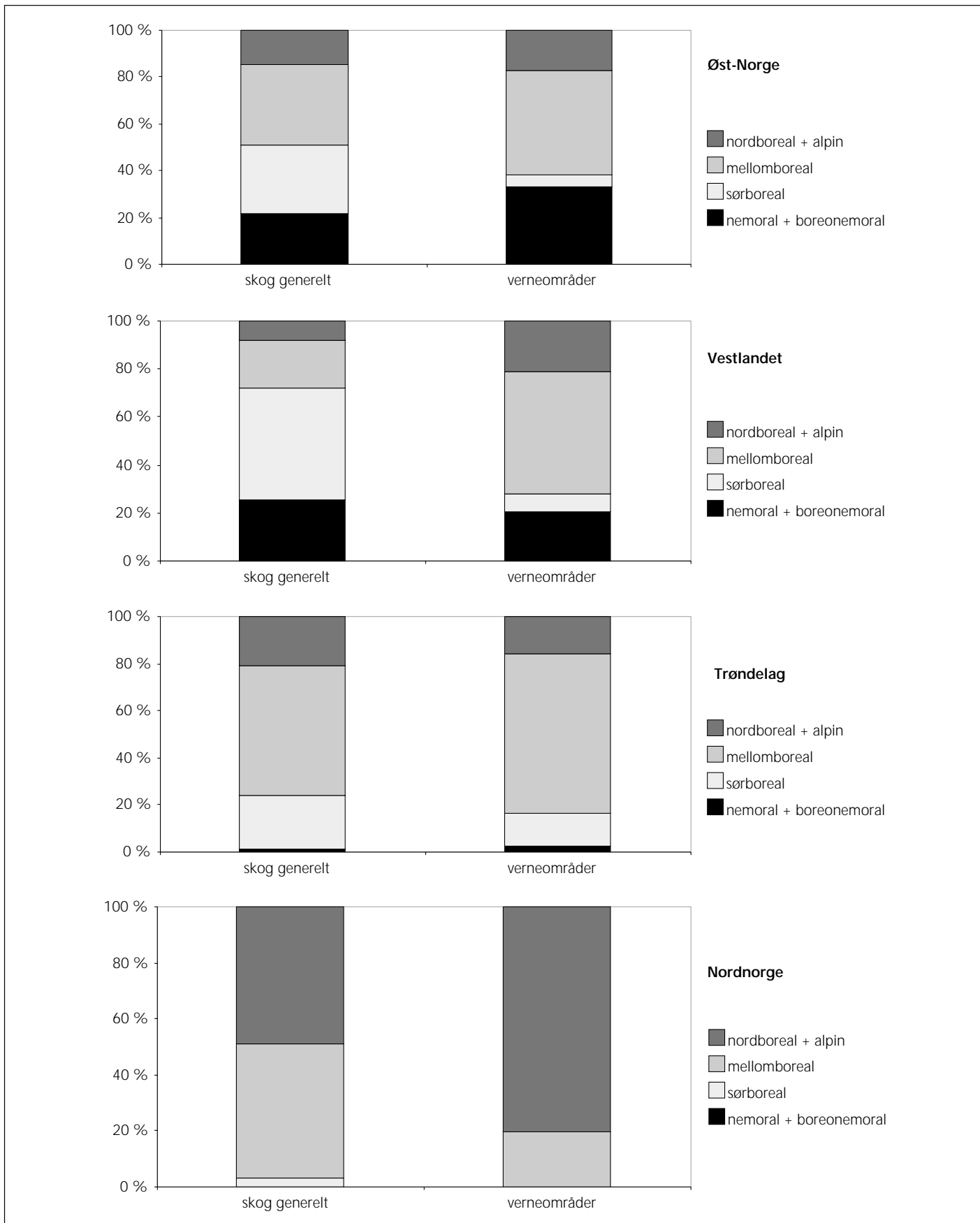
Det er en generell underdekning av skog i verneområdene i Øst-Norge sammenliknet med annen skog (**tabell 4.1**), men i mindre grad for høyproduktiv skog enn for skogarealet som sådan. Tilsvarende er det forholdsvis mer av skogen i verneområdene som finnes i Nord-Norge. Dette skyldes delvis nasjonalparkene i Nord-Norge (utenom kFinnmark), men ikke bare dette. Finnmark har et relativt stort areal med vernet skog (828 km², ikke minst i nasjo-



Figur 4.8

Den relative fordelingen (%) av skog i verneområder for ulike vegetasjonssoner (Moen 1998) sammenliknet med skog generelt (basert på data fra Landsskogtakseringen). A Totalt skogareal. B Produktiv skog. Finnmark er ikke inkludert.

The relative distribution (%) of forest in the protected areas by vegetation zones (Moen 1998) compared to forest in general (based on data from the National Forest Inventory). A Total forest area. B Productive forest. The county of Finnmark is not included.



Figur 4.9

Den relative fordelingen (%) av produktiv skog i verneområdene for ulike vegetasjonssoner (Moen 1998) sammenliknet med skog generelt (basert på data fra Landsskogtakseringen), innen hver region. Finnmark er ikke inkludert.

The relative distribution (%) of productive forest in the protected areas by vegetation zones (Moen 1998) compared to forest in general (based on data from the National Forest Inventory), for each region. The county of Finnmark is not included.

Tabell 4.1

Hovedtrekk i hvordan skog i verneområdene avviker fra annen skog for de enkelte regionene og skog i ulike produktivetskategorier. De angitte prosentverdiene viser hvor stor andel av skogen i verneområdene og annen skog som finnes i de respektive regionene, basert på analysen i kap. 4.3. Nord-Norge omfatter ikke Finnmark pga manglende dekning av Landsskogtakseringen. Main differences between forest in protected areas and other forest, for the various regions and categories of forest. The values (%) indicate how great a share of protected forest and other forest which occurs in the respective regions, based on the analyses in chapt. 4.3. Northern Norway does not include Finnmark due to a lack of coverage by the national forest inventory.

| | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|---------------------|--|---|--|---|
| skogareal | vesentlig mindre i verneområdene (26%) enn i skog generelt (55%) | litt mindre i verneområdene (11%) enn i skog generelt (13%) | litt mer i verneområdene (19%) enn i skog generelt (14%) | vesentlig mer i verneområdene (44%) enn i skog generelt (17%) |
| produktiv skog | en del mindre i verneområdene (46%) enn i skog generelt (60%) | litt mer i verneområdene (13%) enn i skog generelt (14%) | litt mer i verneområdene (16%) som i skog generelt (14%) | noe mer i verneområdene (24%) enn i skog generelt (13%) |
| produktiv barskog | en del mindre i verneområdene (57%) enn i skog generelt (70%) | litt mer i verneområdene (11%) enn i skog generelt (9%) | litt mer i verneområdene (19%) enn i skog generelt (16%) | noe mer i verneområdene (13%) enn i skog generelt (5%) |
| høybonitets barskog | noe mindre i verneområdene (60%) enn i skog generelt (69%) | nokså likt i verneområdene (20%) som i skog generelt (21%) | noe mer i verneområdene (17%) enn i skog generelt (8%) | nokså likt i verneområdene (3%) som i skog generelt (2%) |

Tabell 4.2

Hovedtrekk i hvordan produktiv skog i verneområdene avviker fra annen produktiv skog i forhold til fordeling på høydelag. De angitte prosentverdiene viser hvor stor andel av skogen i verneområdene og annen skog som finnes i respektive høydelag, basert på analysen i kap. 4.3. Nord-Norge omfatter ikke Finnmark pga manglende dekning av Landsskogtakseringen. Main differences between productive forest in protected areas and other productive forest, for various elevation intervals. The values (%) indicate how great a share of protected forest and other forest which occurs in the respective elevation intervals, based on the analyses in chapt. 4.3. Northern Norway does not include Finnmark due to a lack of coverage by the national forest inventory.

| | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|----------------|---|--|--|---|
| 0-299 m o.h. | litt mindre i verneområdene (32%) enn i skog generelt (34%) | vesentlig mindre i verneområdene (31%) enn i skog generelt (70%) | vesentlig mindre i verneområdene (37%) enn i skog generelt (59%) | vesentlig mindre i verneområdene (8%) enn i skog generelt (77%) |
| 300-599 m o.h. | litt mindre i verneområdene (33%) enn i skog generelt (38%) | en del mer i verneområdene (44%) enn i skog generelt (27%) | litt mer i verneområdene (42%) enn i skog generelt (37%) | vesentlig mer i verneområdene (48%) enn i skog generelt (21%) |
| 600-899 m o.h. | noe mer i verneområdene (31%) enn i skog generelt (24%) | en del mer i verneområdene (23%) enn i skog generelt (3%) | noe mer i verneområdene (14%) enn i skog generelt (4%) | vesentlig mer i verneområdene (37%) enn i skog generelt (2%) |
| ≥ 900 m o.h. | litt mer i verneområdene (5%) enn i skog generelt (2%) | litt mer i verneområdene (2%) enn i skog generelt (0%) | litt mer i verneområdene (7%) enn i skog generelt (0%) | noe mer i verneområdene (6%) enn i skog generelt (0%) |

Tabell 4.3

Hovedtrekk i hvordan produktiv skog i verneområdene avviker fra annen produktiv skog i forhold til fordeling på vegetasjonssoner. De angitte prosentverdiene viser hvor stor andel av skogen i verneområdene og annen skog som finnes i respektive soner, basert på analysen i kap. 4.3. Nord-Norge omfatter ikke Finnmark pga manglende dekning av Landsskogtakseringen.

Main differences between productive forest in protected areas and other productive forest, for various vegetation zones. The values (%) indicate how great a share of protected forest and other forest which occurs in the respective zones, based on the analyses in chapt. 4.3. Northern Norway does not include Finnmark due to a lack of coverage by the national forest inventory.

| | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|------------------------------|---|---|---|--|
| nemoral og boreonemoral sone | noe mer i verneområdene (33%) som i skog generelt (21%) | litt mindre i verneområdene (20%) enn i skog generelt (25%) | litt mer i verneområdene (2%) enn i skog generelt (1%) | – |
| sørboreal sone | vesentlig mindre i verneområdene (5%) enn i skog generelt (29%) | vesentlig mindre i verneområdene (7%) enn i skog generelt (47%) | noe mindre i verneområdene (14%) enn i skog generelt (23%) | litt mindre i verneområdene (0%) enn i skog generelt (3%) |
| mellomboreal sone | noe mer i verneområdene (45%) enn i skog generelt (35%) | vesentlig mer i verneområdene (51%) enn i skog generelt (20%) | noe mer i verneområdene (68%) enn i skog generelt (56%) | vesentlig mindre i verneområdene (19%) enn i skog generelt (48%) |
| nordboreal og alpin sone | litt mer i verneområdene (17%) enn i skog generelt (14%) | en del mer i verneområdene (21%) enn i skog generelt (8%) | litt mindre i verneområdene (16%) enn i skog generelt (21%) | vesentlig mer i verneområdene (81%) enn i skog generelt (49%) |

nalparkene med 758 km², foruten ytterligere vedtatt vernet skog ikke representert i vårt materiale). Om Finnmark regnes med, blir den regionale underdekningen for Øst-Norge forsterket.

Sammenliknet med skog generelt har verneområdene en god del mindre av sitt skogareal i høydelaget under 300 m, noe som særlig er framtreddende for andre regioner enn Øst-Norge. Effekten av nasjonalparkene er medvirkende her, men også uten nasjonalparkene er skogen i verneområdene svakere representert i høydelaget under 300 m. Det er forholdsvis mer skog i verneområdene enn skog generelt i de to øvre høydelaagene (selv uten nasjonalparkene). For produktiv skog er det samme mønsteret framtreddende (**tabell 4.2**), bortsett fra for Øst-Norge som har noe bedre balanse mellom produktiv skog i verneområdene og utenfor. Merk at sammenlikningen er følsom for hvordan verneområdene er tilordnet ulike høydelaag.

Generelt har verneområdene mer av sitt skogareal i "nordlige" vegetasjonssoner enn skog generelt. Spesielt for Nord-Norge (utenom Finnmark) er dette delvis en refleksjon av skog i nasjonalparkene. For de øvrige regionene er det særlig verneområdenes manglende dekning av skog i sørboreal sone som gjør utslaget. Dette mønsteret tilsvarer det vi får om produktiv skog legges til grunn for sammenlikningen (**tabell 4.3**). Selv om det i utgangspunktet synes å være forholdsmessig god dekning av verneområder i nemoral og boreonemoral sone, er dette en sone som ofte vil ha stor variasjon i skogtyper og mange forekomster av truede og sårbare arter. Følgelig vil en mer omfattende dekning av ulike skogtyper og forekomster i

verneområder i forhold til skog generelt trolig være ønskelig i denne sonen. Merk her også noen avvik i forhold til resultatene fra GIS-analysen (jf **figur 4.2**).

I den kartbaserte GIS-analysen av hvordan verneområdene (kun skogarealet er med for nasjonalparkene) er fordelt sammenliknet med skog generelt, kommer det fram en god del avvik. Disse sammenfaller i hovedsak med mønstre som vi har sett over for høydelaag og vegetasjonssoner. I tillegg viser denne analysen mangler i verneområdenes dekning langs andre gradienter:

- klima (oseanitet): manglende dekning i verneområdene for klart oseaniske områder (O2) og i noen grad for svakt oseaniske områder (O1); for øvrig noe manglende dekning i enkelte fylker i mer kontinentale strøk.
- geologi og jordtyper: manglende dekning av skog på rik berggrunn og på morene.
- avstand fra kyst: manglende dekning i kystnære områder generelt, men en del variasjon mellom fylkene.
- avstand fra bebyggelse: manglende dekning av skog nær bebyggelse i det fleste fylkene

Generelt ser vi altså at det er betydelige avvik i hvordan verneområdene dekker variasjonen i norsk skognatur, selv etter slike grove inndelinger som vi har brukt i dette kapitlet. I tillegg vil det være spørsmål om hvordan verneområdene dekker variasjonen i skogtyper, vegetasjonstyper og andre mer detaljerte inndelinger av skogen. Dette er behandlet på en kvalitativ måte i kapitlene 6 og 7.

5 Verneområdenes størrelse

Store områder har verdi ut fra ulike vernemotiver som er utdypet i utkastet til verneplanen for barskog (DN 1988):

- friluftsliv og naturopplevelse
- bevaring av leveområder for arealkrevende arter
- referanse-områder for forskning, overvåking og undervisning
- bevaring av genressurser i skog

Nyere litteratur underbygger ytterligere verdier av store områder:

- De ulike skogtilstandene og prosessene som skyldes naturlig skogdynamikk (Rolstad et al. 2002) vil best kunne dekkes ved avsetning av store områder (Yaroshenko et al. 2001).
- Store områder vil kunne gjøre det lettere å la naturlige forstyrrelser få løpe fritt uten menneskelige inngrep (f.eks. skogbrann).
- Store områder vil kunne redusere reservatenes sårbarhet ved spredning av utenlandske treslag ved at områdenes kjerneareal blir forholdsvis større enn for små områder (Nygaard et al. 1999).
- Store områder bidrar til å styrke populasjoner av arter som er favorisert av strukturelle egenskaper som er på vikende front i drevet skoglandskap, slik som (1) stor tetthet og variasjon i dødt trevirke, (2) store bestandenheter med liten kanteffekt, og (3) landskap hvor andelen av gammelskog er høy. Disse egenskapene kan også fremmes av mange små og mellomstore områder i umiddelbar nærhet innenfor samme landskap, men store områder vil ha særlig verdi for arter med source-sink dynamikk (Harrison et al. 1988) og arter med dårlig spredningsevne.

For flere av vernemotivene er det funnet at arealet bør være 10 km² eller mer (DN 1988). Yaroshenko et al. (2001) anslår et areal på 10 km² som et minimum for å ivareta småskala katastrofedynamikk i et borealt landskap. En grenseverdi på 10 km² har ofte vært benyttet i statistikk og omtale av store områder i nordisk skogforvaltning (DN 1988, Virkkala 1996) og vil også benyttes i denne rapporten.

Store områder beholdt sin prioritet når omfanget av verneplanen for barskog ble redusert til et alternativ B med mindre omfang (DN 1988), og var også en prioritert gruppe under planens fase 2. Men lave arealrammer har ført til at få store reservater har blitt realisert. I dag, 14 år etter starten på verneplanen, finnes det relativt få store vernete områder innenfor produktiv skog sammenliknet med våre naboland (Sverige, Finland og Russland). Det åpnes nå for en ny vurdering som omfatter alle skogtyper og hvor store områder vurderes spesielt.

I følgende tekst gjøres en gjennomgang av nyere kunnskap om hvilken betydning store områder har for skogdynamikk og biomangfold. Det gjøres en enkel vurdering av hvordan allerede vernete store områder fordeler seg, og det presenteres en del retningslinjer for hvordan videre opprettelse av store områder bør innrettes. Detaljerte områdevurderinger er ikke tatt med i denne sammenhengen og overlates til videre oppfølging.

5.1 Betydningen av store områder for dynamikk og mangfold i skog

Naturlig skogdynamikk

Det er vanskelig å avgjøre hva som er minste områdestørrelse for å sikre vern av alle naturlige komponenter og prosesser i et landskap. Det som kan sies med sikkerhet er at jo større områder som vernes mot inngrep, jo flere naturlige prosesser og organismer knyttet til disse vil kunne bevares. En tilnærming til spørsmålet om områdestørrelse er å anslå hva som skal til for bevare bestemte funksjoner. **Tabell 5.1** gjengir et anslag på hva ulike bevaringsbiologiske funksjoner vil kreve i et borealt skoglandskap. Tabellen er utarbeidet for barskoger i nord-europeisk del av Russland som har en treslags sammensetning som ligger nært opp til norske barskoger, men trolig med en noe annen, mer storskala landskapsstruktur.

Brannndynamikk

Skogbrann har en dramatisk effekt på et skogsmiljø både umiddelbart og i lang tid etter. Under naturlige betingelser i Nord-Sverige forekommer brann i snitt med 50-150 års mellomrom (Zackrisson 1977, Engelmark 1984). Brannfrekvensen avhenger av klimatiske forhold, topografi, jordbunn og vegetasjon, og varierer på mange skalanivåer både i tid og rom (Granström 1993, Zackrisson & Östlund 1991, Engelmark et al. 1994). Flere arter av sopp, karplanter, insekter og fugler regnes som avhengige av eller sterkt begunstiget av nylig brente skogshabitater (Evans 1966a,b, Bendiksen 1997, Vrålstad & Schumacher 1997, Wikars 1992), og noen insektarter tjener som vektorer for rask etablering av pionersopper etter en brann (Wikars & Elevi 1997). Det er påvist en positiv sammenheng mellom størrelsen av brannflater og antall brannspesialiserte biller som tiltrekkes (Pettersson 1994). På lang sikt gir skogbrann grunnlag for lausuksesjoner som er viktige habitater for en rekke plante- og dyrearter i alle stadier til og med forfallsfase og nedbrytning av lauvtrærne. Mange arter tilknyttet dødt lauvtrevirke i ulike stadier er truete og sårbare arter, f.eks. hvitryggspett og en rekke invertebrater og kryptogamer (DN 1999a).

Slokking av branner i reservater møter kryssende hensyn. På den ene siden er skogbrann en grunnleggende del av naturlig skogdynamikk som kan være viktig for bevaring av arter som har blitt mer uvanlige som følge av mer effektiv brannslukking i nyere tid. På den andre siden risikerer en gjennomgripende brann å ødelegge alle habitater for andre bevaringsverdige arter i et reservat. Flere forfattere har drøftet muligheten for å gjeninnføre brann som en del av skjøtselen i vernete områder (Baker 1994, Granström 2001), spesielt i de tilfellene hvor fravær av brann fører til gjengroing av gran i brannbetingete skogtyper (Linder et al. 1997, Linder 1998, Heikkinen et al. 2000). Store reservater gjør det mye lettere å oppnå en god avveining mellom kryssende hensyn, ved at branner kan tillates å løpe i et begrenset omfang samtidig som bevaringsverdige elementer skjermes.

Dødt trevirke

Mengden av dødt trevirke i drevet skog er langt lavere enn i skog hvor det ikke har vært tømmeruttak over lang tid (Spies et al.

Tabell 5.1

Anslått områdestørrelse for å opprettholde viktige bevaringsbiologiske funksjoner i et borealt skoglandskap (fra Yaroshenko et al. 2001). Assumed block size needed to maintain some important conservation functions in a boreal forest landscape (from Yaroshenko et al. 2001).

| funksjon | km ² |
|---|-----------------|
| opprettholde naturlige mønstre i småskala katastrofedynamikk (vindfelling, små branner etc). | 10-50 |
| holde negative kanteffekter på et marginalt nivå (f.eks. effekt av hogstflater mot omgivende moden skog) | 40-80 |
| opprettholde naturlige mønstre i storskala katastrofedynamikk (store insektangrep, vindfelling, branner etc). | 50-200 |
| opprettholde helt uforstyrrete nedbørfelt av småelver og sjøer som referanseområder | 100-500 |
| opprettholde levedyktige populasjoner av arealkrevende pattedyrarter | 300-800 |
| beskytte områdets indre mot effekter av rekreasjon og tyvjakt | 500-1000 |
| bevare potensialet for lokal migrasjon som respons på langsiktige endringer i landskapet | 1000-5000 |

1988, Andersson & Hytteborn 1991, Siitonen 2001). Beregninger av naturgitt dødvedtetthet basert på gamle naturskoger i søndre Fennoskandia viste et snitt på 60-90 m³ ha⁻¹, avtakende til 20 m³ ha⁻¹ nær tregrensen, mens tilsvarende tall for drevet skog var 2-10 m³ ha⁻¹, noe som innebærer at mengden av dødt virke på landskapsnivå trolig har blitt redusert med 90-98% (Siitonen 2001). For Norge viser Landsskogtakseringens data (Tomter 2000) at mengden av dødt virke varierer fra ca 10 m³ ha⁻¹ i Øst-Norge og Trøndelag til 2-5 m³ ha⁻¹ for Vestlandet og Nord-Norge. Flere sider ved skogsdrift bidrar til å redusere tettheten av dødt trevirke. De viktigste er (1) sluttavirkning med tømmeruttak, (2) tynning hvor tynningsvirke fjernes og (3) oppryddingshogst etter katastrofer (vindfelling, brann). Nedgangen i dødt trevirke er særlig stor for seine nedbrytningsstadier, store diametre og brent trevirke, som alle er viktige substratgrupper for rødlistearter av insekter og kryptogamer (Siitonen 2001).

Det synes urealistisk å forvente at få og små reservater (< 1 km²), nøkkelbiotoper og "livsløpstrær" som er spredt i drevet skog vil kunne gi de mengdene og kvalitetene av dødt trevirke som finnes innenfor store, udrevne skoglandskap. Store reservater vil kunne bidra til å sikre at noen små skoglandskap har de mengdene og kvalitetene av dødt trevirke som er enestående for udrevet skog, og som kan opprettholde og styrke populasjonene til vedlevende arter som stiller slike habitatkrav. Flere studier indikerer effekter av habitatreduksjon og fragmentering på stor skala i landskapet for vedlevende arter, noe som tilsier at deres habitatkrav må være tilstede i store område-enheter.

Store reservater bidrar til å sikre at variasjonsbredden i dødvedhabitater til enhver tid er tilstede i et landskap under stadig forandring. Mange arter av vedlevende sopper krever bestemte former for dødt virke (nedbrytningsgrad, diameter) (Renvall 1995, Høiland & Bendiksen 1997, Lindblad 1998). Grove dimensjoner er særlig verdifulle fordi de bevarer fuktigheten og varer i mange år. Tilbakegang hos disse artene er forbundet med hogstformer som reduserer tilgangen på egnet substrat og mikroklima, samt endringer i antall, størrelser og fordeling av gode habitater i landskapet (Høiland & Bendiksen 1997, Sippola et al. 2001).

Dødt trevirke skapes ved ulike prosesser i skoglandskapet og varierer med skogtype og treslags sammensetning (Rolstad et al. 2002). Store vindfelling og visse former for skogbrann kan lokalt skape tette ansamlinger av dødt trevirke, gjerne under

lysåpne betingelser (Skog & Forskning 4/91, 3/95). I tillegg dør enkelttrær og grupper av trær på grunn av konkurranse, "selvtynning", aldring, svekkelser og patogener. Disse kan forekomme både skyggefullt og eksponert, og finnes mer eller mindre spredt i skoglandskapet. Hyppigheten av både vindfelling og brann varierer betydelig både lokalt, regionalt og fra år til år (Zackrisson 1977, Skog & Forskning 4/91, Jonsson & Dynesius 1993, Skog & Forskning 3/95). I små reservater sikres bare et lokalt utsnitt av dødvedelementene, og da kan mange former dødt trevirke i perioder mangle helt.

Dødt trevirke er trolig det viktigste substratet for å opprettholde mangfoldet av insekter, kryptogamer og visse fuglearter i de skandinaviske skogøkosystemene (Samuelsson et al. 1994, Esseen et al. 1997, Ehnström 2001). Det totale antallet av arter som avhenger av dødvedhabitater anslås til 4000-5000, hvilket utgjør 20-25% av alle skoglevende arter i Fennoskandia (Siitonen 2001). Rundt en fjerdepart av alle rødlistete arter i Sverige er knyttet til dødt trevirke (Berg et al. 1994). Bare av biller oppgis over 1000 arter som avhengige av døde trær under ulike betingelser (Jonsell et al. 1998, Ehnström 2001). Selv om mange vedlevende billearter synes å være svært mobile (B. Økland et al. 1996), tyder en del studier på at flere billearter i død ved og vedboende sopp krever tettere ansamlinger av sitt substrat for å være tilstede (Rukke & Midtgaard 1998, Kehler & Bondrup-Nielsen 1999, Ranius 2000, Rukke 2000, Schiegg 2000a,b). Avstandene mellom ansamlinger av dødt trevirke er mye kortere i store udrevne skogområder enn det som kan oppnås i drevet skoglandskap med spredte småreservater, nøkkelbiotoper og "livsløpstrær" (Edman & Jonsson 2001).

Store områder med mye og variert dødt trevirke kan øke verdien av de tiltakene som gjøres i drevet skog. Flere studier viser at dødt trevirke (særlig av lauvtrær som osp og bjørk) som etterlates på hogstflater har stor verdi for rødlistete insektarter knyttet til lysåpne skogsmiljøer (Ahnlund & Lindhe 1992, Lindelöw et al. 1999, Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002). I flere studier poengteres det imidlertid at effekten av å øke innslaget av dødt trevirke i drevet skog øker der dette kan gjøres i nærhet av reservater med gode populasjoner av de vedlevende insektartene en ønsker å sikre (Hanski 2000, Martikainen et al. 2000). Dette er særlig aktuelt for arter med source-sink dynamikk (Harrison et al. 1988). Det betyr med andre ord at opprettelse av store reservater hvor det finnes gode populasjoner eller siste restpopulasjoner av

Tabell 5.2

Eksempel på hvordan krav til mengde biotop per skogslandskap for ulike arter/grupper kan framstilles, gjengitt fra Angelstam (2001). Kildereferanser finnes i Angelstam (2001).

Examples of habitat area requirements for various species or groups at landscape level (from Angelstam 2001; see specific sources in that reference).

| skogsmiljø | art | landskapsandel (%) | kilde | |
|----------------------|----------------------------|-----------------------------------|---------------------|---|
| suksesjon | nyforstyrret | | | |
| | ung | orre solitær orreleik | ca. 16 ca. 24 | Angelstam ms Angelstam ms |
| | middels | stjertmeis granmeis, spettmeis | ca. 15 ca. 15 | Jansson, Angelstam (1999) Angelstam & Jansson ms |
| | gammel | mår | ca. 30 | Angelstam et al. ms. |
| | | tiur | ca. 30 | Rolstad & Wegge 1989 |
| | | tiur | ca. 30 | Angelstam, Angelstam et al., Angelstam et al. |
| | | ekorn | ca. 30 | Angelstam et al. |
| | overaldrig | flyveekorn | 14-40 | Reunanen et al. ms. |
| | | hvitryggspett | ca. 10 | Carlson 2000 |
| | | hvitryggspett dvergspett | ca. 16 | Angelstam et al. ms. Wiktander et al. 2001 |
| gammelskog | mår | ca. 30 | Angelstam et al. ms | |
| flersjiktet furuskog | <i>Tragosoma depsarium</i> | ca. 25 | Wikars ms. | |
| intern dynamikk | gran | tretåspett soppmygg | ca. 10 ca. 60 | Angelstam m.fl. Økland 1996 |
| | edellauvskog | | | |

vedlevende arter kan være et tiltak for å sikre kjerneområder hvor de aktuelle artene kan bygge seg opp etter hvert som mengden død ved vil akkumuleres over tid.

Bestandsstørrelser og andeler av ulike skogtilstander i landskapet

Innenfor store skogområder dominert av naturlig dynamikk vil en finne et mangfold av skogtilstander som endrer seg over tid (Rolstad et al. 2002). Preferansene for tilstandene varierer mellom ulike arter. Mange arter kan på kort sikt fortsatt være tilstede når arealet av deres prefererte skogtilstand(er) avtar, men det finnes en grense for hva som skal til før populasjonen dør ut, og denne grensen varierer betydelig fra art til art (Fahrig 2001). Det finnes relativt få studier som på empirisk grunnlag angir arealmessige terskelverdier. Angelstam (2001) har sammenfattet 15 studier av skoglevende biotopspecialister hvor det synes å være slike krav på landskapsnivå. Blant disse studiene varierer terskelverdiene fra 10% til 60 % (tabell 5.2). I dagens landskap med skogsdrift er andelen av gammelskoger betydelig lavere enn disse tallene (Mykrå et al. 2000), framfor alt på grunn av liten variasjon i fordelingen mellom bestandsaldrer i landskapet. Angelstam (2001) konkluderer ut fra dette at andelen av ulike biotoper må tillates å variere mer mellom ulike landskap enn hva som skjer i dagens skogbruk. Store reservater vil kunne bidra til at det i det minste finnes noen små skogslandskap med høy andel av gammelskog. Det er imidlertid uklart om dette vil være nok til å opprettholde populasjoner hos de mest følsomme artene, siden landskap på 10 km² trolig er små i denne sammenheng. Således

vil ekstra store reservater (>50 km²) være særdeles verdifulle. Få og små reservater (< 1km²) spredt i landskapet, nøkkelbiotoper og tiltak i drevet skog kan i liten grad oppveie disse egenskapene. Derimot kan det tenkes at flere små og mellomstore reservater i umiddelbar nærhet innenfor samme landskap kan bidra til den samme funksjonen.

Et storskala perspektiv vitner om at bestandsskogbruket er i ferd med å forvandle det skandinaviske barskogskogslandskapet. Bestandsskogbruket fører til en skarpere oppdeling av skogslandskapet i henholdsvis felter med hogstflater og ung produksjonsskog og felter med eldre skog, på en romlig skala som er annerledes enn det en finner i skog styrt av naturlige prosesser. Strukturen i dagens landskap er påfallende når en ser skogslandskapet fra et flyvindu (figur 5.1), og også kvantitative studier tyder på at bestandsskogbruk har en slik effekt på landskapet.

En sammenlikning av bestandsstruktur mellom store urørte barskogsområder i Illych-Pechora reservatet (Komi, Russland) og nærliggende landskap med moderne skogsdrift viste markerte forskjeller (Syrjänen et al. 1994). Linjetakster i begge landskap viste at den gjennomsnittlige avstanden til andre vegetasjonstyper eller suksesjonsstadier er langt større i reservatet, noe som gjenspeiler at størrelsen av de enkelte bestandene har blitt redusert i området med skogsdrift. Overgang til flatehogst bidrar til økt ensaldring av trærne innenfor det enkelte bestand, og til at den gjennomsnittlige størrelsen av de enkelte skogbestandene reduseres. De biologiske effektene av denne gjennomgripende



Figur 5.1

Flyfoto av barskogslandskap vinterstid i Sør-Norge. Den fragmenterte strukturen pga hogstflater og unge bestand trer tydelig fram.

Aerial photo of a forest landscape in winter in Southern Norway. The fragmented landscape structure due to clearcuts and young forest stands is clearly visible.

omformingen til "lappetepestruktur" er utilstrekkelig kjent, men er trolig en betydelig faktor for populasjonsstørrelser og artssammensetning av planter og dyr. Store områder har mindre risiko for en negativ innflytelse av kanteffekter (Saunders et al. 1991, Esseen & Renhorn 1998). Seks sopparter med indikatorverdi viste seg å være mer fåtallig i kantsonene mot hogstflater til tross for at tettheten av substrat (granlæger) var høyere her (Snäll & Jonsson 2001). Signifikant innflytelse i kantsonene er også påvist for lav (Olsen 1988, Tønsberg et al. 1996) og insektarter (Peltonen & Heliövaara 1997, 1998). Store reservater gir mulighet til å opprettholde, eller på lang sikt gjenskape, en grovere bestandsstruktur i noen store skoglandskap, noe som kan bli borte i Skandinavia om alle deler blir drevet med bestandskogbruk. Dette kan ha særlig verdi for arter som er ømfintlige for kanteffekter.

Betydning av store områder for biomangfold

Biologisk teori tilsier at store områder på en bedre måte kan sikre både enkeltarter og artsmangfold over tid (Meffe & Carroll 1997). Store områder med egnet habitat vil ofte ha en større populasjon, og dermed vil sannsynligheten for lokal utdøing avta (Harrison et al. 1988, Shaffer 1990, Thomas 1990). Habitatreduksjon og fragmentering bidrar til at områder med egnet habitat blir mindre

og mer isolert i forhold til hverandre, noe som i følge metapopulasjonsteorien øker sannsynligheten for lokale utdøing av populasjoner (Hanski 1998). Denne teorien støttes både gjennom modellsimuleringer og flere empiriske studier (se Hanski 1994 og referanser i denne). Store områder kan vise seg å være viktige når visse habitater i landskapet for øvrig i økende omfang reduseres og fragmenteres. Skogområder er over tid utsatt for katastrofedynamikk (brann og vindfelling), suksesjoner og andre endringer som kan være både positive og negative for den enkelte arten. Store områder kan bidra til at det til enhver tid finnes egnede habitater og økologiske funksjoner som den enkelte arten er avhengig av til tross for omfattende endringer (Meffe & Carroll 1997).

Studier på stor skala er ressurskrevende. Ikke minst gjelder dette når en vil se på insekter og sopp som er de mest artsrike gruppene og de som er best representert på rødlistene. Det finnes likevel eksempler på studier av insekter og sopp i vår region som tyder på at naturlig skogdynamikk i store reservater vil kunne bidra til å styrke deres populasjoner. En skulle kanskje tro at små individer tilsier små arealkrav, men flere studier tyder på effekter av habitatreduksjon og fragmentering på stor skala i landskapet (Bader et al. 1995, Renvall 1995, B. Økland 1996, Esseen & Renhorn 1998, Komonen et al. 2000, Nilsson et al. 2000, Wikars & Landgren 2000, Jonsell & Eriksson 2001, Siitonen et al. 2001, Stenlid & Gustafsson 2001, Sverdrup-Thygeson 2002, Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer in press). Tre eksempler beskrives nærmere her:

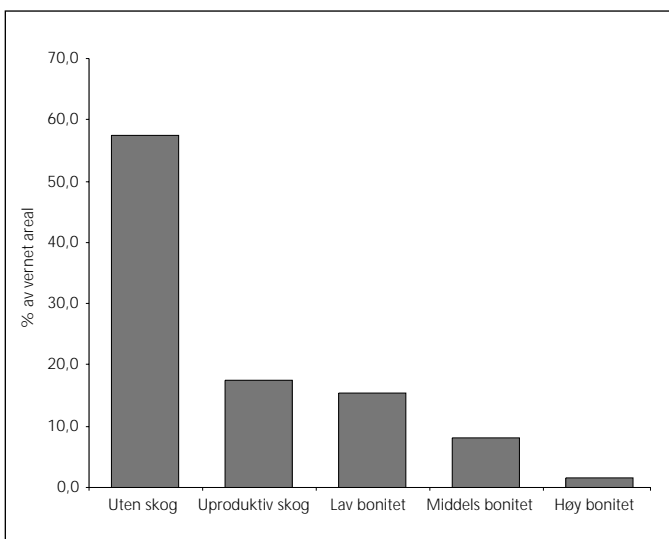
- En sammenlikning mellom Vodlozero nasjonalpark i russisk Karelen (463 700 ha) og 12 av de største gammelskogsområdene i Øst Finland (600-9100 ha, snitt 3100 ha) viste at forekomsten av rødlistete arter, indikatorarter og suksesjonsarter av kjuker alle var 3 ganger høyere i førstnevnte område enn i de finske områdene samlet (Siitonen et al. 2001). I Vodlozero nasjonalpark ble det også, i en begrenset undersøkelse, funnet 18 truede arter av vedlevende insekter fra den finske rødlisten, hvorav 4 regnes som utryddet i Finland. Siden det ikke var betydelige ulikheter i biogeografiske og klimatiske forhold, blir den markert høyere artsrikdommen og forekomsten av rødlistete arter i Vodlozero forklart med at spredning og kolonisering kan skje mer uhindret i et sammenhengende gammelskogsområde sammenliknet med det mer habitatreduserte og fragmenterte landskapet som finnes i Finland.
- Arealandelen av gammelskog innenfor store landskapsenheter (størrelseorden 100 km²) viste seg å være viktigste faktor for artsrikdom av soppmygg i en sammenlikning av 17 østlandske blåbærgranskoger (B. Økland 1996). I området med mest gammelskog (76%) var artsrikdommen 4 ganger større enn i fattigste område hvor gammelskogsandelen var 16%. Også når individtall hos enkeltarter ble testet, viste det seg at arealandelen av gammelskog på landskapsnivå var viktigste faktor (B. Økland 1996).
- Et studium av den rødlistete trebukkarten *Tragosoma depsarium* i et 600 km² stort skogslandskap i Midt-Sverige tyder på effekter av habitatreduksjon og fragmentering (Wikars

& Landgren 2000). Forekomst av arten ble testet mot egenskaper på flere skalnivå i landskapet (bestand, 1x1km og 5x5km). Denne arten fordrer soleksponerte men fuktige læger av gamle trær med stor diameter og bestemte vedkvaliteter. Det ble funnet best korrelasjon med skoglige egenskaper på de 2 største skalnivåene, og aller best korrelasjon på det største nivået (5x5km). Forekomsten var positivt korrelert med arealandel av furudominert skog, og det ble funnet en markert nedgang i forekomster når andelen moden skog var under 25%. Moden skog i dette området er bestand som har mange gamle furuer og mye dødt trevirke som er egnet for denne arten, men som ikke er så tette og skyggefulle. En klumpvis fordeling på bestandsnivå kan indikere en spredningsbegrensning.

5.2 Status for vern av store skogområder i Norge

En områdestørrelse på anslagsvis 10-50 km² er nødvendig for å opprettholde naturlige mønstre i småskala katastrofedynamikk, slik som vindfelling, små branner etc. (tabell 5.1, Yaroshenko et al. 2001). I barskogsplanen ble verneområder med areal minst 10 km² klassifisert som store områder (DN 1988). Norge har i alt 40 naturreservater og administrativt vernet områder med alle typer av skog hvor arealet er 10 km² eller mer. Landskapsvernområder, myr- og våtmarksreservater er ikke inkludert, siden disse ikke er unntatt fra skogsdrift. I tillegg finnes det 18 nasjonalparker, hvorav bare én er mindre enn 10 km² (Ormtjernkampen).

En stor andel av disse verneområdene og nasjonalparkene består imidlertid av skogløse områder eller uproduktivt skogareal. Den samlede andelen av areal uten skog eller med uproduktiv skog i store naturreservater og administrativt vernet områder er 75%, mens andelen av produktiv skog er 25% hvorav den største delen er lavproduktiv skog (figur 5.2). Forskjellene blir som forventet



Figur 5.2

Den relative fordelingen av areal og skogdekning for norske verneområder på minst 10 km² i totalareal. The relative distribution of land cover and forest for Norwegian protected areas of at least 10 km² in total area.

enda større når vi ser på nasjonalparker større enn 10 km². Her utgjør skogløst areal 89% av totalarealet, og av det som er skogdekket er 93,9% uproduktiv skog og 5,9% lavproduktivt skogareal (tabell 5.3).

De store arealandelene uten skog er lite aktuelle i sammenheng med målet om å sikre et representativt utvalg av norsk skognatur og levedyktige bestander av arter som knytter seg til disse. I mange av nasjonalparkene er også skogarealene oppstykket eller fordelt som smale soner rundt fjellområder, noe som gjør det usikkert i hvilken grad de oppnår de skogdynamiske fordelene som en ellers har i store sammenhengende skogområder. Noen av nasjonalparkene fanger likevel opp store arealer med fjellbjørkeskog som kan være av stor verdi for artsbevaring (tabell 5.3 og 5.4). Det var derfor nødvendig å gjøre en nærmere avgrensning av hva som bør regnes med blant eksisterende store

Tabell 5.3

Arealfordeling mht. skogdekning, produktivitet og treslag i nasjonalparker med areal minst 10 km².

Land distribution with respect to forest cover, productivity and tree species in national parks of at least 10 km².

Skogdekning:

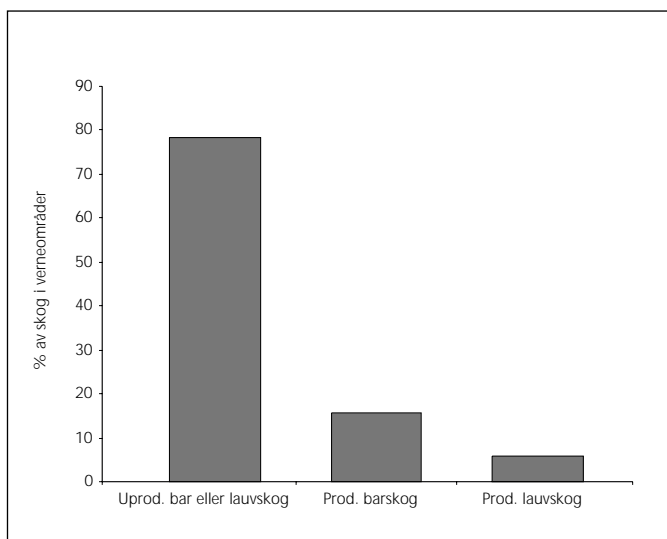
| | |
|------------------|-------|
| skogløst areal | 89,0% |
| skogdekket areal | 11,0% |

Produksjonsevne i skogdekket areal:

| | |
|-----------------|-------|
| uproduktiv skog | 93,9% |
| lav bonitet | 5,9% |
| middels bonitet | 0,2% |
| høy bonitet | 0,01% |

Treslag:

| | |
|-----------------------|-------|
| barskog | 18,4% |
| lauvskog (mest bjørk) | 81,6% |



Figur 5.3

Den relative fordelingen av arealet av uproduktiv og produktiv skog i verneområder større enn 10 km² med minst 7,5 km² skog. The relative distribution of unproductive and productive forest for protected areas of at least 10 km² with at least 7.5 km² of forest.

Tabell 5.4

Vernete områder (naturresevater, administrativt vernete områder og nasjonalparker) større enn 10 km² og med minst 7,5 km² skogdekket areal. Listen er sortert i fallende rekkefølge etter produktivt skogareal.

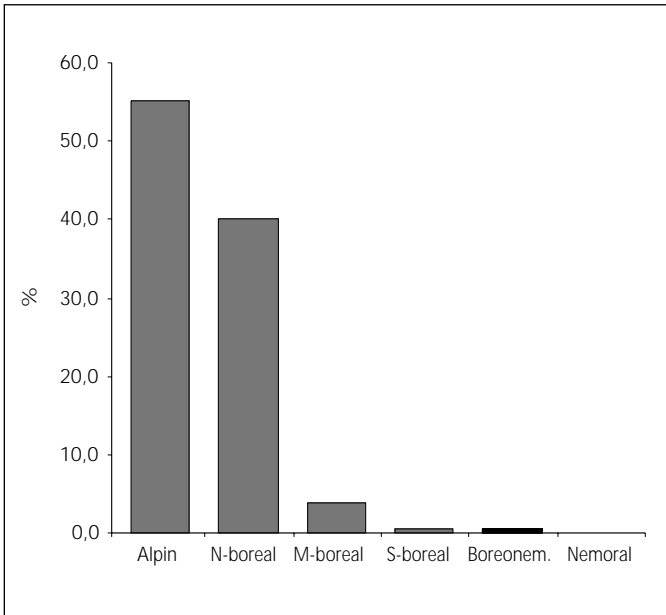
Protected areas (nature reserves, administratively protected areas and national parks) larger than 10 km² and with at least 7.5 km² forest cover. The list has been sorted according to decreasing area of productive forest.

| områdenavn | fylke | veg.sone | h.o.h. | areal (km ²) | | | |
|----------------------------|-------------|-------------|----------|--------------------------|------------|-----------|------------|
| | | | | all skog | prod. skog | lauv-skog | prod. lauv |
| Saltfjellet/Svartisen (NP) | Nordland | NB | 0-1600 | 103,6 | 34,0 | 98,0 | 30,0 |
| Reisa (NP) | Troms | NB | 150-830 | 227,0 | 33,0 | 220,0 | 28,0 |
| Øvre Pasvik (NP) | Finmark | NB | 90-150 | 42,0 | 32,0 | 0,0 | 0,0 |
| Svartåsen (ADM) | Finmark | NB | 112-260 | 32,0 | 28,0 | 0,0 | 0,0 |
| Øvre Anarjohka (NP) | Finmark | NB | 250-540 | 685,4 | 18,0 | 657,4 | 10,0 |
| Ånderdalen (NP) | Troms | NB | 50-850 | 20,7 | 15,8 | 14,5 | 11,1 |
| Store-Sametti/Skjelvtv. | Finmark | NB-LA | 95-246 | 23,0 | 14,8 | 8,0 | 3,0 |
| Lundsneset | Østfold | BN | 166-262 | 15,2 | 13,7 | 1,0 | 0,4 |
| Spålen Katnosa | Buskerud | MB | 460-650 | 14,4 | 13,4 | 0,0 | 0,0 |
| Finnemarka | Buskerud | MB | 493-702 | 12,3 | 12,3 | 0,0 | 0,0 |
| Østmarka | Akershus | BN | 200-335 | 12,2 | 11,5 | 0,6 | 0,5 |
| Årdalen | Aust-Agder | MB-NB | 450-880 | 14,9 | 9,4 | 1,9 | 0,9 |
| Osdalen (ADM) | Hedmark | NB | 700-940 | 19,0 | 9,1 | 10,0 | 0,1 |
| Øvre Dividal (NP) | Troms | NB | 220-1700 | 71,8 | 9,0 | 66,8 | 5,0 |
| Rukkevatn | Aust-Agder | MB-NB | 600-700 | 12,4 | 8,7 | 1,3 | 0,9 |
| Øyenskvilen | N-Trøndelag | MB-NB-LA | 180-687 | 39,7 | 8,6 | 0,2 | 6,8 |
| Grytdalen | S-Trøndelag | MB-NB | 150-400 | 11,2 | 8,4 | 0,2 | 0,0 |
| Gutulia (NP) | Hedmark | NB | 600-948 | 12,3 | 7,6 | 0,0 | 0,0 |
| Gressåmoen (NP) | N-Trøndelag | NB | 300-1005 | 14,2 | 7,3 | 1,0 | 0,0 |
| Øvre Sanddøldal | N-Trøndelag | SB-MB-NB-LA | 360-600 | 11,0 | 7,3 | 0,1 | 0,0 |
| Femundsmarka (NP) | S-Trøndelag | MB-NB | 680-1450 | 148,3 | 7,0 | 11,7 | 2,0 |
| Skirvedalen | Telemark | NB | 735-1200 | 10,0 | 7,0 | 1,0 | 0,0 |
| Yddal | Hordaland | SB-MB-NB | 76-670 | 13,2 | 6,7 | 2,5 | 1,6 |
| Sondalsfjell | Telemark | MB-NB | 550-800 | 8,5 | 6,3 | 1,5 | 0,5 |
| Øykeheia | Vest-Agder | BN-SB | 50-550 | 7,8 | 6,1 | 0,6 | 0,4 |
| Skjørlegda | Nordland | NB-LA | 190-1239 | 15,0 | 4,8 | 7,0 | 0,2 |
| Røyklibotn | N-Trøndelag | MB-NB | 0-343 | | 6,9 | | |
| Arvasslia | N-Trøndelag | NB | 530-900 | 10,0 | 4,5 | 4,0 | 0,0 |
| Nyvassdalen-Hildremsvtn. | S-Trøndelag | MB-NB | 60-494 | | 4,4 | | |
| Kvittingsmorki | Sogn og Fj. | SB-MB-NB | 0-1100 | 7,5 | 4,2 | 2,0 | 0,7 |
| Laksmarkdalen | Nordland | MB-NB | 64-850 | 8,9 | 4,2 | 3,3 | 0,1 |
| Stabbursdalen (NP) | Finmark | NB | 50-520 | 30,5 | 4,0 | 25,5 | 3,0 |
| Eidsvatnet | Nordland | MB | 9-804 | | 3,8 | | |
| Geitaknottane | Hordaland | SB-MB-NB | | 8,0 | 3,8 | 2,0 | 0,5 |
| Storlia | Nordland | NB | | 10,0 | 2,0 | 10,0 | 2,0 |
| Solhomfjell | Aust-Agder | MB | 350-570 | 9,0 | 1,9 | 0,0 | 0,0 |
| Smoldalen | Hedmark | NB | 660-910 | 7,7 | 1,0 | 0,7 | 0,0 |
| Varnvassdalen | Nordland | NB | 384-945 | 14,0 | 1,0 | 6,0 | 0,0 |

verneområder og nasjonalparker med skog. Det ble valgt som et kriterium at området skal være hovedsaklig skogdekket. En beregning basert på alle vernete skogområder i Øst-Norge med høyde under 600 meter over havet viser at 76,6% av totalarealet er skogdekket. På dette grunnlag ble det valgt nasjonalparker, reservater og administrativt vernete områder med minimum totalareal 10 km², hvorav minst 75% av minimumsarealet er skogdekket, dvs. minst 7,5 km² skogdekket areal. Dernest ble nasjonalparker hvor skog er glissen, spredt og lite sammenhengende fjernet fra listen. Listen omfatter da 38 nasjonalparker, reservater og administrativt vernete områder som er gjengitt etter avtakende areal av produktiv skog (dvs skog hvor årlig

gjennomsnittlig tilvekst er minst 1 m³ per ha i året) i **tabell 5.4**.

Selv etter en slik siling mht dekning av skog ser vi at andelen av uproduktiv skogsmark dominerer i de store områdene. Av de gjenværende 38 områdene er nærmere 80% av det skogdekkete arealet uproduktivt (**figur 5.3**). De store arealandelene uten skog eller med uproduktiv skog er av liten verdi i sammenheng med artsvern i skog. Vi ser også at 95% av arealet befinner seg enten i alpin eller nordboreal vegetasjonsregion, mens nemoral region ikke har noe areal i det hele tatt (**figur 5.4**). En gjennomgang av rødlisteartene i den svenske artdatabanken viser at bare 2% av artene avhenger av impediment eller uproduktive skogområder



Figur 5.4

Den relative fordelingen av arealet til verneområder større enn 10 km² med minst 7,5 km² skog på ulike vegetasjonssoner (Moen 1998).

The relative distribution of protected areas of at least 10 km² with at least 7.5 km² of forest for vegetation zones (Moen 1998).

(Cederberg et al. 1997). I en evaluering av vernete skogområder i Finland ble store områder begrenset til de som har minst 10 km² produktiv skog (Virkkala 1996). Dette er en avgrensning som synes mer relevant for artsbevaring.

Det finnes få store områder i Norge når utvalget begrenses til de som har minst 10 km² produktiv skog. **Tabell 5.4** viser at vi har i alt 11 store områder med så mye produktiv skog, og at disse varierer fra 11,5 til 34 km², med et snitt på 20,6 km². I Finland finnes til sammenlikning 38 slike områder, som varierer fra 10,9 til 161,7 km², med et snitt 34,0 km² produktiv skog. Mens det totale arealet av produktiv skog i Finland er ca. 2,7 ganger høyere enn i Norge, så er areal av produktiv skog i store verneområder ca. 5,7 ganger høyere i Finland enn i Norge. I Sverige er tilsvarende statistikk under utarbeidelse, men foreligger ikke i øyeblikket. Fem av de nevnte områdene er nasjonalparker i Nord-Norge og utgjør de største områdene blant de 11 (15,8-34,0 km² produktiv skog). Av disse har 4 mest bjørkeskog (Saltfjellet/Svartisen, Reisa, Øvre Anarjohka og Ånderdalen) med innslag av lavproduktiv barskog, mens en nasjonalpark har nesten bare lavproduktiv furuskog (Øvre Pasvik). De øvrige seks har mest produktiv barskog, hvorav fire finnes i Øst-Norge (Lundsneset, Spålen-Katnosa, Finnemarka og Østmarka) og 2 i Finnmark (Svartåsen og Store-Sametti/Skjelvatnet). Fire av områdene er dominert av furuskog med lav eller middels bonitet (Svartåsen, Lundsneset, Sametti/Skjelvatnet og Finnemarka).

Det finnes ingen store vernete områder (minst 10 km² produktiv skog) på Vestlandet og i Trøndelag. En kan imidlertid oppfatte de tilgrensende reservatene Geitatknottene og Yddal som et storområde på Vestlandet, siden de til sammen har 10,5 km² produktiv skog (**tabell 5.4**). Det finnes bare 2 grandominerte

områder hvor det produktive arealet når over 10 km², Østmarka (11,5 km²) og Spålen-Katnosa (13,4 km²). Begge disse finnes i Oslomarka, mens ingen tilsvarende områder finnes i øvrige deler av Øst-Norge og Trøndelag hvor tyngdepunktet av granskogene finnes. Det mangler storområder av bjørkeskog i Øst-Norge, på Vestlandet og i Trøndelag. Store områder er også fraværende i nemoral og boreonemoral sone.

De store verneområdene med produktiv skog er relativt små i sammenlikning med våre naboland. De 3 største norske områdene har noe mer enn 30 km² produktiv skog (**tabell 5.3**). I Finland finnes 13 områder som er mer enn 30 km² produktiv skog, hvorav 5 områder med mer enn 50 km² produktiv skog. Av disse er 2 områder større enn 150 km² (153,9 km² og 161,7 km²).

5.3 Potensialet for områder registrert som verneverdige

Det finnes i dag få store områder med produktiv skog som har et urørt preg. I DNs oversikt over foreslåtte områder finner vi bare 5 områder som har mer enn 10 km² produktiv skog (**tabell 5.5**). Det bør imidlertid bemerkes at denne oversikten fra DN ikke er komplett verken med hensyn til antall områder eller størrelse, og at det er utarbeidet flere oversikter over aktuelle kandidat-områder som kan trekkes inn i en ny vurdering (E. Arneberg, DN, pers.medd.). Aktuelle områder som ikke er nevnt i oversikten er, for eksempel Sata (16 km²) – Ringerike, Fiskelausen (18 km²) – Østre Toten, Roitdalen (50 km²) – Selbu, Fuggdalen (35 km²) – Rendalen. Det foreligger dessuten et mer omfattende forslag for Trillemarka-Rollagsfjell (190 km²) bestående av flere delområder (bl.a. Langseterfjellet på 50 km²), og dette området er således eneste kandidatområde som er ekstra stort (> 50 km²).

Det tar lang tid for et område å oppnå tilsvarende egenskaper (mye dødt trevirke, sjiktning, trær med høy alder) dersom det utsettes for hogst. Det bør gis førsteprioritet å sikre de gjenværende ekstra store områdene (> 50 km²). I framtidige strategier for å bevare arter og naturtyper kan det bli stadig mer aktuelt å innlemme områder som er tydelig påvirket. Det synes derfor å være fordelaktig å prioritere vern i de store områdene som i dag fortsatt har et urørt preg. Siden disse områdene er så få, vil slike områder måtte velges ut der de finnes, til tross for skjeve fordelinger med hensyn til landsdel, region, bonitet, høydelag etc. Flere av de 5 aktuelle områdene bidrar imidlertid til å utjevne skjevheter som er påpekt i forrige kapittel, slik som mangel på ekstra store områder, få store produktive granskogsområder, og fravær av slike områder i Trøndelag.

Fordeling av foreslåtte områder i DNs oversikt (**tabell 5.5**) likner fordelingen av de som allerede finnes mht bonitet, høyde og vegetasjonsregion. Det betyr at det er relativt lettere å øke omfanget av store områder med henblikk på arter som har sitt tyngdepunkt i mellomboreal, høyboreal og subalpin skog, samt skogområder med middels eller lav bonitet. Selv om andelen av rødlistearter og artsrikdom i mange grupper avtar med økende høyde og synkende produktivitet, er artssammensetning i en del grupper annerledes og enestående i mellomboreal, høyboreal og subalpin skog. For eksempel er artsrikdom av visse insektgrupper særlig høy i høyboreale gammelskoger (B. Økland 1996) og

Tabell 5.5

Områder med minst 10 km² areal i DN's oversikt over verneverdige områder.
Potential protection areas of at least 10 km² in DN's database.

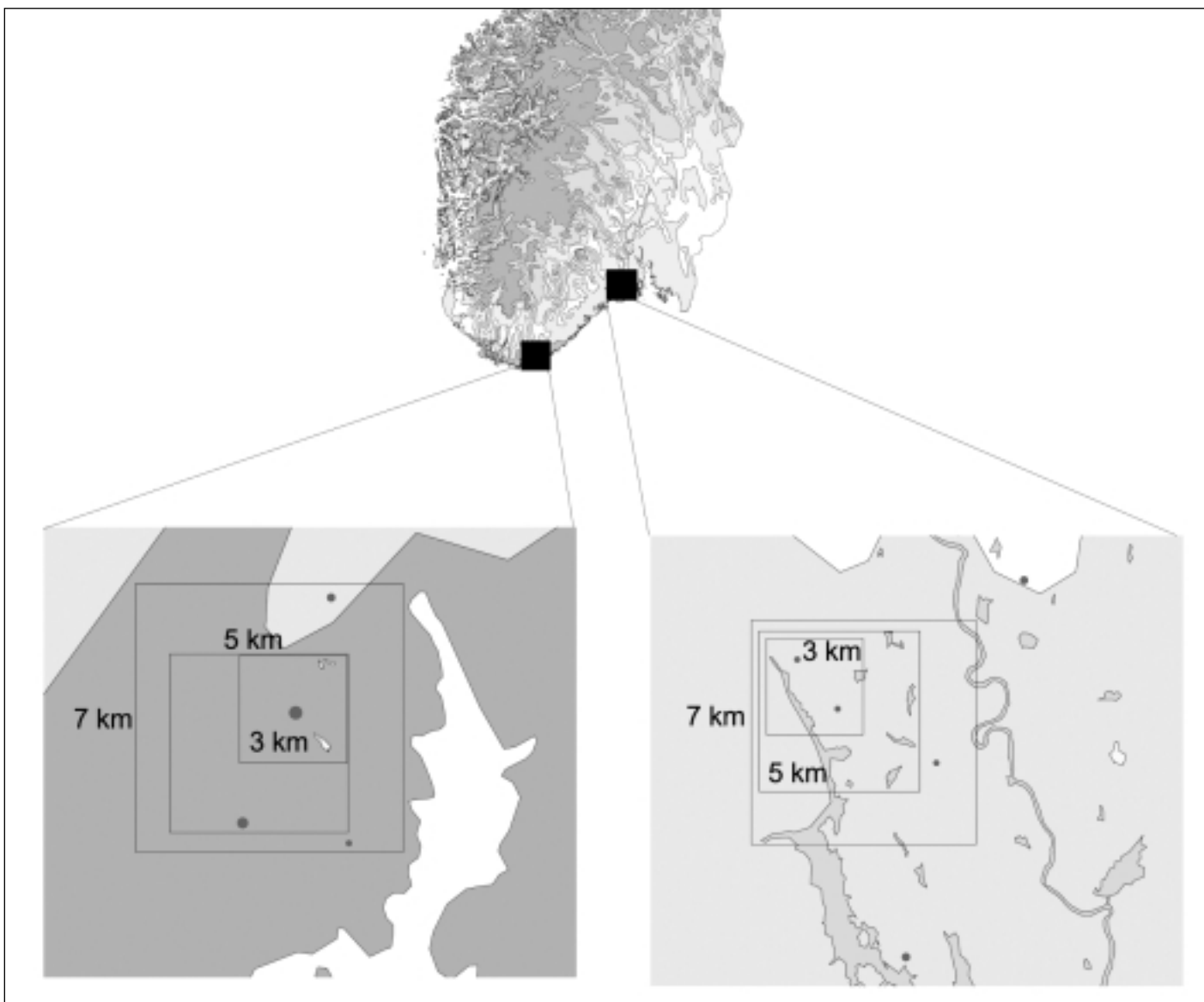
| områdenavn | fylke | veg.sone | h.o.h. | areal (km ²) | |
|------------------------|------------------|----------|----------|--------------------------|-------|
| | | | | total | prod. |
| Kortefjell/Trillemarka | Buskerud | MB-NB | 435-1010 | 40,2 | 18,3 |
| Selsjøen | Oppland | MB | 547-772 | 30,9 | 13,5 |
| Gåssjåkka | Finnmark | NB-LA | 230-320 | 29,3 | |
| Skjellingshovde | Oppland | MB | 490-860 | 28,6 | 17,6 |
| Kjølfjellet | Buskerud | NB | 620-954 | 27,7 | |
| Storgørningen | Nord-Trøndelag | MB-NB-LA | 160-495 | 27,0 | |
| Holtefjell | Buskerud | SB-MB | 500-707 | 23,7 | 6,1 |
| Flensmarka | Sør-Trøndelag | NB | 700-970 | 21,4 | |
| Fuggdalen | Hedmark | NB | 500-960 | 20,8 | 11,0 |
| Basevuodi | Finnmark | NB | 200-290 | 17,2 | |
| Åsen | Oppland | NB | 710-980 | 16,7 | 6,6 |
| Sæterdalen | Nordland | MB-NB | 41-480 | 14,0 | |
| Sørvassdalen | Nordland | NB | 230-500 | 14,0 | |
| Øvre Skjeggedal | Aust-Agder | MB-NB | 404-700 | 13,4 | |
| Elsfjorden | Nordland | MB-NB | 0-692 | 13,3 | 4,6 |
| Engulvsfjellet | Hedmark | NB | 500-857 | 12,2 | |
| Stordalen | Sogn og Fjordane | SB-MB-NB | 0-704 | 12,2 | 8,7 |
| Råzi-vuobmi | Finnmark | NB | 83-200 | 12,1 | |
| Haugehei | Telemark | MB-NB | 652-840 | 11,4 | |
| Matholhøgda | Østfold | BN | 140-245 | 11,4 | |
| Teksjølia | Sør-Trøndelag | MB-NB | 210-600 | 11,3 | 1,5 |
| Mjåvasshei | Vest-Agder | MB-NB | 380-640 | 11,3 | |
| Fallmoen | Nordland | MB-NB | 100-400 | 11,2 | |
| Nånesnåpen | Aust-Agder | MB-NB | 450-755 | 11,1 | |
| Adamsfjorddalen | Finnmark | NB | 0-250 | 10,7 | |
| Vardefjell | Telemark | SB-MB | 300-587 | 10,7 | |
| Storberget | Hedmark | NB | 660-861 | 10,5 | |
| Kjydingåsen | Aust-Agder | NB | 606-887 | 10,3 | 5,5 |
| Nakkane | Sogn og Fjordane | MB-NB | 250-700 | 10,2 | |
| Folldalen | Nord-Trøndelag | NB-LA | 200-400 | 10,0 | |
| Gjevsjøen | Nord-Trøndelag | NB | 450-680 | 10,0 | |

subalpine bjørkeskoger (Søli 1994), og populasjoner av visse lavarter og sopparter har sitt tyngdepunkt her (Bendixsen & Bendixsen 1993, Solås et al. 1997). Det bør imidlertid poengteres at områdeutvalget bør prioritere produktive skogarealer siden uproduktive skogområder i mange tilfeller vil være mindre interessante for artsbevaring.

Forbedret kvalitet på nye satellittbilder kan også gjøre det mulig å ta i bruk denne type teknologi for å skaffe en oversikt over hvor område-kandidatene finnes. I en slik sammenheng bør utvalg av nye storområder søke å inkludere ulike landsdeler, og så langt som mulig ulike vegetasjonsregioner, underregioner og vegetasjonstyper. Dette er i tråd med prinsippet om komplementaritet, dvs at størst gevinst for artsbevaring oppnås ved å velge inn elementer som til enhver tid er mest mulig ulike de en allerede har. I de tilfeller hvor det finnes fullstendig oversikt over artene i elementene, kan dette gjøres ved hjelp tallbehandling basert på artssammensetning (Pressey & Nicholls 1989b, Lomolino 1994). I dette tilfellet hvor det ikke finnes sammenliknbart datagrunnlag i artsforekomst kan en anta at komplementaritetsprinsippet imøtekommes best ved å velge storområder mest mulig ulikt mht landsdel og vegetasjonssone, siden sammensetning av fauna og flora varierer mest mellom landsdeler og vegetasjonssoner. I

tillegg bør en vektlegge skogtyper som er særegne for Norge, som for eksempel boreal regnskog (se kap. 6). Det er ikke gjennomført mangelanalyse (gap analyse) under skandinaviske forhold for å kvantifisere hvor stor mangel det er på storområder innenfor ulike vegetasjonsregioner og landsdeler. Det foreligger ingen indikasjoner på forskjeller i spredningsevne eller habitatkrav hos arter som skulle tilsi forskjeller i behov for storområder mellom landsdeler og vegetasjonsregioner. Således må behovet for storområder (som andel av areal) i ulike landsdeler og vegetasjonsregioner i utgangspunktet antas å være likt.

Selv de skogtypene som er best representert i eksisterende verneområder, viser en svært skjev regional fordeling. De største produktive skogene som er vernet er bjørkeskoger, men de finnes alle i Nord-Norge (**tabell 5.4**). Artssammensetning og utforminger av bjørkeskoger kan variere betydelig mellom landsdeler og underregioner. Det finnes store områder av fjellnære bjørkeskoger både i Øst-Norge, på Vestlandet og i Trøndelag som er både produktive og rike på naturfaglige kvaliteter, men som ikke har noen beskyttelse mot inngrep. De store nasjonalparkene i disse landsdelene mangler store, sammenhengende bjørkeskoger som er produktive. For disse skogtypene kan andre trusselfaktorer enn skogbruk være vel så



Figur 5.5

Eksempel på hvordan reservatgrupper kan letes opp ved hjelp av GIS-verktøy. Det er valgt områder nord for Kristiansand i nemoral sone (venstre) og nord for Farrisvannet i boreonemoral sone (høyre) hvor det finnes små reservater innenfor kvadratiske avgrensninger med henholdsvis 3, 5 og 7 km sidekant. Ved ytterligere tilskudd av verneområder og tiltak i mellomliggende skog vil en kunne oppnå et nettverk som letter spredning av arter mellom egnede habitater.

Example of selection of nature reserve groups by GIS tools. Areas are chosen north of Kristiansand in the nemoral zone (left) and north of lake Farrisvannet in the boreonemoral zone (right) where small reserves may be found within squares of 3, 5 and 7 km edges. By adding new nature reserves and instituting measures to improve forest quality in between the reserves, a network for dispersal of species between suitable habitats may be achieved.

aktuelle. Ekspansjonen av hyttefelt og alpinanlegg har allerede satt sitt preg i noen distrikter med fjellnær skog (jf Taugbøl et al. 2001). Et utvalg av store områder med fjellbjørkeskog i Øst-Norge, på Vestlandet og i Trøndelag vil kunne sikre at disse variantene av fjellbjørkeskoger fortsatt finnes urørt i tiden som kommer.

Av **tabell 5.4** ser vi at forekomst av storområder i dag er dårligst dekket i sørboreal, boreonemoral og nemoral sone. Tilbudet av storområder er også minst i disse vegetasjonssonene, noe som henger sammen med at påvirkningsgraden i landskapet (fragmentering, habitatreduksjon) er størst her. Men mange

rødlisterarter finnes i edellauvskoger og barblandingsskoger, og artsrikdom i mange organismegrupper er størst her på grunn av bedre klimatiske og produksjonsmessige forhold (Bakke 1999). Siden befolkningstetthet og påvirkningsgrad også er størst i boreonemoral og nemoral sone, kan det antas at sannsynligheten for frafall av arter er størst i disse skogområdene dersom ikke tilstrekkelige tiltak blir satt inn i tide. For å kompensere for et dårlig tilbud av aktuelle storområder foreslås 2 mulige områdetyper, reservatgrupper og restaureringsreservat.

Med reservatgrupper menes en gruppe av små til middels store reservater som ligger i en gruppe, og som tilsammen omfatter et

Tabell 5.6

Fordeling av store verneområder på høydelag og vegetasjonssoner for de ulike regionene. Her er A områder med mer enn 10 km² produktiv skog og B områder med et totalareal på minst 10 km² og minst 7,5 km² skog.

Distribution of large protected areas by elevation interval ("høydelag") and vegetation zone ("vegetasjonssone") for the various regions. A indicates areas with at least 10 km² productive forest and B areas at least 10 km² in total area, with at least 7.5 km² of forest.

| høydelag | Øst-Norge | | Vestlandet | | Trøndelag | | Nord-Norge | |
|-------------------------|-----------|----|------------|---|-----------|---|------------|----|
| | A | B | A | B | A | B | A | B |
| 0-299 m o.h. | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 3 | 4 | 3 |
| 300-599 m o.h. | 2 | 4 | 0 | 1 | 0 | 2 | 3 | 7 |
| 600-899 m o.h. | 0 | 6 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 4 |
| ≥ 900 m o.h. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| sum | 4 | 13 | 0 | 3 | 0 | 8 | 7 | 14 |
| vegetasjonssone | | | | | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | – | – |
| sørboreal | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| mellomboreal | 2 | 6 | 0 | 3 | 0 | 6 | 0 | 2 |
| nordboreal og alpin | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 12 |
| sum | 4 | 13 | 0 | 3 | 0 | 8 | 7 | 14 |

areal tilsvarende et storområde. Det antas at områder i umiddelbar nærhet vil forsterke hverandres evne til å bære større populasjoner av arter som stiller krav til egenskaper som bare oppnås gjennom avsetning av reservater (høy tetthet av dødt trevirke, høy landskapsandel av gammelskog, stor variasjon i bestandsstørrelser). Det forutsettes at det gjennomføres tiltak i mellomliggende drevet skog som forsterker tilbudet av habitater for de aktuelle artene, og at det vurderes spredningskorridorer mellom delområdene for arter som kan nyttiggjøre seg dette.

Figur 5.5 illustrerer hvordan reservatgrupper kan søkes ut.

Med restaureringsreservat menes et skogområde som i dag kan ha en stor grad av påvirkning, men som settes til side for på lang sikt å oppnå en skogstruktur som er ideell for artsbevaring. Bare innenfor en tregenerasjon vil områder med middels til stor produktivitet kunne oppnå en betydelig økning i tettheten av dødt trevirke i ulike kategorier. I et enda lengre tidsperspektiv vil katastrofedynamikk og naturlig foryngelse bidra til å øke variasjonene i bestandsstørrelser og andelen av gammelskog. Innføring av restaureringsreservat er særlig aktuelt der det mangler egnede områder. Restaureringsreservat kan gjerne inngå som deler av reservatgrupper. Det kan også vurderes å gjøre tiltak i restaureringsreservat som kan påskynde utviklingen mot ønsket struktur.

Noen storområder vil fordele seg over flere vegetasjonssoner. Dette er særlig aktuelt i bratte deler av Vestlandet hvor en innenfor korte avstander spenner over mange av vegetasjonssonene. Det innebærer at svært ulike elementer av flora og fauna fanges opp innenfor samme reservat. Slike reservater som strekker seg fra fjord til fjell kan ha særlig verdi med tanke på klimatiske endringer. I en situasjon med omfattende klimaendring vil populasjoner av ulike arter måtte flytte seg langs en klimagradiert i takt med at grensene mellom vegetasjonssonene forskyves (Hågvar 1994). Modifiserte deler av skoglandskapet kan vise seg å bli spredningsbarrierer for noen arter. Reservater som strekker seg over flere vegetasjonsregioner kan tenkes å lette spredningen for disse artene. Storområder i bratte områder vil også ofte dekke områder med stor topografisk variasjon. Dette

gir anledning til å lage reservater som favner mange forskjellige skogtyper (se for øvrig 6.3.2).

5.4 Konklusjon

Dagens store verneområder fordeler seg på høydelag og vegetasjonssone pr region slik **tabell 5.6** viser (jf også over). Vi ser at verneområder på minst 10 km² totalareal og 7,5 km² skogareal særlig finnes i Øst-Norge og Nord-Norge, i begrenset grad under 300 m og i all hovedsak i mellomboreal eller nordboreal sone. Den skjeve fordelingen av store verneområder forsterkes dersom vi setter noe strengere krav til innholdet av produktiv skog, f.eks. minst 10 km² med produktiv skog. Da inngår bare 11 områder, 4 i Øst-Norge og resten i Nord-Norge. Fordelingen av dagens store verneområder er ikke representativ for skogens fordeling på naturgeografiske gradienter, og disse områdene kan dermed heller ikke forventes å dekke den fulle bredden i naturlig skogdynamikk.

Dette bekreftes også dersom vi ser på fordelingen av store verneområder i forhold til naturgeografiske regioner og underregioner (jf Nordisk ministerråd 1984). Områder med minst 10 km² produktiv skog finner vi bare i tre regioner/underregioner rundt Oslofjorden, høyfjellsregionen ved Saltfjellet, Troms maritime bjørk/furu-region, Finnmarks kontinentale fjell og vidde-region, samt indre Pasvik-region. Slike store verneområder kan dermed sies å representerer 9 ulike regioner/underregioner, mens anslagsvis 35-40 regioner/underregioner ikke er representert med store områder. Fokuserer vi på verneområder større enn 10 km² i totalareal og minst 7,5 km² skogareal, er deknningen på ulike naturgeografiske regioner/underregioner langt bedre. Da er det særlig underregionene Buskeruds og Opplands barskoger og Gudbrandsdalen med sidedaler av viktige skogregioner, samt områder langs kysten og i Nordland nord for Saltfjellet, som ikke er dekket av større verneområder med skog.

Det er en særlig mangel på svært store verneområder der en betydelig andel er produktiv skog.

6 Verneområdenes forhold til vegetasjons- og naturtyper

6.1 Innledning

Det er flere forhold som må tas hensyn til når man skal vurdere vernedekningen av ulike vegetasjons- og naturtyper i norsk skognatur. Den faglige oppbyggingen av barskogsplanen (jf DN 1988) legger stor vekt på typeområder, knyttet til de naturgeografiske underregionene definert av Nordisk ministerråd (1984). Disse har til hensikt å representere typiske utsnitt av regionenes barskogs natur. Det betyr at man vil fange opp de regionale utformingene av iallfall de vanlige typene. Der deler av den typiske variasjonen mangler i typeområdet, eventuelt bare forekommer i kulturpåvirket tilstand, kan man verne egnete supplementsområder.

For sjeldne eller truete elementer, inkludert vegetasjonstyper, har det vært opprettet spesialområder. For denne kategorien blir det sterkt presisert at områdene må vernes der de finnes, uten strenge krav til geografisk spredning og representativitet (DN 1988).

I St.meld. nr 8 (1999-2000: **vedlegg 2**) ble det identifisert en rekke truete og hensynskrevende naturtyper. For skog omfattet disse bl.a. ulike rike skogtyper, gammelskog, kystskog og flommarkskog. Arbeidet med slike truete og hensynskrevende naturtyper er nylig utdypet og systematisert i form av en sammenstilling av kunnskap om truete og sårbare vegetasjonstyper i Norge (Fremstad & Moen 2001) hvor 15 skogtyper er oppført under en av truetetskategoriene etter systemet til IUCN (Verdens naturvernunion) (Aarrestad et al. 2001). Et viktig element i evalueringen av skogvernet vil derfor være å vurdere hvorvidt de ulike typene av truet og hensynskrevende skog er tilfredsstillende dekket opp blant de verneområdene vi har opprettet til nå.

Vegetasjonstyper, slik de er definert, er imidlertid ikke tilstrekkelig alene for å vurdere om vi har fått dekket opp variasjonen i norsk skognatur, være seg truete eller mer vanlige typer. Vi ønsker å vite hvordan vi har dekket opp kombinasjoner langs de økologiske gradientene (jf Framstad et al. 1995a: 9), og her vil det ofte være aktuelt å vurdere vegetasjonsutformingene på finere skala enn de definerte vegetasjonstypene. Dels kan disse være av regional natur, som f.eks. utformingene av oseanisk furuskog. Delvis ønsker vi å vurdere en del særpregete naturtyper på grovere skala, hvor mange vegetasjonstyper kan være representert, f.eks. ei elvekløft. Innenfor biologisk mangfold-kartleggingen i kommunene (DN 1999b) er begrepet naturtype grovt definert som en ensaldret, avgrenset enhet i naturen som omfatter plante- og dyreliv og miljøfaktorer. I tillegg er det viktig å undersøke om det som er vernet har fanget opp de lokalitetene som har høyest kvalitet i forhold til urørthetskriteriet, og hvorvidt det er gjort nyere funn av lokaliteter som fyller tidligere hull i forhold til ulike vernekriterier.

Norge står i en særstilling i Norden når det gjelder forekomst av typer knyttet til ekstremer langs viktige økologiske gradienter. Vi

har både de nordligste forekomstene av en rekke skogtyper og de mest oseaniske utformingene, delvis beskrevet som egne typer, og hvor vi har mer til felles med de britiske øyer enn de øvrige nordiske landene. Det er imidlertid Norge som vanligvis har de mest intakte lokalitetene på europeisk basis. De vidstrakte bjørkeskogene på vestkysten og mot fjellet er et rent nordisk fenomen på verdensbasis, og Norge er den nasjon hvor bjørkeskogene utgjør størst andel av arealet.

Vårt lands varierte topografi med delvis krappe gradienter gir store variasjoner over korte avstander. Dette gir oss relativt sett større spennvidde og flere naturtyper per arealenhet enn våre naboland. Dette illustreres ved å sammenlikne antall vegetasjonsgeografiske regioner (Moen 1998) mellom ulike nordiske land. Enhetene framstår ved å kombinere tilhørighet til vegetasjonssone (som representerer temperaturgradienten) og vegetasjonsseksjon (som representerer gradienten oseanitet-kontinentalitet). Med de tre alpine sonene sammenslått har Norge 26 regioner mot Finland 10 og Danmark bare 2. De krappe gradientene på Vestlandet illustreres ytterligere ved at Sogn og Fjordane har hele 22 av Norges 26 regioner representert, mot Østfold og Akershus som har 6.

Vi har flere typer som er unike i internasjonal sammenheng, og hvor vi følgelig har et globalt ansvar. Dette gjelder blant annet de særegne og ekstremt oseaniske boreale regnskogene som er utbredt i ytre og midtre strøk av Trøndelag og Nordland og sterkt oseaniske typer ytterst på Vestlandet. Dessuten har Norge ansvar for å ta vare på skogsamfunn som er vanlige hos oss, men spesielle i internasjonal sammenheng (som bjørkeskog), foruten spesielle og artsrike utformingene (som kalk-lindeskoger) der Norge synes å ha særlig viktige forekomster.

Kapittel 6.2 omhandler truete skogtyper etter inndelingen hos Aarrestad et al. (2001), med vurdering av om disse har tilfredsstillende vernedekning. I kapittel 6.3 er andre vegetasjonstyper vurdert og også naturtyper på større skala (jf boreal regnskog, bekkeløfter) eller spesielle utformingene på mindre skala. Her er eventuelle mangler ved dagens vern vurdert, delvis på grunnlag av truetet (som vegetasjonstypene i 6.2), delvis på grunnlag av representativitet.

Det har imidlertid innenfor rammen av prosjektet ikke vært mulig å gjennomgå hvert enkelt verneområde for hele landet, og det er heller ikke mulig ut fra områdebeskrivelsene å få fullkommen oversikt over alle områdenes vegetasjonssammensetning. Dette skyldes både at noen typer forekommer på fin skala (f.eks. rik sumpskog) og ikke alltid vil være omtalt, og at områdene oftest ikke er detaljundersøkt.

6.2 Definerte truete skogtyper

6.2.1 Barskog

Purpurlyng-furuskog (VU – noe truet)

Typen er svært sjelden og finnes bare som små bestander i lavlandet i ytre kyststrøk på Vestlandet, hovedsakelig i nordre del av Rogaland og i Sunnhordland. Utenfor Norge er typen kun representert i Skottland. Den klart fineste forekomsten som er

registrert i landet er Skogafjellet på Bømlo, som også er vernet som skogreservat. Her er purpuryng en viktig samfunnsdanner over betydelig areal sammen med røsslyng (Moe 2001). Også reservatet Sagvatnet i samme kommune har representert mindre forekomster. Rossafjellet (Moe 1989) og Rutsøya (Moe 2001) er utgåtte verneforslag som også har innslag av typen.

Spesielt som følge av at Skogafjellet, som har den fineste utformingen av skogtypen, ble vernet, må sikringen av denne skogtypen sies å være rimelig tilfredsstillende.

Behovet for å være ivaretatt innenfor naturreservat er primært ut fra representativitets- og sjeldenheitskriteriet på skogtypenivå, og i mindre grad ut fra hensynet til rødlistete arter, som er fåtallige i denne typen.

Kalkskog (VU – noe truet)

Her er inkludert tørr og frisk kalkfurskog og tilsvarende bjørkeskoger. I kalkskog finnes en rekke sjeldne arter av ulike organismegrupper. En egen kalkfurskogsplan (jf Bjørndalen & Brandrud 1989a) kom i gang forut for den øvrige barskogsplanen, siden typen viste seg så sterkt truet, spesielt med sine mange lokaliteter i tettbygde strøk, inkludert pressområder på Sørøstlandet. I Grenlandsområdet i Telemark gikk nesten halvparten av arealet tapt til utbyggingsformål på 1970- og 80-tallet (Bjørndalen 1988). Foruten utbygging er viktige trusler også bergverksdrift, forurensning, tråkklitasje, skogsdrift og innvandring av fremmede arter. Skogtypen er svært godt undersøkt. Kalkbjørkeskog har iallfall delvis blitt inkludert i kalkfurskogsplanen.

Denne barskogstypen er kjent for et stort artsmangfold med hensyn til karplantearter, hvorav en rekke er sjeldne (Bjørndalen & Brandrud 1989a), blant annet flere orkideer som har tyngdepunkt i kalkfurskog. Likeledes er storsoppfloraen særpregt med mange sjeldne og rødlistete arter (jf Brandrud 1997, 1998a, Bendiksen et al. 1998). Det har også vist seg at kalkfurskogene har et stort artsmangfold eller interessante enkeltfunn av flere grupper av virvelløse dyr (Heggland 2001a). Her nevnes gruppene landsnegl, langbein, skrukettroll og mosskorpioner.

Kalkfurskog er skogtypen som totalt sett antas å komme best ut med hensyn til vern i forhold til registrerte områder, og hvor etablering av naturreservater har bidratt til at reelt truede områder er blitt bevart. Av 268 områder i Norge og Sverige som er evaluert og har verneverdi, er 116 vernet til nå (Bjørndalen, in prep.). I følge Bjørndalen (pers. medd.) er det godt håp om at en svært stor andel av alle lokaliteter av høyeste kategori for verneverdi i Norge blir vernet eller sikret på annen måte. Denne naturtypen er ofte knyttet til små arealer hvor mange lokaliteter vil fanges opp av registreringene av biologisk mangfold i kommunene.

Et sentralt spørsmål som særlig gjelder kalkfurskogsreservatene, er hvorvidt de i noen grad trenger skjøtsel (Brandrud 1997, 1998a, Noreng et al. 2001, Heggland 2001a). En så tørr skogtype har sannsynligvis opprinnelig hatt en relativt høy brannfrekvens. Mangel på brann kan således tenkes å føre til bl.a. unaturlig sterk tilgroing av gran samt oppbygging av humus. Hegglands (2001a) konklusjon for kalkfurskog i Telemark er at deler av reservatene

må få lov å utvikle seg fritt og deler må skjøttes. Bjørndalen (1999) foreslår en metode for vegetasjonsovervåking av kalkfurskog. Noen av reservatene kan også ha en artssammensettning som delvis er betinget av beite.

Vestlandet kommer tilsynelatende dårlig ut ved at av 15 registrerte to (9)- eller trestjerners (6) kalkfurskogslokaliteter (Bjørndalen & Brandrud 1989b) er bare 3 vernet, ett i hvert av fylkene Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Bjørndalen og Brandruds kalkfurskogsdefinisjon er imidlertid videre enn den som omfattes av kalkskog hos Aarrestad et al. (2001) og som er oppført som truet type. Hos de sistnevnte inkluderes bare de to tørreste fuktighetsseriene (ekstremtørr (X) og middels tørr (SX), jf Halvorsen & Bendiksen (1982)), som inkluderer hele kalkfurskogsarealet i granas utbredelsesområde, men ikke de fuktigere lågurtfurskogene på Vestlandet, som er en oseanisk utforming av lågurtgranskogen. Når man ser bort fra disse, viser det seg at bare 4 av de to- eller trestjerners kalkfurskogene (i vid forstand) på Vestlandet tilhører eller har god representasjon av kalkskog i snever forstand. (Lembudal – Skår i Tysnes, Hordaland ble ikke vernet. Lokaliteten representerer en sesonghygrofil karstutforming som ikke dekkes tilfredsstillende av andre verneområder i følge Bjørndalen, in prep.)

Midt- og Nord-Norge har kommet godt ut med hensyn til vern av høyt rangerte verneverdige områder, bl.a. flere lokaliteter i Nordland (jf Bjørndalen, in prep.). Flere lavere rangerte og mindre lokaliteter bør kunne inkluderes i biodiversitetsplanene til de respektive kommunene.

Det er indikasjoner på at noen områder med høy verneverdi har falt utenfor på Østlandet, spesielt av den mer lukkede, mindre urterike typen på overgangen mot lågurtgranskog. Enkelte av disse moserike utformingene på grunnlendt kalkstein er relativt artsfattige på karplanter, men kan ha en usedvanlig ansamling av rødlistete jordboende sopparter, opp til 25-30 arter per lokalitet (jf Brandrud 1998a, Bendiksen et al. 1998). Denne utformingen er særlig velutviklet på Ringerike, Hadeland, Toten og Hedemarken.

En mer spesialisert type som mangler tilfredsstillende representasjon, er kalkfurskog på skjellsand i Østfold, et særegent substrat avsatt marint i kvartærtida i et begrenset geografisk område. Skjellsanda gir svært høye pH-verdier og er i grunnlendte områder grunnlaget for en svært rik flora, der det for øvrig er fattig berggrunn. Kolbjørnsvikområdet i Aremark er kort nevnt av Bjørndalen & Brandrud (1989c) på grunnlag av opplysninger fra Breien (1933), men ikke undersøkt. Ifølge O. Stabbetorp (pers. medd.) er området muligens bedre representativt for skjellsandbetinget kalkfurskog enn reservatet Enghaugberget i Onsøy, samt at nærliggende områder generelt bør undersøkes nærmere.

I sum synes dette å være en type som har fått rimelig god vernedekning. Med tanke på kalkfurskogens generelt høye verneverdi og store variasjon mht forskjellige utforminger, bør det gjøres opp status over i hvilken grad kjente lokaliteter som ikke er vernet til nå, blir sikret på andre måter (kommunale nøkkelbiotoper, hensyn innenfor skogbruket). Det kan også ha blitt oppdaget nye lokaliteter, eller det kan ha tilkommet ny kunnskap om truede arter på kjente, usikrete lokaliteter.

Høgstaudegranskog (LR - hensynskrevende)

Skogtypen krever tilførsel av nærings- og oksygenrikt sivevann og har sin utbredelse i boreale granskoger. Den kan dekke større liser, men er oftere konsentrert til belter langs bekker, bunnen av søkk etc. Typen er ofte representert, men med liten arealandel innenfor reservater. Høgstaudegranskogen er ofte knyttet til fuktige brannrefugier som har lang kontinuitet, ofte med en rik vedlevende soppflora med mange rødlistearter. Typen kan også huse en rik epifyttisk lavflora. Dette er for øvrig en viktig skogtype innenfor våre bekkeløfter (se nedenfor).

Siden skogtypen ofte opptrer på såpass fin skala, lar det seg ikke gjøre å lage noen direkte statistikk på hvor godt den er fanget opp. Det er likevel klart at den med sine næringskrav er dårlig representert i reservater på hovedsakelig sur berggrunn og at typen fortsatt er underrepresentert som følge av at det er et underskudd på rike og produktive skogtyper.

Rik sumpskog (EN – sterkt truet)

(Svartorsumpskog er behandlet under edellauvskog. Her omtales rik sumpskog dominert av gran eller boreale lauvtrær.) Dette er en samlegruppe for rike vegetasjonsutforminger på overgangen mellom myr og tresatt fastmark, kjent for svært stor økologisk variasjon og høyt artsmangfold for et stort antall organisme-grupper (f.eks. Rudqvist 2000). Større og sammenhengende sumpskoger, intakte overfor grøfting og flatehogst, er blitt sjeldne. I forhold til flatehogst er typen spesielt utsatt fordi de aktuelle arealene sjelden eller aldri har vært utsatt for skogbrann og derved er habitat for et stort antall kontinuitetsbetingete arter, mange av dem rødlistete (men se Segerström et al. 1994).

Slike skoger har ofte unike økologiske forhold og artssammensetning og anbefales sikret. Gransumpskog har nylig blitt utredet i forbindelse med prosjektet "Miljøregistreringer i skog" (R. Økland et al. 2000). Her anbefales "at man, dersom man ønsker å ta vare på det biologiske mangfoldet i skog, sikrer alle intakte sumpskoger på næringsrik grunn og et representativt utvalg av øvrige sumpskoger mot grøfting og andre irreversible inngrep". I Sverige har det vært satset spesielt på denne naturtypen, med en egen sumpskogsinventering (Rudqvist 1999).

Tilsvarende som for høgstaudegranskog opptrer rik sumpskog oftest på en finere skala enn størrelsesnivå for verneområder og vil derfor forekomme mer fragmentarisk innenfor rikere og fuktigere barskogsreservater. Større arealer, i den grad de finnes, er sannsynligvis underrepresentert som følge av at det fortsatt er et underskudd av rike og produktive skogtyper innenfor verneområdene.

Som et spesialeksempel skal nevnes en østlig utforming langs større elver i Hedmark, bl.a. Glomma, som består av blandingskog eller grandominert kog med sterkt innslag av lauv, og som delvis står i forbindelse med gråor-heggeskog nærmere elveløpet. Ofte er det mosaikker mellom flere vegetasjonstyper. Her kan det inngå sjeldne karplantearter som kåltistel, skogsøtgras og trillingstarr (jf Often & Wischmann 1995, Often et al. 1998). Denne type sumpskog nær elver synes å øke mot de østligste delene av Østlandet på grunn av roligere topografi enn områder lenger vest, hvor det oftere er et skarpere skille mellom elvesletter

med mer utpreget flommarksvegetasjon og skrånninger med fastmarksvegetasjon (A. Often, pers. medd.).

Rik sumpskog vil forhåpentligvis være blant de viktigste typene som sikres på mindre arealer i forbindelse med bl.a. biologisk mangfold-kartlegging i kommunene og hensyn i skogbruket. Det er likevel viktig at ulike utforminger av typen med sitt høye artsmangfold blir tilstrekkelig representert innenfor naturreservater. Innenfor større arealer vil sumpskogen være bedre sikret mot naturlige katastrofer som vindfelling og nedsatt luftfuktighet.

6.2.2 Edellauvskog

Norge var tidlig ute med fylkesvise verneplaner for viktige og sårbare naturtyper, herunder edellauvskog (jf Md 1977). Verneplanene for edellauvskog hadde et fundament som ga de skogbruksfaglige vurderingene en sterk vekt (Korsmo 1974a). Verneplanene for edellauvskog ble utarbeidet og de fleste også vedtatt på slutten av 1970- og begynnelsen av 1980-tallet (jf Fylkesmannen i Aust-Agder 1977, Fylkesmannen i Hordaland 1980, osv.). Imidlertid har det siden den gang skjedd en betydelig kunnskapsøkning om verneverdig edellauvskog, og flere fylker har i brev til DN påpekt behov for supplering av verneplanene. Videre er det etterhvert en betydelig dokumentasjon på at edellauvskog huser særlig mange sjeldne og sårbare biosamfunn/habitater/miljøelementer og rødlistearter. De rikeste lokalitetene kan huse over 40 rødlistearter bare av jordboende sopper (Brandrud 1999) eller av vedboende biller (Bakke 1999). De rikeste skogtypene er meget sjeldne i norsk og nordisk sammenheng, og flertallet av vegetasjonstypene i edellauvskog er vurdert som true (Aarrestad et al. 2001).

Man kan si at Norge var "forut for sin tid" med fokus på vern av true og sårbare naturtyper på 1970-tallet, på den annen side var vi kunnskapsmessig for tidlig ute til å fange opp disse lokalitetene som i dag er kjent som "hot spots" for et svært rikt artsmangfold. Men hvor mye ble egentlig fanget opp?

Nasjonalt verdifulle forekomster av biologisk mangfold (hot spots)

Hvis man gjør en verdivurdering med vekt på biomangfold (jf DN 1999b), kan anslagsvis 60 av de 172 etablerte edellauvskogsreservatene betegnes som nasjonalt verdifulle (dvs nasjonalt verneverdige). Dette er lokaliteter med særlig høy konsentrasjon av rødlistearter (inkludert akutt true/sårbare arter), eller med et høyt potensiale for slike gjennom konsentrasjon av viktige miljøelementer/"rødlistehabitater" (tabell 6.1). Denne verdivurderingen er nærmere begrunnet i mer detaljerte beskrivelser fra enkelte fylker (se vedlegg 6.1).

Ut fra de kartleggingene av biomangfold som er utført de siste årene, er det grunn til å anta at det må være i størrelsesorden ytterligere 150-300 nasjonalt verdifulle lokaliteter som ikke er vernet (tabell 6.1). Det må understrekes at dette er grove anslag basert på data fra noen kommuner/regioner, og at dette datagrunnlaget i løpet av kort tid sannsynligvis vil bli betydelig bedre pga pågående kartlegging/miljøregistrering (se utdyping i vedlegg 6.1). Om vi (foreløpig) aksepterer dette grove

Tabell 6.1

Anslag over nasjonalt verdifulle (nasjonalt verneverdige) edellauvskogslokaliteter som er vernet og ikke-vernet etter naturvernloven. Antall nasjonalt verdifulle vernet lokaliteter baserer seg på revurdering av verdier for biomangfold i verneplanene (jf vedlegg 6.1). Anslag for ikke-vernede lokaliteter er basert på kommuner der kartlegging av naturtyper er kommet så langt at det går an å plukke ut særlig viktige områder (reine gråor-heggeskoger er holdt utenfor). Verdivurdering er basert på kriterier i DN's håndbok 13 (DN 1999b). Assessment of nationally valuable broad-leaved deciduous sites which are protected and non-protected, respectively. The number of valuable protected sites is based on re-assessment of values for biodiversity in the protection plans (cf appendix 6.1). The assessment for non-protected sites is based on municipalities where mapping of nature types is sufficiently advanced to allow selection of particularly important sites. Value criteria are based on DN Handbook 13 (DN 1999b).

| | totalt antall edellauvskog reservater | nasjonalt verdifulle reservater | anslåtte nasjonalt verdifulle ikke-vernede områder |
|-----------------|---------------------------------------|---------------------------------|--|
| Hedmark | 2 | 2 | - |
| Oppland | 8 | 2 | - |
| Buskerud | 6 | 1 | ca.5 |
| Oslo & Akershus | 13 | 2 | ca.10 |
| Østfold | 9 | 3 | ca.5 |
| Vestfold | 13 | 4 | ca.10-15 |
| Telemark | 15 | 3 | ca.15-25 |
| Aust-Agder | 12 | 2 | ca.30-50 |
| Vest-Agder | 22 | 6 | ca.20-40 |
| Rogaland | 22 | 7 | ca.15-30 |
| Hordaland | 16 | 15 | ca.15-30 |
| Sogn & Fjordane | 1 | 1 | ca.20-40 |
| Møre & Romsdal | - | - | ca.10-20 |
| Sør-Trøndelag | 15 | 5 | ca.5 |
| Nord-Trøndelag | 18 | 4 | ca.5 |
| Nordland | 1 | 1 | - |
| sum | 172 | ca.60 | ca.150-300 |

(minimums-)anslaget, innebærer det at de etablerte reservatene trolig har fanget opp anslagsvis 20-30% av de biomangfoldsmessig mest verdifulle edellauvskogslokalitetene i Norge.

De ulike fylkene kommer nokså forskjellig ut (**tabell 6.1**). I fylkene med de mest grundige forundersøkelsene til reservatplanen (f.eks. Sør-Trøndelag, jf Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 1981) ser det ut til at omtrent 50% eller kanskje mer av de nasjonalt verdifulle lokalitetene er fanget opp, mens i Aust-Agder er mindre enn 10% fanget opp (se **vedlegg 6.1**). En ser også av tabellen at vernebehovet er størst i "edellauvskogfylkene" Aust-Agder og Vest-Agder, dernest på Vestlandet.

Som det framgår av **vedlegg 7.1** om rødlistearter (kap. 7), vil nasjonalt verdifulle hot spots fange opp langt fra alle rødlistearter – heller ikke alle akutt truede og sårbare arter. I tillegg til slike hot spots vil det bl.a. være behov for å dekke opp komplementære arealer som fanger opp ulike sett med rødlistearter og sårbare biosamfunn og miljøelementer.

Ut fra kjennskap til habitatkrav hos rødlistearter, samt pågående kartlegging og miljøregistrering av sjeldne og sårbare naturtyper og miljøelementer, kan følgende typer hot spots eller særlig viktige "rødlistehabitater" skilles ut (for nærmere dokumentasjon, se **vedlegg 6.1**):

- *Oseaniske, gamle alm-askeskoger* på Vestlandet (mest Hordaland; i "regnskogsbeltet"). Ansamling av rødlistete lav- og mosearter (rikkbarksamfunn), herunder en rekke norske

ansvarsarter. Trolig viktig også for rødlistete vedboende sopper (i hvertfall i nordvendte almelier i fjordstrøk), samt vedboende insekter. Lite vernet (2-3 lok.).

- *Gamle styve/lauvingshager med grov alm, ask og eik* på Vestlandet. Ansamling av rødlistete lav- og mosearter (rikkbarksamfunn), herunder en rekke norske ansvarsarter. Viktig også mht rødlistete vedboende sopper, samt vedboende insekter. Lite vernet (2-3 lok.).
- *Rike linde-hasselskoger på rasmark*, særlig i indre fjordstrøk av Vestlandet, men også Sørlandet-Oslofjordsområdet. Ansamling av rødlistete, jordboende sopparter (gjelder også rike hasselkratt utenfor lindens utbredelse bl.a. i Møre og Romsdal). Trolig ansamling av rødlistete, vedboende insekter. En del vernet (> 10 lok.).
- *Kalklindeskoger* i Oslofjordområdet. Ansamling av rødlistete, jordboende sopparter, særlig mange akutt truede (E) og sårbare (V) arter (5 lok. >10 E + V-arter, jf **figur 7.1**), flere norske ansvarsarter. Også ansamling av sjeldne og rødlistete karplanter og vedboende biller. Lite vernet (3 lok.).
- *Rike eik-lindeskoger på amfibolitt og gabbro* i Agder-Telemark. Ansamling av rødlistete sopparter (særlig jordboende; 4 lok > 30 rødlistearter, jf **figur 7.1**), flere norske ansvarsarter. Også ansamling av sjeldne og rødlistete karplanter, stedvis svært viktig for rikkbarkssamfunn, særlig på eik (lungeneversamfunn). Lite vernet (3-4 lok.).
- *Boreonemorale-sørboreale, gamle eikeblandingsskoger* i Agder-Telemark. Edellauvskogsutposter med eikekjemper,

grove ospelæger, grove lindesokler, gammel lønn, m.m. Ansamlinger av rødlistete vedboende biller/insekter generelt, samt vedboende sopp. Ansamling av moser og lav knyttet til rikbarksamfunn, samt viktige skorpelav-samfunn knyttet til eik. Lite vernet (3-5 lok.).

Lista er sortert med de vestnorske først, for å antyde at de oseaniske rødliste hot spots sannsynligvis er de mest særpreget norske typene, og at vi har et særlig internasjonalt ansvar for å ta vare på disse. En kan merke seg at alle disse "rødlistehabitatene" (med unntak av rasmarks-linde-hasselskogene) nesten helt har falt utenfor vernearbeidet hittil, og at det neppe for noen av disse er vernet mer enn 5 lokaliteter. Mao, de edellauvskogs-lokalitetene som huser flest rødlistearter, er med få unntak ikke vernet (jf figur 7.1).

Representative utforminger

Konsentrasjoner av truede og sjeldne arter (biomangfold hot spots) kan mangle i en del typer edellauvskog, slik at disse ikke blir fanget opp ved ensidig fokus på de største ansamlingene av rødlistearter. Disse må fanges opp ut i fra behovet for å dekke opp representative utforminger av de viktigste edellauvskogs-typene. Dette dreier seg i hovedsak om truede vegetasjonstyper (jf Aarrestad et al. 2001), men kan også gjelde typer som på landsbasis ikke er truet, men som kan være sterkt fragmentert i visse regioner. Her kan det være en særlig utfordring knyttet til relativt artsfattige utforminger som blåbærikekog, som gjerne inneholder få sjeldne og sårbare elementer. Slik blåbærikekog forekommer f.eks. som noen få, små, men sikkert gamle "øyer" i et sterkt beitepåvirket lynghei- og furuskogslandskap i ytre Rogaland og Hordaland. Slike forekomster er rimelig godt dekket opp i verneplanen for Rogaland (Fylkesmannen i Rogaland 1979), mens det i Hordaland kun er fanget opp ett slikt område (på Stord; Fylkesmannen i Hordaland 1980).

Vi har ikke hatt muligheten til å gå inn på en nøyaktig tall-analyse av mangler mht representative utforminger, da den type kunnskapssammenstillinger i stor grad mangler pr. i dag. I og med at enkelte av vegetasjonsutformingene knapt var kjent og beskrevet da verne-planregistreringene ble gjennomført (jf bl.a. Aarrestad et al. 2001), må en regne med at hvert fylke har behov for en viss supplering (se nedenfor om de enkelte, truede vegetasjonstypene). Det er til sammen 10 vegetasjonstyper av edellauvskog som er vurdert som truet (Aarrestad et al. 2001; i tillegg kommer flere, viktige "undertyper"/utforminger av alm-lindeskog, se nedenfor). Vi antar at et absolutt minimum av representativitetsbehov vil være å sikre (minst) ett område av hver type innenfor hvert fylke (eller hver vegetasjonssone innenfor hver landsdel). Her vil ikke alle typer forekomme i alle fylker, og noen typer vil være dekket opp i eksisterende verneområder, men vi anslår et absolutt minimumsbehov til å være størrelsesorden 50-100 områder.

Størrelsen på edellauvskogsreservatene varierer betydelig, fra en gjennomsnittsstørrelse på 19 daa i Oppland, til 363 daa i snitt for Hordaland. Hvis vi tar utgangspunkt i en arealstørrelse på 100 daa, vil et minimumsbehov på 200-400 verneområder representerer et arealbehov på 20-40 km². Det er imidlertid en del indikasjoner på at størrelsen på edellauvskogsreservatene ofte

har vært for små til å fange opp viktige biomangfoldverdier (det er dokumentert behov for utvidelse av en del reservater, jf bl.a. vedlegg 6.1). Hvis vi antar en mer ønskelig, gjennomsnittlig arealstørrelse på 200 daa, vil et minimumsarealbehov være 40-80 km². Hvis en hovedmålsetting med vern vil være å fange opp områder som skogbrukets miljøtiltak vanskelig kan dekke, vil dette i stor grad sannsynligvis dreie seg om biomangfold hot spots på over 50-100 daa (se kap. 7).

Blåbær-bøkeskog (hensynskrevende – LR)

Bøkeskog har, med sin svært begrensede arealutbredelse i Norge, alltid vært ansett som noe eksotisk, og flere av lokalitetene har hatt høy status som naturdokumenter siden før verneplanenes tid. Ti verneområder er listet opp av Aarrestad et al. (2001), de fleste i Vestfold hvor treslaget har sitt naturlige tyngdepunkt. Dette gir en rimelig god dekning. Skogtypen er av de vanligste i Mellom-Europa, og den norske bøkeskogen utgjør således en nordlig utpost. Både treslaget selv og flere av dets følgearter, bl.a. mange sopparter, har således her sine randpopulasjoner. Disse kan fungere som viktige genbanker for spesielle arveegenskaper knyttet til evnen å kunne vokse nær treslagets økologiske grenseområde.

Interessante er også områder hvor arten vokser dels holtvis i blanding med gran og hvor de to artene synes å være i en kampsone med hverandre (jf Bendiksen 2000). Bøken synes ikke å ha nådd sitt endelige utbredelsespotensiale og antas fortsatt å være under aktiv spredning på bl.a. granas bekostning (jf Lindquist 1931, Kielland-Lund 1981). Møtesteder for bøk og gran (ofte med rikt innslag av også andre lauvtrær) representerer dermed et svært dynamisk skogsystem (jf Björkman 1996, 1998) og har stor naturfaglig interesse, særlig med sikte på langsiktige økologiske studier. Per i dag er ikke noe slikt område vernet i Norge, men sannsynligvis vil iallfall en slik lokalitet bli vernet under region Øst-Norge i nær framtid. Det gjelder Korpen i Larvik som dekker denne overgangssonen (Haugset & Whist 1997).

Lågurtbøkeskog (VU – noe truet)

Skogtypen, som er blåbærbøkeskogens økologiske parallell på rikere grunn, har liknende utbredelse som forrige type, men dekker mye mindre arealer og er dermed også oppført i en høyere truetetskategori. Også denne typen er likevel representert (fragmentarisk) i 10 edellauvskogsreservater (Aarrestad et al. 2001). Som for blåbærbøkeskogen vil overgangstyper mot granskog være representert i Korpen ved Larvik (Haugset & Whist 1997).

Lågurteikeskog (VU – noe truet)

Typen opptrer oftest som fragmenter i fattigere blåbærikekog. De rikeste utformingene forekommer på rik berggrunn (amfibolitt- og gabbro-rygger) og finnes meget sjelden i Agder og Vest-Telemark. I tillegg forekommer også noen ytterst få bestand på kalk (i Grenland, jf Aarrestad et al. 2001). Lågurteikeskog forekommer imidlertid også på marine avsetninger, gjerne som kantskoger langs kulturelandskapet. Den sistnevnte typen representerer overganger mot hagemarksskog og er truet av tilgroing og utarming pga opphørt hevd. Både de rike amfibolitt(-kalk)-typene og de lundpregete skogene på løsmasser er i liten grad dekket opp i verneplan, verken når det gjelder represen-

tativitet eller sjeldne elementer. Førstnevnte har tidligere vært lite kjent eller kartlagt. Velutviklet lågurteikeskog er fanget opp i noen få reservater i Telemark og Vest-Agder (Aarrestad et al. 2001), men ingen av disse har indikasjoner på å være blant de aller rikeste mht biomangfold (jf Heggland 2000). Typen inngår fragmentarisk også i enkelte reservater i Aust-Agder (se **vedlegg 6.1**). Til sammen kan det konkluderes at lågurteikeskog i liten grad er dekket opp i verneområder.

Lågurteikeskog er et meget viktig "rødlistehabitat" idet vegetasjonstypen huser en rekke regionalt sjeldne og rødlistete arter, både når det gjelder karplanter, sopp, lav og (vedboende) insekter (se **vedlegg 7.1**). Således huser de rikeste lokalitetene f.eks. over 40 rødlistearter av sopp (**figur 7.1**). Bare to av de 15 soppmessig rikeste "hot spot"-lokalitetene av lågurteikeskog er vernet (jf **vedlegg 7.1**). Vegetasjonstypen er også svært viktig for regionalt sjeldne lav innenfor lungeneversamfunnet, særlig i forsuringsområdene på Sørlandet, der dette elementet i stor grad er knyttet til gammel eik og nesten bare i områder med rikere berggrunn (Y. Gauslå, pers. medd.; Y. Hannevik, pågående MiS-registreringer). Videre er det meget store ansamlinger av rødlistete insekter knyttet til gammel eik, delvis registrert på lågurtmark (jf bl.a. Bakke 1999 fra Skultrevassåsen NR), men her er det ikke kjent hvor mange arter som eventuelt er avhengig av rik lågurtskog.

Rikt hasselkratt (EN – sterkt truet)

Hasselkratt har vært lite fokusert på i verneplanarbeidet, og det er få større, representative forekomster som er vernet. Hasselforekomstene kan være meget gamle (hasselkratt "dør aldri"), og kan representere viktige kontinuitetselementer i landskapet (jf Brandrud & Bendiksen 2002). Særlig viktig er hasselkrattene i utpostområder, der disse gjerne representerer de eneste gjenværende restene av varmetidas edellauvskoger, f.eks. på indre Østlandet og deler av Møre og Romsdal og Trøndelag. I andre områder vil nok rike hasselkratt med følgearter i noen grad være dekket opp innenfor reservater dominert av andre edellauvskogstyper. En del utforminger er (sterkt) kulturpåvirket, og er i dag truet av tilgroing (bl.a. av gran) som følge av opphørt hevd (opphørt beite, slått, m.v.).

Vegetasjonstypen er viktig habitat for sjeldne og rødlistete arter, både vedboende på grov, gammel hassel (sopp, epifytiske lav, inkludert oseaniske rødlistearter, insekter), samt jordboende arter på kalkrikt jordsmonn (karplanter, mykorrhizasopp).

Alm-lindeskog (LR – hensynskrevende)

Alm-lindeskog er i utgangspunktet relativt godt dekket opp innenfor reservatplanene, med en rekke reservater f.eks. i Hordaland og Vest-Agder. Imidlertid er alm-lindeskog en vid kategori, som inkluderer flere meget artsrike utforminger med høye ansamlinger av rødlistearter som i meget liten grad er dekket opp. De viktigste er:

- *Kalklindeskog* i Oslofjordsområdet. Meget høy ansamling av rødlistearter av sopp (inkl. mange E+V-arter) og trolig også insekter (se **vedlegg 6.1**). Viktig også for sjeldne/rødlistete karplanter. Kun tre av et titalls nasjonalt viktige områder er vernet.
- *Eik-lindeskog på amfibolitt* i Agder-Telemark. Overgangstype

mot lågurteikeskog med dennes artsinventar og ansamling av rødlistearter (se lågurteikeskog over). Meget få lokaliteter vernet.

- *Oseaniske, gamle alm(-aske)skoger* på Vestlandet (mest i Hordaland, i "regnskogsbeltet"). Ansamling av rødlistete lav- og mosearter (rikbarkssamfunn), herunder en rekke norske ansvarsarter. Trolig viktig også mht rødlistete vedboende sopper og insekter. Meget få vernet. Gamle lauvings/styvingshager er inkludert her. Disse oseaniske rødlisteelementene er sannsynligvis vel så mye knyttet til de neste vegetasjonstypene som til denne (se nedenfor).
- "*Lindeurskog*" i ulike landsdeler. Lindeskogen kan oppnå ekstremt lang skoglig kontinuitet, og mange bestand er sannsynligvis 5000-7000 år gamle rest-forekomster fra varmetida. Det er imidlertid meget få slike lindeskoger som har bevart et gammelskogspreg. Disse har en svært spesiell fauna av vedboende (rødlistete) insekter knyttet til grove, hule lindeskoger og høystubber (Hanssen & Hansen 1998). Meget få slike bestander med utpreget gammelskogspreg er vernet (men jf Lindalen i Aust-Agder). Mangelen på gammelskog er f.eks. godt dokumentert mht edellauvskogsplanen for Telemark (Heggland 2000).

Det er behov for en nærmere kartlegging og vurdering av de spesielle "rødlistehabitatene" i alm-lindeskog. Særlig gjelder dette oseaniske typer.

Gråor-almeskog (LR – hensynskrevende)

Typen omfatter fuktige, mer boreale edellauvskogsutforminger, og kan i stor grad betraktes som utpostlokaliteter. De boreale, høgstaudepregete almeskogene er godt dekket i edellauvskogsplanene for Trøndelag og indre Østlandet. Dette er eneste edellauvskogsutforming som forekommer i mange av disse områdene, og her antas at både hensynet til representativitet og sjeldne utforminger/arter er ivaretatt. Det er imidlertid meget liten dekning på Vestlandet og i Oslofjord-Telemark-området. På Vestlandet vil nok mange edellauvskogsutforminger i "regnskogsbeltet" som er rike på rødlistete rikbarkslav og moser, falle inn under denne vegetasjonstypen (se vurdering ovenfor). Dette gjelder også elementer av mer kulturpåvirkete styvingshager. Disse regnskogsutformingene er nesten ikke sikret innenfor verneområder (med unntak av det nylig opprettede Geitaknottane NR). Gråor-almeskog er viktig habitat også for rødlistete vedboende sopp og insekter.

Or-askeskog (VU – noe truet)

Typen har en forholdsvis stor regional variasjon, herunder en betydelig variasjon i kulturpåvirkning, og det er usikkert i hvor stor grad mange av de ulike utformingene er kulturbetingete sekundærskoger (jf Aarrestad 2001). Ofte har askeskogene i dag et tett krattpreg pga tilgroing. Typen er representert i flere verneområder fra Oslofjorden langs kysten til Møre og Romsdal, men det er usikkert i hvilken grad disse reservatene dekker hensynet til representativitet og sjeldenhet.

De askedominerte typene har generelt en usikker status mht biomangfold og rødlistearter. Forekomster av sjeldne og rødlistete epifytiske lavararter er godt dokumentert i forbindelse med askedominerte styvehager (jf Gaarder & Haugan 1998), og de

gamle styvetrærne er nok ofte bærer av et rikbarkselement som tidligere fantes i den opprinnelig mer grovokste og mer åpne askeskogen. Oseaniske askeskoger/styvehager med velutviklet rikbarksflora/lungeneversamfunn er i meget liten grad sikret ved vern.

Rik sumpskog (EN – sterkt truet)

Denne rike svartor, gråor, dunbjørk, svartvier-istervier eller grandominerte sumpskog, hvorav førstnevnte utforming kan klassifiseres som edellauvskog (for boreale typer, se kap. 6.2.1). Vegetasjonstypen betraktes som sterkt truet pga utstrakt grad av grøfting og annen drenering, samt betydelig grad av hogst og annen kulturpåvirkning, slik at bestandene i dag ofte representerer gjengroingsstadier. Det finnes i dag få, intakte forekomster med gammelskogspreget.

Det forekommer en del rødlistete moser i svartorsumpskog, knyttet bl.a. til svartorsokler og sumpjord (jf Aarrestad et al. 2001), men for øvrig er det dokumentert relativt få rødlistearter i forhold til andre typer edellauvskog. I forhold til biomangfold er særlig interesse knyttet til de mest kalkrike utformingene, som bl.a. har en meget spesiell karplanteflora med sjeldne og rødlistete arter som myrtelg, vasstelg, knottblom, skogsøtgras og sprikesøtgras. Trolig er dette et av de viktigste rødlistehabitatene i skog mht karplanter. Velutviklede myrtelg-utformingene opptrer ofte i overgangen mellom rik svartorsumpskog og rike viersumper langs kalkrike innsjøer. Slik "kalksump-vegetasjon" er sikret i enkelte naturreservat i indre Oslofjordsområdet (Nesøytjern NR, Dælivann NR, Hersjøen NR), men typen er så vidt sjelden og truet at alle intakte forekomster bør sikres fra et biomangfoldsynspunkt.

Svartorsumpskog generelt er fanget opp som et element i en del edellauvskogsreservat samt våtmarksreservat, men større, ikke-grøftede lokaliteter med gammelskogspreget er ikke vernet. Pågående naturtypekartlegging indikerer at det i mange områder ikke finnes slike, og at naturtypen må sikres primært som "restaureringsbiotoper" og eventuelt som hagemarksskog. Det er behov for en nærmere registrering og dokumentasjon av potensielle verneobjekter.

Varmekjær kildelauvskog (CR – akutt truet)

Den mest kjente utformingen av denne typen er snelle-askeskog, dominert av skavgras, i tilknytning til kilder, bekkekanter etc. På Vestlandet opptrer en liknende slakkstarr-svartorutforming. Disse utformingene dekker ofte små arealer og er sterkt truet av omdisponering og drenering. Den østlige snelle-askeskogsutformingen synes relativt godt dekket opp i verneområder (jf Aarrestad et al. 2001), mens den vestlige utformingen knapt er dekket. (Det finnes muligens elementer av denne vegetasjonstypen i svartorsumpskogen i Hystad NR på Stord).

Typen er lite utredet når det gjelder biomangfold, men elementer av den sjeldne riksumpvegetasjonen diskutert ovenfor kan inngå i kildepreget svartorsumpskog, med rødlistearter som vasstelg og knottblom.

Svartorstrandskog (EN – sterkt truet)

I likhet med de rike sumpskogene diskutert ovenfor, er svartorstrandskogene preget av betydelig kulturpåvirkning, med

hyppig grøfting, og betydelig hogstpåvirkning. Ofte er de ytre delene av strandskogene rene gjengroingsstadier fra tidligere beitefuktenger/strandenger. Intakte forekomster er meget sjeldne, og alle vegetasjonsmessig rikere, større utformingene av slike bør kartlegges og sikres i sin helhet. Noen få er sikret som edellauvskogsreservater (ca 8, jf Aarrestad et al. 2001), og noen få er inkludert i våtmarksreservater på havstrand.

6.2.3 Boreal lauvskog

Nordlig høgstaudeskog (LR - hensynskrevende)

Denne typen er en økologisk parallell til øvrige høgstaudeskoger, men floristisk skilt ved forekomst av en rekke kontinentale arter med østlig utbredelse. Tresjiktet er dominert av bjørk og grønnvier. Skogtypen finnes bare i indre Troms og Finnmark med tyngdepunkt i Karasjøen og Tana (elvedalene til Karasjøen, Anarjøen og Tana).

Verneplanen for rik lauvskog i Troms og Finnmark er ikke ferdigbehandlet, men typen synes ikke å være inkludert blant verneforslagene som omfatter Øst-Finnmark (Svalastog 1994). Derimot inngår den "i nasjonalparker i Troms og Finnmark" (Aarrestad et al. 2001) (inkl. Øvre Anarjøen nasjonalpark, S. Sivertsen, pers. medd.).

Gråseljekratt (VU – noe truet)

Vegetasjonstypen er sørøstlig og begrenset til Øst-Norge opp til ca 350 m o.h. Den er per i dag ikke sjelden rundt innsjøer, på elvesletter og innlandsdeltaer. Vassdragsreguleringer, forbygninger og drenering er viktige trusselfaktorer, men det er ikke kjent i hvilken grad typen eventuelt har gått tilbake. En annen sak er at gråseljekratt tilhører en artsrik gruppe flommarksskog som aldri har blitt systematisk vurdert i forhold til vern av representative lokaliteter, siden typen egentlig faller utenfor de tidligere verneplanene for skog. Gråseljekratt synes først og fremst å ha kommet med innenfor våtmarksreservatene, jf eksempler hos Aarrestad et al. (2001).

Gråseljekratt er ofte det elementet på elveslettene som har vært utsatt for minst kulturpåvirkning (jf bl.a. Brandrud 1998b).

Siden typen er artsrik og ofte dekker relativt små og avgrensede arealer, er det grunn til å regne med at den også vil kunne bli sikret på en del lokaliteter i regi av biologisk mangfoldkartlegging i kommunene og kommunale forvaltningstiltak langs vassdrag (jf Bendiksen & Bakkestuen 2000, 2001). Det vil være spesielt viktig å sikre gråseljekratt langs vernet vassdrag som ikke utsettes for ny eller endret regulering.

Typen vil kunne sees i sammenheng med en mer systematisk og forbedret vernesatsning av gråor-heggeskog, som er omtalt nedenfor.

6.3 Andre skog- eller naturtyper

6.3.1 Barskog

Oseaniske lågurtfuruskoger

Dette synes å være en av de enkelttypene som er aller dårligst dekket av skogvernet til nå. Den er beskrevet som en egen oseanisk lavlands-utforming (B1b) hos Fremstad (1997), hvor det kan inngå arter som f.eks. bergflette, kristtorn og kusymre. Typen har en rik mose- og soppflora og trolig også insektfauna.

Totalt sett er antallet oseaniske barskogsreservater langs vestkysten lite. Analyse av vernet areal i to vestlandsfylker indikerer at man både har mangelfull kunnskap om hva vi har av denne naturtypen og artssammensetning i kjente forekomster, samt at vernet områder har en skjev fordeling av ulike furuskogstyper med favorisering av fattige og mindre konfliktfylte områder. Det er også eksempler på at lokaliteter klassifisert som nasjonalt verneverdige har blitt tatt ut underveis og at områder med lavere verneverdi har kommet med.

Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal er her valgt ut som eksempelområder. Vurderingen er basert på evalueringsnotater av Gaarder (2002), Gaarder et al. (2002), rapport fra Sunnmøre (Holtan 2002) og NINAs fylkesrapporter (Moe 1994, Korsmo & Svalastog 1997). I det første fylket er lågurtfuruskog over hodet ikke kommet med. Drægnismorki i Lustrafjorden, vurdert som nasjonalt verneverdig, ble tatt ut av barskogsplanen på et tidlig stadium, et område som under den nordiske mykologiske kongress i 2000 for øvrig viste seg å ha et stort antall truede sopparter (Brandrud et al. 2001). Rike lågurtskoger med til dels høyt innslag av kalkkrevende markboende sopparter og enkelte karplanter er dokumentert fra flere furuskogslokaliteter i Indre Sogn og Nordfjord, som ikke har blitt vurdert for vern.

I Møre og Romsdal er det en liknende situasjon. Mer typisk rik lågurtfuruskog har ikke blitt fanget opp i barskogsplanen, men enkelte lauvrike utforminger kan være inkludert i edellaavskogsplanen. Holtan (2002) beskriver rike furuskogslokaliteter på Sunnmøre, som fortsatt er rimelig intakte og hvor det dokumenteres betydelige biologiske verdier med mange rødlistete arter. Forfatteren har vurdert ni av dem som nasjonalt verneverdige. Forekomstene er beskrevet som velutviklede og med kontinuitetspreg. Det foreslås 11 nye verneområder på Sunnmøre (inkludert noen tidligere frafalte verneforslag) "for å øke representativiteten ... i forhold til vegetasjonsgeografiske regioner, størrelsen på verneområdene, vegetasjonstyper og viktige områder med hensyn til rødlistearter...". I ti av områdene inngår lågurtfuruskog.

En mindre supplering av verneplanen for Vest-Norge er til behandling nå, med områdene Ørnakken (Møre og Romsdal) og Sandvikbotn (Sogn og Fjordane). Hvis disse blir vernet, vil dette iallfall bedre situasjonen noe, da rik furuskog finnes i begge områdene.

Oseanisk lågurtfuruskog og dessuten fuktige furu-hasselskoger er også spesielt vektlagt i DN-håndboka for det nasjonale kartleggingsprogrammet (DN 1999b).

Olivinfuruskog er en særpreget variant som ikke er nevnt hos Aarrestad et al. (2001). Olivin er en ultrabasisk bergart som huser spesielle floraelementer, med bl.a. den rødlistete brunburkne og spesielle raser av ulike karplanter. Noen av dem er endemiske subtaksa (jf Bjørlykke 1938). Vern kan her gi et høyt konfliktnivå i forhold til bergverksdrift. De største forekomstene i Norge finnes i Møre og Romsdal, hvor også et par lokaliteter ble vurdert for vern uten å komme med, bl.a. den nasjonalt verneverdige Tjoranakkane i Volda. Noen mindre bestander opptre også i Sogn og Fjordane (Nordfjord). Det er ikke vernet noe av denne spesielle furuskogstypen i Norge (jf Bjørndalen, in prep.), og det anbefales sterkt at den må bli representert.

Et element som også falt ut av Vest-Norgeplanen var representasjon av de vestligste utposter av granskog, hvor det høyprioriterte området Romundstad (Møre og Romsdal) falt ut.

I sum er lågurtfuruskogene svært mangelfullt representert blant verneområdene.

Sterkt oseanisk furuskog

Her er skilt ut furuskogene som ligger i sterkt oseanisk seksjon (O3) (Moen 1998), og som strekker seg fra omkring Lindesnes og nord til Lofoten, men med hovedtyngden av arealet på Vestlandet. Den truede vegetasjonstypen purpurlyng-furuskog, som er beskrevet i kap. 6.2.1, er inkludert her.

Moe et al. (1992) beskriver kystseksjonen på Ytre Vestlandet som et generelt sterkt kulturpåvirket område hvor behovet for beitemark førte til nedhogging og brenning av opprinnelig skog, hovedsakelig furuskog, på et tidlig tidspunkt. Området er vintertermofilt uten noe stabilt snødekke eller langvarig frost, og det har et svært humid klima. Selv etter lengre tids gjenvoksning over store arealer er det i dag vanskelig å finne skog av eldre karakter, men det finnes små lommer.

Den særpregete karplantevegetasjonen er beskrevet hos Moe et al. (1992). Utover dette kjenner man også til et ikke ubetydelig antall spesialister av svært truede lav- og mosearter (Størmer 1969, Tønsberg et al. 1996, Jørgensen 1996). Dette gjelder først og fremst sørlige arter som ikke finnes nord for Stad, og ved et utvidet vern av kystseksjonen anbefales således en arealmessig prioritering i forhold til den sørlige delen. Områdene det er snakk om ligger i lavlandet utenfor fjellkjeden og sammenfaller i stor grad med pressområder i forhold til bolig- og veiutbygging. Det har også vært kjente konflikter i forhold til bl.a. oljevirkosomhet, oppdrettsanlegg og kaianlegg. Optimale utforminger oppnås ved nordvendt eksposisjon eller i små søkk med ekstra høy luftfuktighet.

Uttrykket regnskog, best kjent fra de boreale regnskoger i Midt-Norge, er også benyttet for epifyttrike deler av den ytre kystsonen og sonen innenfor (O2, jf Moen 1998). Særlig sterkt kulturpåvirket er Rogaland, slik at størst potensiale for verdifulle lokaliteter befinner seg i Hordaland og Sogn og Fjordane.

Vern bør vurderes styrket ut fra internasjonalt ansvar, generelt utsatt beliggenhet i forhold til inngrep og mange rødlistearter.

Furuskog på brelvsedimenter

En typisk vegetasjonstype i dalbunner på Østlandet er bærlyngbarblandingsskogen på flate moer som består av tjukke løsmasser av glasifluvialt materiale (brelvavsetninger, gjerne finsand). En konsentrasjon finnes blant annet som sandrike furuskoger langs Glomma. Med sin lette tilgjengelighet finnes knapt noe igjen som har bevart noen grad av urørthet. Typen er praktisk talt ikke representert blant vernete områder i denne regionen. Vegetasjonen er artsfattig og tilsynelatende triviell. Likevel kan det skjule seg spesialiteter her. For eksempel har det vist seg at det i denne skogtypen befinner seg en del mykorrhizasopparter som er sjeldne og rødlistete og som helt synes å unngå det som føres til samme vegetasjonstype i grunnlendte bunnmoreneområder (f.eks. noen musseronger og harde piggsopparter). Det er også registrert rødlistete insektarter i slike furumoområder. Typen er uansett særpreget og burde være representert blant verneområdene, selv om verneobjektene i større grad enn ellers vil bli å betrakte som restaureringsbiotoper.

Miljøvernvedlingen hos Fylkesmannen i Buskerud ønsket under utvidet verneplan å inkludere et slikt område for å få denne typen representert på Østlandet. Østside av verneforslaget Ramfoss i Modum ble valgt ut som kandidat, bl.a. fordi det i forhold til omegnen ble vurdert å kunne forsvare en skogbrann (Bendiksen & Svalastog 1999). Det vesentligste av dette delementet er imidlertid tatt ut.

Denne typen synes å ha blitt noe bedre representert i Nord-Norge, med bl.a. vern av Mannsfjordbotn (Nordl.) og Latharimoen (Finnm.). Imidlertid var det tre verneforslag i Troms med bærlyngfuruskog på tjukke løsmasser, hvor det ble framhevet at slik skog praktisk talt ikke er fredet i skogreservater av noen størrelse fra tidligere (DN 1996, Korsmo & Svalastog 2000). Typen har imidlertid også store skogbruksinteresser, og alle områdene ble frafalt. En annen lokalitet i Nordland (Tysfjord), Stuurleandu (Hellemobotn), som er av samme type og med svært høy naturverdi, er overført til behandling i forbindelse med forslag om ny nasjonalpark i området.

I sum har denne typen furuskoger klart mangelfull representasjon blant verneområdene.

Furu-urskog

Bortsett fra Pasvik og nærliggende områder er det aller meste av vår skognatur påvirket i en eller annen form bakover i tid, og gjenværende urskoger finnes bare som små fragmenter, gjensatt i vanskelig terreng, ofte innerst på en skogseiendom langt fra vassdrag eller vei, eller annensteds som følge av tilfeldigheter. Man har gjort forsøk på å fange opp de få gjenværende arealer som er i barskogsplanen, og det vil være viktig å få med gjenstående kandidater.

Særlig urskogspregete furuskoger med rikelig gadd og læger forekommer i dag svært sparsomt. Mangfold og tetthet av rødlistete vedboende sopparter, delvis spesialiserte til denne typen, har vist seg å kunne være svært høy (Hofton 2001).

I de fylkesvise barskogsplanrapportene framgår det at det er kommet med et begrenset antall områder med urskogspreget

furuskog (f.eks. Finnmark: Store Sametti/Skjelvatnet og Gjøkvassneset, Nordland: Forfjorddalen, Blakkådalen og Skjølrlægda og Telemark: Brokefjell). Furuskog av høy alder inngår også i en del av nasjonalparkene (Stabbursdalen, Øvre Pasvik, del av Femundsmarka, Gutulia). Svært gammel furuskog finnes bl.a. også i et par av foreliggende storområdeforslag i Øst-Norge (Trillemarka, Åsen). Hofton (2001) beskriver et område utenfor Gutulia nasjonalpark med større arealer av genuin furuskog, som viser at det fortsatt kan være verdifulle lokaliteter som ikke er kjent. Furu-urskog er dessuten rapportert fra Loartte-Skaekhere (nasjonalparkforslag) i Nord-Trøndelag (Bredesen et al. 2002).

Det beskjedne areal som måtte gjenstå bør sikres, både på grunn av typens sjeldenhet og innhold av svært sjeldne, rødlistete arter, som tilhører taigaelementet.

Lågurtgranskog

Skogtypen er en viktig del av den gruppen rike vegetasjonstyper som ble fastslått å være betydelig underrepresentert i verneplan barskog ved forrige evalueringsprosess (Framstad et al. 1995a). Foruten en rik karplante- og moseflora er lågurtgranskogen kjent for en usedvanlig rik mykorrhizasoppflora, med et stort antall sjeldne arter, mange av dem rødlistete (jf Bendiksen et al. 1998, Bendiksen & Salvesen 1992, Bendiksen, in prep.). Lågurtgranskog, og særlig de aller rikeste utformingene også kjent som kalkgranskog, har med sitt høye artsmangfold stor floristisk variasjon langs lokale og regionale gradienter. Skogtypen er habitat for en lang rekke arter med særlig og sørøstlig utbredelse. Disse finnes først og fremst på næringsrik grunn innenfor det geologiske Oslofeltet. Noen av dem kan også finnes på rik berggrunn i indre fjordstrøk på Vestlandet og i det geologiske Trondheimsfeltet, men av klimatiske og spredningsmessige årsaker er artsrikdommen størst i lavereliggende strøk på Sørøstlandet, spesielt i kombinasjon med kalkrike bergarter fra perioden kambrium-silur. Som eksempel kan nevnes ca 50 rødlistete storsopparter som kun er funnet eller har sterk hovedvekt her. I tillegg har mange arter sitt utbredelses-tyngdepunkt i området. På Hadeland og Toten er det registrert flere ikke-vernete lågurtskoger med størrelsesorden 15-30 rødlistete sopparter. Disse artene har gjerne sitt optimum i overgangstyper mellom kalkfuruskog og lågurtgranskog, og er i noen tilfeller fanget opp i verneområder for kalkfuruskog.

I boreonemoral og delvis i sørboreal sone har vegetasjonstypen et rikelig innslag av edle lauvtrær og med tilhørende varmekjære karplanter, mens den høyere opp går over i en utforming hvor gran kan være svært dominerende. Fra et stykke opp i mellomboreal sone synes fuktigere og kjøligere klima å forårsake en kraftigere råhumusdannelse som gir en noe fattigere vegetasjonsutforming, bortsett fra i skråninger med skredjord og der det konsentreres sigevann. Dessverre er svært lite rik lågurtgranskog fanget opp i edellauvskogsreservater. Med en annen arrondering av disse kunne viktige elementer av lågurtgranskog på skredjord vært inkludert. Slike elementer er for øvrig dokumentert bl.a. fra Eriksrud edellauvskogsreservat på Biri, Oppland (Bendiksen & Korsmo 1996).

Barskogsplanens fase 2 får etter all sannsynlighet med et antall verneområder på næringsrik grunn på Sørøstlandet. De

kjennetegnes ved stor artsrikdom og høy verneverdi, og lågurtgranskog inngår blant flere typer. Her er også inkludert ett område på rike lavbergarter i Asker (Akershus), rike ravineskoger innenfor noen av lokalitetene i Østfold og to lokaliteter (utvidelsesforslag) på eokambriske bergarter øst langs Mjøsa. Fem områder på kambrosilurbergarter i Oslofeltet blir sannsynligvis vernet, hvorav tre av dem vest for og ett i indre Oslofjorden, alle i boreonemoral sone. To av dem (Buskerud: Hurum) ligger tett ved hverandre og er knyttet til verneplan for Oslofjorden (Ofte et al. 1999). Kystområdene er fra før dessuten representert med Rognflauene (Telemark: Bamble). Lengst inn i innlandet ligger Gullerudtjern på Ringerike (Brandrud 1997) (region 19b). De nordlige delene av kambrosilurområdet har kun to barskogsreservater av denne typen, Igelsrud (Oppland: Jevnaker), som delvis ble sterkt ødelagt av hogst i forbindelse med verneplanprosessen i fase 1 (reg. 33b) og Falken (Oppland: Østre Toten) (reg. 28b) som har svært høye kvaliteter, men er svært bratt, med stort innslag av edle lauvtrær og innholdsmessig mindre typisk for de indre områdene. Region 20, Østlandets sentrale barskog- og jordbruksområde, som omfatter de store kambrosilurområdene på Hadeland, Toten og Hedemarken, er fortsatt ikke representert med noen verneområder.

Årsaken til denne noe skjeve representasjonen i fase 2 må tilskrives mangel på gode kandidater i den delen som ikke er dekket. Ingen nye verneforslag av denne kategorien ble utredet, og fase 1 hadde for strenge krav til urørthet for at flere lokaliteter i denne relativt hardt påvirkete sonen ble inkludert. Skogene er fattige på dødved og har stort sett for lengst mistet kontinuitetsaspektet for denne substrattypen. Ikke desto mindre har gammelskogene stor verdi ved bl.a. sin opprettholdte markkontinuitet for jordboende organismegrupper, ikke minst mykorrhizasopp. Det anbefales derfor en nyinventering for å finne fram til de beste kandidatene for vern og satse på restaurering av disse.

Normalt sterk hogstfragmentering i denne typen tilsier at man heller ikke må stille for store krav til størrelse. Det kan spesielt her være viktig å få vernet arealer ned mot det størrelsesnivå hvor man møter øvre grense for areal på enkeltlokaliteter avsatt som ledd i skogbrukets miljöhensyn (jf kap. 10.1).

Det bør også vurderes i hvor stor grad det er behov for å ivareta (særlig) denne skogtypen som skog knyttet til gammelt kulturlandskap og ikke bare naturskog. I Sverige har det vært fokus på verdien av mange av disse lokalitetene som gammel beiteskog, med betydelige verdier knyttet til et relativt åpent skogbilde og langvarig beitepåvirkning (Jordal 1997, se også under kalkfurskog, samt diskusjon hos Noreng et al. 2001). Sopparten svartgubbe, som regnes som utryddet i Norge, er knyttet til denne typen skog (Bendixen et al. 1998).

Dårlig representasjon av lågurtgranskogen må også tilskrives at typen har høyt konfliktnivå, og dessuten at den kom i skyggen av kalkfurskogsplanen som eget satsingsområde, som følge av de sterke truslene mot kalkfurskog i pressområder der det også er andre viktige trusselfaktorer enn skogbruk.

Lågurtskogen er produktiv og ofte lett tilgjengelig, og det er trolig forholdsvis kort tid igjen før de siste gammelskogene som

har har unngått flatehogst og til nå opprettholdt kontinuitet i marksjiktet, også blir hogd.

For de rike granskogområdene i Trøndelag og Nordland utenom arealet for de boreale regnskogene, synes å gjelde samme situasjon som for Østlandet: En del sentrale områder i det geologiske Trondheimsfeltet har sparsom dekning av verneområder, trolig også her som følge av manglende kandidater opprinnelig. Her bør det også vurderes å lempe noe på urørthetskravene og kartlegge nye lokaliteter. For Midt-Norge hører også med at denne type områder under barskogsplanens fase 2 kom noe i bakgrunnen i forhold til den sterke fokuseringen på boreal regnskog.

Noen av de rikeste utformingene (kalkgranskog, DN 1999b) kan bli sikret gjennom det kommunale biomangfold-kartleggingsprosjektet.

Som konklusjon er skogvernet fortsatt mangelfullt for denne skogtypen, både med hensyn til geografisk representativitet og det høye antall rødlistearter.

Boreal regnskog

Boreal regnskog (Trøndelagsfylkene og Nordland) oppsto som begrep etter at verneplan for barskog fase 1 allerede var fullført. Begrepet omfatter en oseanisk naturtype på høyere nivå med mange vegetasjonstyper inkludert, men kjennetegnet av et miljø betinget av konstant høy luftfuktighet i alle sjikt (Holien & Tønsberg 1996) og særlig identifiserbar gjennom en frodig epifyttisk lavflora. Dominerende treslag er gran, eller lauvtrær som gråor, bjørk, osp, selje og rogn. Den geografiske utbredelsen er svært begrenset, fra sørsida av Trondheimsfjorden og nord til Rana.

Norge har her et klart internasjonalt ansvar; det forekommer ikke noe liknende ellers i Europa, og nærmeste paralleller finnes først i helt andre deler av verden, som langs Nord-Amerikas vestkyst, hvor det er helt andre arter som inngår.

Naturtypen utgjorde en av de høyest prioriterte kategoriene til utvidet verneplan, og det har vært nedlagt et stort arbeid med å kartlegge intakte lokaliteter, registrere artsmangfold (inkludert mange rødlistearter) og utrede forvaltningstiltak (jf Holien & Prestø 1995, Prestø 1996a,b, Thingstad 1996, Prestø & Holien 1996, 2001, Gaarder 1997, DN 1997, Storaunet et al. 1998, Rolstad et al. 2001 og Stokland et al. 2002). Innenfor rammene av verneplanens fase 2 i Midt-Norge ble typen også topp prioritert og et større antall lokaliteter med høy naturverdi sikret.

Det er like fullt flere lokaliteter med dokumentert høy verneverdi som har falt utenfor, både som følge av konfliktgrad og begrenset arealramme. Særlig er dette tilfelle for den delen som ligger i Nordland. Her ble blant annet en av de mest verdifulle og spesielle boreale regnskogene som er registrert (Strengvatnet), frafalt. Lokaliteten var vurdert som typeområde og inneholder den muligens rikeste gjenværende forekomst av den direkte truete gullfjelllav i Europa.

Selv om typen etter forholdene kom bra ut i siste runde og mange forekomster for truete arter ble fanget opp, er det viktig

å fange opp mer areal, både som følge av kjente verdier og typens sjeldenhet på verdensbasis. Det siste tilsier at det bør vernes mer areal av typen enn dens arealmessige andel skulle tilsi. En faktor som styrker ytterligere vern er at arealet med gammelskog viser rask nedgang som følge av stor hogstaktivitet.

Bekkekløfter

Dette er også en naturtype på høyere nivå hvor flere vegetasjonstyper inngår, og som kjennetegnes ved konstant høy luftfuktighet og et svært rikt artsmangfold, inkludert mange rødlistearter (jf Haugan et al. 1994, Bratli & Gaarder 1998). Det er en type hvor Norge burde ha et særlig ansvar med hensyn til vår topografi og spesielt velutviklede lokaliteter. Bekkekløftene ble sterkt fokusert også i fase 1 av verneplan for barskog og utgjorde hovedelement i mange forslag til spesialområder, hvorav også mange ble vernet. Dette er imidlertid veldig sterkt konsentrert om de klassiske bekkekløftene i Gudbrandsdalen, kjent for sitt "huldreplanteelement" (Berg 1983a,b, Often 1991, Korsmo & Svalastog 1994a). Noen av bekkekløftene i dette området ble også vernet som følge av rike forekomster av huldrestry eller andre lavarter.

Mange av kløftene er hot spots for rødlistearter og samtidig klart truet av skogsdrift. Det er kjent flere lokaliteter med høy verneverdi som ikke er sikret også i de andre landsdelene og i øvrige østlandsfylker. Noen tidligere verneforslag er falt ut eller amputert som følge av høy konfliktgrad. Et nylig funn av en til nå uregistrert kløft, intakt i hele sin lengde i forhold til moderne hogtsinngrep og med en størrelse på ca 2 km², indikerer at det fortsatt trengs inventeringer.

Bekkekløftene representerer et svært særpregede og artsrikt naturelement, som også trenger oppfølging i den videre verneprosessen.

6.3.2 Bjørkeskog

Den typen skogvegetasjon som til nå i størst grad har falt utenfor reservatplanene er bjørkeskogene, som verken hører hjemme i kategoriene edellauvskog, barskog, myr eller våtmark. Noe areal har likevel kommet med "på kjøpet", ikke minst i forbindelse med vern av høyereliggende barskogsområder. Den vernekategori som sterkest har tatt opp i seg større bjørkeskogsarealer er nasjonalparkene. Problemet er likevel at dette vernet har blitt tilfeldig i forhold til den store variasjonen vi har av ulike typer, og ikke er basert på systematisk faglig utvalgelse. Unntak er våre nordligste fylker hvor det i stedet for edellauvskogsplan er en fylkesvis verneplan for rike lauvskoger. Planen for Troms og Finnmark skal være slutført i 2005, mens planen for Nordland, som omfattet en kombinasjon av edellauvskog og rik boreal lauvskog, ble vedtatt i 2000. Videre har kalkbjørkeskoger blitt vurdert i forbindelse med kalkfuruskogsplanen, men dette utgjør relativt sett svært små arealer. Denne undertypen samt nordlig høgstaudekog (se ovenfor) inngår blant truede vegetasjonstyper (Aarrestad et al. 2001).

Den store økologiske variasjonen er en følge av at bjørkeskogstypene er representert langs hele fuktighetsgradienten (jf Økland & Bendiksen 1985) med oseaniske paralleller mot vestkysten.

Variasjonen gjenspeiles for eksempel i en rekke undertyper hos Fremstad (1997). Ikke minst er høgstaudebjørkeskogene svært artsrike og produktive. De har imidlertid vid utbredelse, og bare nordlig høgstaudekog, omtalt ovenfor, er skilt ut som truet vegetasjonstype hos (Aarrestad et al. 2001). Bredden av bjørkebeltet varierer fra null til mange hundre meter, beskrevet av bl.a. Moen (1998), jf også Odland et al. (1992). Den vertikale utstrekningen er størst i bratt lende med mye snø.

Kystbjørkeskogen under nordboreal sone langs vestkysten består for en stor del av sekundær skog (Tanninen et al. 1994). Denne har oppstått gjennom gjenvoksning av tidligere åpne arealer, som var menneskeskapt i form av tidligere avvirkning av naturlig furuskog, beite og slåtter. Bjørka vandrer fortsatt inn i lyngheier og gamle beitemarker. En spesiell utforming her er bjørkeskog i sterkt oseanisk seksjon (Moen 1998), betinget av svært humide forhold, tidligere beiting, med trær av varierende alder og ofte beskyttet sørlig til vestlig eksponert beliggenhet i tilknytning til bergvegger og en skogbunn hvor det er store blokker. Noe furu og edle lauvtrær kan inngå. Denne typen har en helt særpregede lavflora av fattigbarksarter, hvorav mange er rødlistete. Det er bl.a. kjent et lite antall spesielt velutviklede hotspot-lokaliteter. Typen er ikke beskyttet gjennom Levende Skogs standarder i forhold til bartreplanting tilsvarende som for edellauvskog, og den er ved sin beliggenhet i tilknytning til pressområder også truet på andre måter.

Norge har her et internasjonalt ansvar for bjørkeskogen. Nord-Fennoskandia (Norge, Sverige, Finland og Kola-halvøya) utgjør kjerneområdet for denne typen skog, og Norge har den klart største arealandelen av den. Mer flekkvis finnes det bjørkeskog også i Skottland, på Island og Grønland og i et område på vestsida av Uralfjellenes nordlige del (Aas & Faarlund 2000). Andre bjørkearter danner fjellbjørkeskoger i østlige deler av det boreale barskogsområdet (bl.a. Kamchatka, deler av de japanske øyer, deler av Himalaya og Kaukasus). I Norge utgjør fjellbjørkeskogen i følge NIJOS 1/7 av det totale skogarealet.

Det internasjonale ansvaret og behovet for representativ dekning av verneområder er diskutert allerede av Aas (1972). Særlig vektlegges at nasjonalparkene ikke dekker opp de oseaniske bjørkeskogene, verken i Nord- eller Sør-Norge. Nasjonalparkene er stort sett begrenset til indre strøk, i enten høytliggende eller nordlige fjell- og viddeområder. Forhåpentligvis vil den nordnorske lauvskogsplanen være med på å rette på dette i nord. For Sør-Norge påpeker Aas (1972) at "et bjørkeskogsreservat på vestkysten, samt et med særlig bredt bjørkebelte i indre fjordstrøk bør ettersøkes,- og prioriteres høyt". Behovet for representativt vern av bjørkeskogen ble på nytt bragt fram av Aas (1989) og Faarlund & Aas (1991), med konkret forslag om en egen verneplan for bjørkeskoger. Igjen påpekes særlig sterkt at bjørkeskog langs kysten og i skråninger i indre fjordstrøk er svært dårlig dekket innenfor verneområder. Aas (1989) påpeker at svært mye av mønsteret ved arbeidet med barskogsplanen bør kunne overføres til en tilsvarende landsplan for vern av bjørkebeltet, med blant annet mål om at typeeksempler fra hele det nordeuropeiske bjørkebeltet blir tatt vare på i samarbeid med våre naboland.

Til nå har bjørkeskogene vært nedprioritert i vernearbeidet fordi de har vært ansett som relativt sett mindre truet enn barskog og

edellauvskog, spesielt siden de har vært tillagt liten eller ingen økonomisk verdi i forhold til skogbruket og stort sett heller ikke har ligget i områder med sterkt arealpress. Menneskets utnyttelse av bjørkebeltet var langt mer arealomfattende i tidligere tider, spesielt i den tida setringen var mest aktiv, på 1700- og 1800-tallet. Da var den nedre fjellbjørkeskogsgrensa maksimalt nedpresset både av klimatiske og kulturelle årsaker, og i de mest intensive setringsområdene var bjørkeskogen i praksis fjernet. Bjørka ble ryddet til beite, nyttet som ved, og blad og unge skudd ble beitet. Store områder med ung og rettstammet bjørkeskog på vei tilbake vitner fortsatt om dette.

Også i dag benyttes en del arealer i bjørkebeltet til landbruksformål (bl.a. grasproduksjon, beite, større fellesetre), men omfanget er mindre enn før, og menneskets bruk av bjørkeskogen med tilhørende setervoller har også vært årsak til spesielle beitebetingete utforminger med et særpreget biomangfold som til dels har verneverdi i seg selv (Jordal 1997). En viktig påvirkningsfaktor med hovedvekt i Nord-Norge er reinbeiting, som sterkt endrer artssammensetningen i bunnsjiktet, men hvis øvrige effekter er lite studert (jf Tanninen et al. 1994).

Det er også andre trusselfaktorer (jf Wielgolaski 1997). Større arealer har blitt berørt gjennom siste halvdel av 1900-tallet som følge av kraftutbygging, og lokalt har bergverksdrift vært viktig endringsfaktor som trolig vil berøre nye områder i framtida. En type inngrep som øker i omfang, er hyttebygging (jf Taugbøl et al. 2001), som er i ferd med å bli viktig inntektskilde for stadig flere kommuner. Nye skisentre og alpinanlegg bygges i økt tempo.

Det økende presset mot fjellbjørkeskogene sammenholdt med tidligere tiders utnyttelse gjør at det begynner å haste med å gjøre opp en status og verne viktige lokaliteter. Det er fortsatt mulig også utenfor nasjonalparkene å sikre intakte fjelldaler. Med hensyn til de lavereliggende kystbjørkeskogene langs hele vestkysten er treslagsskifte og planting av bartrær et problem, med desimering av stadig mer av det naturlige bjørkeskogsarealet (jf Aas 1989, Hausner 2001).

Fjellbjørkeskogen avviker fra sine parallelltyper i barskogen på flere måter. Klimaet blir kjøligere, og synkende artsdiversitet er dokumentert for mange organismegrupper (jf Stokland 1994). Som følge av at det sure barstrøet er byttet ut med bjørkestrø som har mer basisk reaksjon, blir imidlertid undervegetasjonen rikere på urter, gras og bregner i forhold til lyngdominansen på ellers tilsvarende berggrunn (jf Hesselman 1926, Nordhagen 1943). Bjørkestrøet gir sparsommere dekning av mose og lav. Blant annet dette medfører andre økologiske betingelser og grunnlag for at en rekke arter i ulike organismegrupper finner sitt hovedhabitat her, jf diskusjon hos Odland et al. (1992), som nevner bl.a. spurvefugl, biller sommerfugler og årevinger. Prøvetakinger av soppmygg viser at denne gruppen er særlig artsrik i fjellbjørkeskog (Søli 1994). Blant kryptogamene synes spesielt mykorrhizasoppene å ha en del arter spesialisert til fjellbjørkeskogen (Bendiksen & Bendiksen 1993). Mange er trolig fortsatt ubeskrevet. Kystbjørkeskogene er for denne gruppen enda dårligere kjent.

Bjørkeskogen har også interesse i forbindelse med klimatiske svingninger. Bjørk og furu dekket mye større landområder før

granas innvandring, og rekonstruksjon av skogsgrensa til ulike tidsepoker beskriver naturlige temperaturendringer (jf Aas & Faarlund 1988, 2001). Ett scenario for hvordan resultatet kan bli hvis det mildere klimaet vi har fått siden slutten av 1980-tallet fortsetter, er en relativt dramatisk soneforskyvning oppover, hvor bl.a. dagens nordboreal sone delvis innhentes av mellomboreal sone, mens en del av arealene som i dag er lavalpine vil utvikle seg til å bli nordboreale (Holten 1990).

Det ville være av stor faglig interesse om det var mulig å sikre noen sammenhengende bjørkeskogsarealer, og kombinert med andre skogtyper, som kunne strekke seg fra fjord til fjell. Arter av ulike organismegrupper kunne få uhindret bevegelsesrom (jf Hågvar 1994), og ved hjelp av transektmetodikk kunne arter av ulike organismegrupper overvåkes med jevne intervaller. For et fattigområde har man oppnådd dette i reservatet Røykeneselva like nord for Skibotn i Troms (DN 1996). Verneområdet utgjør en lang ligradient fra fjorden til snaufjellet med til sammen ca 640 meters høydeforskjell, hvorav ca. 300 meter furuskog.

Bjørkeskogene er sentrale i overvåkingssammenheng gjennom TOV-prosjektet (Terrestrisk naturovervåking) (jf T. Økland et al. 2001: 4).

Som konklusjon anbefales at det settes i gang en egen utredning for å finne ut i hvilken grad bjørkeskogene er tilfredsstillende tatt vare på i nasjonalparker og andre verneområder. Spesielt bør det legges vekt å få representert et tilstrekkelig antall lokaliteter i kyststrøk med den nødvendige økologiske variasjonen i forhold til temperaturgradient, oseanitetsgradient og lokale gradienter i fuktighet og næring.

6.3.3 Annen boreal lauvskog

En stor del av øvrig boreal lauvskog representerer yngre suksesjonstrinn, enten etter hogst eller gjengroing av gamle kulturlandskap, eller som lauvbrenner etter skogbrann. Unntak kan være deler av de ofte velutviklede lauvskogene på løsmasser langs vassdrag, deretter lauvskoger som danner endestadium i ustabile rasmarker, ikke minst ospeskoger. Generelt har boreale lauvskoger i lavlandet blitt svært stemoderlig behandlet i vernesammenheng, siden de har falt utenfor de typevise verneplanene. I en nordisk statusrapport (Tanninen et al. 1994) er denne skoggruppen omtalt som følger:

Til de boreale skogenes naturlige dynamikk hører et lauvskogsstadium, med rikelig innslag av døende og døde trær. Lauvnaturskogene er viktige livsmiljøer for truede arter knyttet til lauvved og de utgjør også et berikende innslag i områder dominert av barskog. Som følge av skogbrukets påvirkning har lauvnaturskogene minsket sterkt eller forsvunnet innenfor deler av det nordiske skoglandskapet. Forekomsten av lauvnaturskoger, framfor alt primære lauvnaturskoger, bør kartlegges, og de mest verdifulle av de som er igjen vernes.... På lengre sikt bør andelen vernet lauvskog økes i hele barskogsregionen.

Lavereliggende bjørkeskoger langs vestkysten er omtalt under bjørkeskoger.

Gråor-heggeskog og annen flommarksskog

(Gråseljekratt er behandlet ovenfor.)

Strengt tatt faller denne typen skog delvis utenfor kategoriene i verneplanene, men har likevel blitt inkludert i edellavskogplanen. Bortsett fra for Trøndelag (se nedenfor) synes den her å ha hatt en svært lav status i selskap med mer "eksotiske" vegetasjonstyper. En gjennomgang av de opplistete lokalitetene (DN 1995) for verneområder i region Øst-Norge viser at bare 7 gråor-heggeskoger er vernet som del av edellavskogplanen, i noen tilfeller bare som en av flere typer. Hedmark har i denne sammenheng falt helt ut, siden fylket ikke har hatt noen edellavskogplan. Typen er også representert i noen områder på Vestlandet.

Generelt på landsbasis antas imidlertid at flere velutviklede forekomster er vernet under våtmarksplanene, selv om de med få unntak ikke framgår av opplistinger og ofte heller ikke av beskrivelsene i fylkesmennes utkast til verneplaner (jf skogrike elveavsnitt av Gudbrandsdalslågen (Fremstad 1985) og rike utforminger i Dokkedeltaet naturreservat (Bendiksen & Bendiksen 1996)). Siden sterkeste fokus i våtmarksplanen oftest har vært fugl, har nok flommarksskoger noen ganger vært en mer tilfeldig gratispassasjer. I mange slike reservater er det for øvrig tillatt med vedhogst.

Ikke minst Trøndelagsfylkene er kjent for større arealer med velutviklet flommarksvegetasjon på mektige avsetninger av sand, grus og rullestein langs hovedelvene. Her inngår bl.a. mandelpilkratt, gråor-heggeskog, gras-urterik pionerskog og ulike sumpkogstyper. Økoforsk ved Fremstad & Bevanger (1988) inventerte de to fylkene, og det ble framlagt et utkast til en egen verneplan for flommarksskog av DN (1991). En viktig bakgrunn for satsing på denne naturtypen var at denne typen arealer var blitt drastisk redusert de siste 10-15 årene, og at en rekke former for inngrep truet restbestandene, særlig hogst og oppdyrking, forbygning og veitbygging. Åtte av tolv lokaliteter anbefalt av DN ble vernet som del av edellavskogplanen i 1993.

Tilsvarende er det dokumentert verneverdier for flommarksskoger langs Gudbrandsdalslågen (Fremstad 1985), hvor noen lokaliteter har blitt sikret gjennom våtmarksplanen, og langs Glomma i Hedmark (Wold 1991, Fremstad 1998). De fylkesvise verneplaner for rik lauvskog i Nord-Norge, som også inkluderer denne type skog, er delvis ikke ferdigbehandlet (jf kap. 6.3.2).

Flommarkskogene opptrer i et natursystem med ofte sterk dynamikk med periodevise oversvømmelser, påleiring av sedimenter og ofte skiftende elveløp. Følgelig har de stor variasjonsrikdom, og de er også dokumentert med et høyt biomangfold.

Gråor-heggeskog kan på gunstige steder utvikle seg til klimaksskog på 30-40 år (Fremstad 1997), og et stort antall av lokalitetene er sannsynligvis betydelig kulturpåvirket et stykke bakover i tid. Totalt sett kan skogtypen likevel ha lang kontinuitet innenfor et område. Flere utforminger er beskrevet (jf Kielland-Lund 1981). Rikelige mengder død ved er typisk. Gråor-heggeskog er kjent for sitt store artsmangfold av ulike organismegrupper (f.eks. Kausrud 1995), inkludert mange rødlistearter. Langs Alna-vassdraget i Oslo var 8 av 18 rødlistearter

soppartner knyttet til skogtypen (Bendiksen & Bakkestuen 2000). Skogtypen er kjent for svært høye tettheter av spurvefugl (Moksnes 1974, Sæther 1980, jf Fremstad & Bevanger 1988, samt Pedersen 2000).

Gråor-heggeskog er blant annet også rikelig representert i ravinedaler (jf Haugset et al. 1996), særlig i områder med marin leire. Store ravinelandskaper ble utviklet etter istida, ikke minst i Trøndelag, på Romerike og i Østfold. På grunn av omfattende bakkeplanering med store statstilskudd har det opprinnelige arealet blitt sterkt redusert fra omkring 1970, og som landskapstype er ravinelandskap i dag å betrakte som truet (Erikstad 1991). Skogtypen her er ofte sterkt kulturpåvirket og ofte preget av blant annet beiting og vedhogst. På Østlandet har leirbakkeravinene gjerne storbregne- og høgstauderik gråor-heggeskog i bunnen, granskog i nordvendte dalsider og ofte innslag av edellavskog i sørvendt helling.

Som konklusjon er disse skogtypene klart underrepresentert innenfor dagens skogvern, noe ujevnt med hensyn til ulike geografiske regioner.

Øvrige typer

Viktige treslag i de suksesjonsbetingete boreale lauvskogene er bjørk, osp, selje og rogn. Spesielt seine lauvskogsjoner har stor betydning for artsmangfoldet og mange arter som i dag er truede. Denne typen er mangelvare over store områder, men vil ha potensial for betydelig økning i framtida, både ved naturlige foryngelse i reservatene og som resultatet av økte miljøhensyn innen skogbruket. Spesielt viktige i denne sammenheng er de store reservatene hvor branner kan få forløpe fritt. Betydningen av naturlig brannndynamikk for artsmangfoldet er nærmere omtalt i kapittel 5.1.

I ustabile miljøer vil boreal lauvskog også kunne utgjøre et endestadium. I rasmark eller andre blokkrike områder utenfor edellavskogssonen vil de boreale lauvtrærne kunne dominere, ofte i et svært variert miljø med bergvegger, ur, små kløfter og sig, noen ganger med et høyt antall gamle lauvtrær og mye dødved. Slike områder er som regel svært artsrike for et stort antall organismegrupper.

Boreale lauvtrær kan også opptre som dominerende treslag i boreonemorale sone. Av spesiell verdi i forhold til sjeldne og rødlistete arter er sannsynligvis de boreonemorale til sørboreale ospeskogene, som opptrer som mer eller mindre stabile mosaikker med edellavskog og granskog, gjerne i tilknytning til rasmarker og kløfter. Undersøkelser av nøkkelbiotoper i særlig rike boreonemorale områder som f.eks. Drangedal i Telemark, viser at opptil halvparten av de sjeldne og rødlistete, vedboende soppartene her er knyttet til gammel, grov osp (Gaarder & Blindheim 1999). Tilsvarende er disse bestandene svært viktige for flere andre organismegrupper, bl.a. insekter (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002), og karakteristisk er også spesielle mose- og lavsamfunn knyttet til rikbark (Gustafsson & Eriksson 1995), særlig det såkalte lungeneversamfunnet med sjeldne og rødlistete lavararter.

Denne typen skog har til nå falt nesten helt utenfor mht vern. Der den har blitt inkludert i verneområder, har dette skjedd oftest

skjedd tilfeldig. Det finnes flere kjente lokaliteter med høy verneverdi, og her trengs også en inventeringsinnsats for identifisering av ukjente verneobjekter som åpenbart finnes.

6.4 Oppsummering av vernebehov for skog- og naturtyper

Truete vegetasjonstyper i følge offisiell liste (Aarrestad et al. 2001):

- Det trengs en oppdatering og betydelig utvidelse av edellauvskogsvernet, dels som følge av ny biologisk kunnskap, dels på grunn av ny kunnskap om lokaliteter med høy verneverdi som ikke var tidligere kjent. Særlig er linde-hasselskog, samt oseaniske alme- og askedominerte "regnskoger" nevnt som typer hvor vi har et særskilt internasjonalt ansvar.
- Øvrige typer bør suppleres ut fra påviste mangler. Blant annet har vernet av skogtyper som ofte opptre arealmessig mer fragmentarisk i landskapet, spesielt rik sumpskog og høgstaudegranskog, blitt noe tilfeldig.

Øvrige naturtyper eller vegetasjonsutforminger som er truete, samt typer som er underrepresentert innenfor verneområdene:

- Oseaniske lågurtfurskoger er svært mangelfullt dekket til nå.
- Rike lågurtgranskoger, særlig på kalkrike bergarter i lavlandet, er underrepresentert (se også kap. 7).
- Boreal regnskog i Midt-Norge og sterkt oseaniske furskoger på Vestlandet er naturtyper hvor Norge har et helt spesielt ansvar, noe som tilsier at vernet bør økes.
- Fattige furskogstyper på breenveder er svært dårlig representert, særlig i Sør-Norge.
- Fjellbjørkeskog og lavereliggende bjørkeskog utenfor granas utbredelsesområde trenger en systematisk kartlegging i forhold til vernesituasjonen. Spesielt innenfor nasjonalparkene har mye fjellbjørkeskog blitt vernet, men kunnskapen er dårlig mht hvordan ulike bjørkeskogstyper er representert.
- Boreale lauvskog, inkludert flommarkskog og ravineskog, samt ulike typer blandingskoger (bør-lauv), er klart underrepresentert som følge av at de har falt utenfor de temavise verneplanene til nå.
- Bekkekløfter har trass i store verneverdier i liten grad blitt vernet utenfor Gudbrandsdalsregionen.
- Furu-urskog er en svært sjelden type som bør vernes de få stedene den finnes. Her finnes fortsatt noen svært verneverdige lokaliteter som ikke er sikret.

Vedlegg 6.1: Edellauvskog – vernestatus

Dette vedlegget til kapittel 6 presenterer en del nyere undersøkelser for edellauvskog. Siden edellauvskoger er særlig viktige for rødlistete arter i Norge, kan det være interessant å belyse i mer detalj hva som er status for verneverdiene for disse skogtypene.

Aust-Agder

Aust-Agder er kjernefylke for edellauvskog, og det er de siste årene foretatt omfattende registreringer av edellauvskogen i deler av dette fylket (jf bl.a. Fjeld et al. 1999, Brandrud 2002a, Brandrud et al. 2002, Solvang 2002), slik at området er egnet for en "case study" av status for verneplanen i lys av dagens kunnskap.

I Aust-Agder er det 12 edellauvskogsreservater (**tabell 6.2**). Med unntak av Skiftenes i Grimstad (353 daa) er dette alle små til relativt små reservater. Gjennomsnittsåreale for reservatene er 92 daa. Av de 12 lokalitetene som ble vernet, ble 5 gitt høyeste verdivurdering (***) i forbindelse med forarbeidene til verneplanen (Korsmo 1974a, Fylkesmannen i Aust-Agder 1977). Etter denne tid er imidlertid vektleggingen/kriteriegrunnlaget for verdisetting endret, samtidig som kunnskapen om biomangfold og sjeldne/sårbare habitater har økt betydelig.

Etter kriteriene i den pågående naturtypekartleggingen – med vekt på biomangfold og rødlistete arter – er det ut fra beskrivelsen av verneområdene (Korsmo 1974a, jf **tabell 6.2**) samt supplerende registreringer, trolig kun to lokaliteter som kvalifiserer til høyeste verdivurdering med nasjonal verdi (Urdalen ved Seljestøl i Froland, Solvang 2002; Lindalen i Dåsvasdalen i Evje & Hornnes kommune, jf Brandrud 2002a).

Ny kunnskap om nasjonalt viktige lokaliteter

Kunnskapsgrunnlaget var nokså begrenset på begynnelsen av 1970-tallet. Aust-Agder var et av de fylkene som var først ute med å vedta verneplan for edellauvskog, og registreringene forut for denne var mindre omfattende enn i mange andre fylker. Tilfanget av lokaliteter som ble vurdert som verneverdige i Aust-Agder var 33, og dette dannet prioriteringsgrunnlaget i verneplanen (Korsmo 1974a, 1976). Fram til slutten av 1990-tallet var f.eks. de svært rike edellauvskogene i Søndeled i Risør og i området Tvedestrand-Dypvåg overhodet ikke kjent og registrert mht naturverdi og biomangfold (jf bl.a. Brandrud & Fonneland 1999).

I forbindelse med den pågående naturtypekartleggingen er det i hver av de ferdig kartlagte kommunene på Sørlandet registrert 50-70 lokaliteter som er vurdert som "Viktig" eller "Svært viktig" i biomangfold-sammenheng (jf Brandrud et al. 2002, Brandrud 2002a). Innenfor de 11 kommunene som er godt forspent med rik edellauvskog i Aust-Agder (Risør, Tvedestrand, Arendal, Grimstad, Lillesand, Birkenes, Evje & Hornnes, Bygland, Froland, Åmli og Gjerstad), kan man anslå at minst 500 edellauvskogslokaliteter vil/bør bli inkludert som viktige biomangfold-lokaliteter i naturtype-kartleggingen. Denne kartleggingen vil neppe fange

Tabell 6.2

Nøkkeldata for de 12 edellauvskogreservatene i Aust-Agder. Reservater med behov for utvidelse (R. Sævre, fylkesmannen i Aust-Agder, pers. medd.): utv. = x/xx Skogtyper: Al-Li = alm-lindeskog, Sv = svartorsumpskog, Eik = eikeskog (mest blåbærtype, fragmenter av lågurtskog), Bøk = blåbærbøkeskog, Ask = askeskog. Verdivurdering: *** = nasjonal verdi (svært verneverdige bestand), ** = regional verdi (meget verneverdige bestand). verdi 1975 = verdivurdering verneplan. verdi 2002 = verdivurdering benyttet i naturtypekartlegging i disse kommunene, basert på kriterier i DN-håndbok 13. skjøtsel: x = er utarbeidet skjøtelsesplan, har vært foretatt noe skjøtsel. Key data for 12 broad-leaved deciduous reserves in Aust-Agder. Reserves in need of enlargement (R. Sævre, County Governor of Aust-Agder, pers. com.): utv = x/xx. Forest types: Al-Li = elm-lime/linden, Sv = alder swamp, Eik = oak (mainly billberry type, fragments of low herb forest), Bøk = billberry beech, Ask = ash. Value assessment: *** = national value, ** = regional value. verdi 1975 = value assessment in original conservation plan, verdi 2002 = value assessment in recent mapping of nature types in these municipalities, based on criteria in DN Handbook 13. skjøtsel: x = management plan developed, some management conducted.

| lokalitet | kommune | areal | utv. | skogtyper | verdi | | truede/sjeldne arter | | gml trær død ved | skjøtsel | |
|------------|-----------|-------|------|---------------|-------|------|----------------------|-----------------|---------------------|----------|--------|
| | | | | | 1975 | 2002 | sopp | kar- planter | | | insekt |
| Bjorvatn | Birkenes | 63 | - | Al-Li, Sv | ** | ** | 1(5-10) | xx | ? | noe | - |
| Røvmyrås | Lillesand | 55 | - | Eik, Al-Li,Sv | ** | ** | 2(5-10) | (x) | ? | noe d.v. | - |
| Skiftenes | Grimstad | 353 | x | Eik, Al-Li | *** | ** | 8 | - | ? | noe g.t. | x |
| Sæveli | Grimstad | 101 | x | Eik, Al-Li,Sv | *** | ** | 4 | - | 2 | lite | x |
| Skarsdalen | Grimstad | 61 | x | Eik | ** | ** | 9 | - | ? | lite | x |
| Søm | Grimstad | 76 | x | Bøk | ** | ** | 12 | - | 17 | lite | x |
| Hammartj. | Risør | 25 | x | Sv | *** | ** | 0 | - | ? | lite | x |
| Lindalen | Evje | 134 | xx | Al-Li | *** | *** | 3(10-20) | xxx | mye? | mye | - |
| Lunde | Gjerstad | 39 | - | Al-Li, Ask | ** | ** | 2(5-10) | xxx | ? | lite | - |
| Navatn | Gjerstad | 149 | - | Eik, Al-Li | ** | ** | 0(5-10) | xx | ? | noe g.t. | - |
| Eikåsen | Froland | 36 | - | Eik, Al-Li | ** | ** | 0(5-10) | xx | ? | lite | - |
| Urdalen | Froland | 18 | xx | (Eik,) Al-Li | *** | *** | 25 | xx | ? | lite | (x) |

opp alle viktige lokaliteter. I forbindelse med skogbrukets miljøregistreringer vil et betydelig høyere antall lokaliteter/miljøelementer bli registrert.

Pr. 01.01.02 er Grimstad, Risør, Froland og Evje & Hornnes ferdig naturtype-kartlagt, mens kartleggingen i Tvedestrand er langt kommet, dessuten foreligger endel data fra Arendal. Til sammen er det i disse 6 kommunene registrert 21 lokaliteter med nasjonal verdi og i tillegg 9 lokaliteter som preliminært er gitt nasjonal/regional verdi. Av disse 30 lokalitetene er kun to vernet som naturreservat (Urdalen NR og Lindalen NR, se over) og ett er foreslått som barskogsreservat (Haugsjåknipen i Froland). Av de resterende 27 var kun 4 kjent som verdifulle naturobjekter før biomangfold-kartleggingen kom i gang på slutten av 1990-tallet. Verdivurdering og dokumentasjon for disse lokalitetene foreligger som faktaark som foreløpig ikke er offentlig tilgjengelig (jf bl.a. Brandrud 2002a for Evje & Hornnes, Brandrud et al. 2002 for Grimstad, Solvang 2002 for Froland, Svalheim 2001; alle som upublisert manuskript).

Med disse 6 kommunene har man kanskje registrert i størrelsesorden halvparten av edellauvskogsarealene i fylket, men sannsynligvis noe mer enn halvparten av de rikeste, kystnære arealene. Totalt kan man ut fra dette anslå at det må være omtrent 30-50 lokaliteter med nasjonal verdi i Aust-Agder, og kun to av disse er vernet etter naturvernloven. Under 10% av de mest verdifulle/nasjonalt viktige edellauvskogene i Aust-Agder er mao sikret etter naturvernloven.

Miljøelementer og sårbare biosamfunn vektlagt i den nye kartleggingen

Verdivurderingen i de siste årenes kartlegging er basert på kriterier angitt i håndbøkene for kartleggings- og miljøregistreringsprogrammene (DN 1999b, Skogforsk/Ld 2001), med vekt på forekomst av rødlistearter, og sjeldne/sårbare miljøelementer/habitater med et høyt mangfold og stort potensial for rødlistearter.

I praksis innebærer dette for edellauvskog i Aust-Agder vektlegging av følgende miljøelementer og spesielle habitater med sjeldne/sårbare biosamfunn:

- rik berggrunn/rikt jordsmonn med forekomst av kravfull vegetasjon (mange sjeldne/rødlistete karplanter og jordboende sopper, sannsynligvis også insekter)
- gamle, grove og hule edellauvtrær og osp, med rikbark/lunge-neversamfunn (mange sjeldne-/rødlistete epifyttiske lav- og mosearter, vedboende sopper og insekterarter, særlig billearter knyttet til hule trær, samt enkelte fuglearter)
- ansamling av død ved og grove læger, og kontinuitet i død ved (mange sjeldne/rødlistete vedboende sopper og insekter)
- bestander med (grov) eik og lind (disse elementene representerer vanligvis ekstrem skoglig kontinuitet, og særlig mange rødlistete (mykorrhiza)sopper og insekter (biller) er knyttet til disse)

I hvilken grad disse "nye" miljøelementene er fanget opp i naturreservatene, drøftes i de følgende kapitlene.

På de nasjonalt verdifulle lokalitetene forekommer som regel flere/alle av disse elementene samlet på ett og samme sted. Som et eksempel kan nevnes at det i Agder-Telemark Skogeierforenings miljøregistreringer i 2001 ser ut til å være en høy samlokalisering av miljøelementene "rikbark" og "rik bakke", dvs. en samlokalisering av rike lungeneversamfunn på eik/alm/lind etc. og rikt jordsmonn og undervegetasjon (Yngvar Hannevik, pers. medd; statistikk under bearbeiding). De rikeste lokalitetene kan ha en ekstrem ansamling av viktige miljøelementer og rødlistearter, med over 40 rødlistete sopparter (se kapittel om rødlistearter), og sannsynligvis i størrelsesorden samme antall av insekter (jf bl.a. registrering av 35 rødlistete biller bare knyttet til grov, gammel eik i Skultrevassåsen barskogsreservat i Drangedal, Bakke 1999).

Hvilke skogtyper er fanget opp i reservatplanen?

Alm-lindeskog (i 9 reservater) og eikeskog (6(7)) er de dominerende skogstypene i de 12 reservatene, dernest svartorsumpskog (4), ask-oreskog (1) og bøkeskog (1) (tabell 6.2). Dette er en tilfredsstillende balanse mellom de viktigste hovedskogstypene i regionen. Det er også en rimelig fordeling på de ulike vegetasjonssonene (jf Moen 1998), med tre reservater i kystnær, nemoral eik- og bøkeskog, 6 i boreonemoral alm-linde- og eikeskog, og 2 utpostlokaliteter med sørboreal alm-lindeskog. Det er imidlertid en underrepresentasjon av de jordsmonns/vegetasjonsmessig rikeste og mest truede utformingene, og det er flere vegetasjonstyper (slik disse er definert i Aarrestad et al. (2001)) som ikke er fanget opp. Ser man på verneplanen i et videre regionalt perspektiv (ut over Aust-Agder), er det dessuten meget få reservater i den nemorale sonen (som bare forekommer i Aust- og Vest-Agder, og såvidt i Rogaland; Moen 1998).

Lågurteikeskog har sannsynligvis et tyngdepunkt i Aust-Agder (jf bl.a. Brandrud et al. 2002). Denne rike typen kan ha en meget høy ansamling av rødlistearter i regionen og er vurdert som sjelden/sårbar (Aarrestad et al. 2001). Typen er imidlertid representert kun som små flekker i verneområdene. Rikere lågurteikeskog med blåveis forekommer såvidt i Eikåsen NR og Urdalen NR, mens de rikeste utformingene ("amfibolitt-eikeskog"; Brandrud et al. 2002), neppe kan sies å være representert (Urdalen har svært rikt jordsmonn, men har mest lind-askeskog innenfor reservatgrensene).

Hvor mye gammelskog er fanget opp?

Mange rødlistearter og sjeldne/sårbare biosamfunn er knyttet til gammel edellauvskog, særlig til (i) gamle, grove (hule) trær (insekter, vedboende sopp), (ii) ansamlinger av død ved og grove læger (insekter, vedboende sopp), og (iii) rikbark (lav- og mosearter; lungeneversamfunn) (jf bl.a. DN 1999b, Skogforsk/Ld 2001). Disse elementene ble i liten grad vektlagt i verneplanen, og er i liten grad representert i reservatene i Aust-Agder.

Gamle, grove edellauvtrær er ikke beskrevet fra lokalitetene, men enkelte grove, hule eiker og linder (særlig viktige rødlistehabitat) er observert i Skiftenes NR og Lindalen NR (Brandrud 2002a, Brandrud et al. 2002). Lindalen er nok det eneste naturreservatet som kan sies å ha naturskogs preg, bl.a. med mye læger (Korsmo 1976, Brandrud 2002a).

Den pågående naturtypekartleggingen og miljøregistreringen indikerer at det generelt er dårlig med gammelskogselementer i edellauvskogen i kyststrøk, med unntak av enkelte "eikekjemper" og gamle lauvingstrær i kulturlandskapet. Derimot er det en del dokumentasjon av ansamling av gamle, grove trær og grove læger fra de indre edellauvskogsområdene (Evje & Hornnes, Brandrud 2002a; Froland, Solvang 2002), og fra tilliggende områder i Vest-Telemark (Drangedal, Gaarder & Blindheim 1999, Heggland 2001b), Øst-Telemark og Vestfold (J. Stokland, pers.medd.). Slike lokaliteter er imidlertid (bortsett fra Lindalen NR) ikke fanget opp i verneplanen for Aust-Agder, mens ett område med noe særlig grov, gammel eik er fanget opp i Telemark (Hellheia NR, Drangedal, se nedenfor).

Når det gjelder rikbark og sjeldne/sårbare lav- og mosesamfunn, foreligger det ingen dokumentasjon fra reservatene.

Behov for utvidelse av reservatgrensene

Etterhvert foreligger det en del data fra tilliggende områder som dokumenterer behov for utvidelse av naturreservatgrensene. For å belyse denne problematikken kan nevnes tre veldokumenterte tilfeller i Aust-Agder:

- Søm NR: Forekomst av noe rikere eikeblandingsskog med flere rødlistearter sør for (bøkeskogs)reservatet (reservatutvidelse foreslått i Verneplan for Søm-Hasseltangen, Solvang 2001)
- Lindalen NR: Forekomst av rik edellauvskog med to rødlistete karplanter (huldremarinøkkel, huldreblom; - ingen rødlistete karplanter innenfor reservatet) og potensiale for endel jord- og vedboende rødlistearter nord for reservatgrensa (Brandrud 2002a)
- Urdalen NR: Forekomst av særlig rik eik- og alm-lindeskog med funn av flere rødlistearter på begge sider av naturreservatet (data fra pågående miljøregistrering og naturtypekartlegging i Froland). Tilleggsarealet er betydelig større enn nåværende naturreservat på 19 daa (Solvang 2002).

Kulturpåvirkning og behov for skjøtsel

Det har fra tid til annet vært hevdet at vern av edellauvskog har ført til en tilgroing og en endring av skogen som neppe var ønskelig ut fra verneformålet, og kanskje også en utarming og tap av biomangfold. Hvordan er status mht kulturpåvirkning og tilgroing/utarming i Aust-Agder?

I Aust-Agder har tre av naturreservatene hatt mer eller mindre preg av hagemarkskog med sannsynligvis langvarig hevd i form av beitepåvirkning og plukkhogst (Søm, Sæveli, Skarsdalen, plukkhogst også ved Hammartjern). På disse lokalitetene ble det også utferdiget skjøtselplaner i verneforslaget (Fylkesmannen i Aust-Agder 1977). Disse skjøtelsesplanene har i vekslende grad blitt fulgt opp (Rune Sævre, pers. medd.). Sæveli NR og Skarsdalen NR er noe lundpregete eikeskoger, der det stedvis kan observeres en viss tilgroing med krattoppslag, samt sivbelter langs bekk pga. (for lengst) opphørt beite og annen hevd (Brandrud et al. 2002). Tilgroingen er likevel beskjeden, og truer neppe (på kort sikt) noen av de sårbare elementene i mangfoldet. Endringene på 25 år har mao vært liten til tross for opphør av tradisjonell hevd, og biomangfold har her neppe gått tapt. I Sæveli NR er det lagt opp til skjøtsel av en del av reservatet. Her er det foretatt tynning, med

bl.a. uttak av en del eik. Det samme gjelder deler av Skiftenes NR, som er en gammel skipstømmerskog.

Disse lundpregete eikeskogene er et karaktertrekk ved f.eks. Grimstad og Arendal (jf Brandrud et al. 2002), og bør i prinsippet ha opprettholdt, tradisjonell hevd, med beite og plukkhogst. Det er lagt opp til plukkhogst i skjøtelsesplanene, men ikke beite. Hvis dette er vanskelig å få til i reservatene, bør man kanskje se seg om etter andre (supplerings)områder hvor det kan være mulig å få til beite – helst lokaliteter med større forekomster av rødlistearter knyttet til denne lundpregerte eikeskogen. Videre bør man gjennom fristilling og pleie forsøke å framelske de gamle, grove, hule eikekjempene som pr. i dag nesten er forsvunnet fra de lundpregete kantskogene, der sikkert slike forekommer tidligere.

I skjøtelsesplanen for flere av de ovennevnte områder legges det opp til et forsiktig uttak av eiketømmer, og en skjøtsel som framelsker rettstammet, oppkvistet tømmerkog ("vanlig forstlig behandling"; Fylkesmannen i Aust-Agder 1977). Fra et biomangfold-synspunkt er ikke dette ønskelig, da slik forstlig skjøttet skog i liten grad vil utvikle (i) sprekkebark med sjeldne lavsamfunn, (ii) hule stammer med rødmold og rødlistete billearter, og (iii) grove læger med rødlistete sopp- og insekter. Det foreslås derfor at målsettingen om optimalisering av tømmerkog tas ut av skjøtelsesplanene, og at det – hvis nødvendig – blir gjort endring i vernereglene som hindrer denne type hogst i reservatene.

Status for Vest-Agder

I Vest-Agder er en ikke kommet så langt med registreringen av viktige edellauvskogsarealer i de ulike kartleggingsprogrammene, og det er derfor ikke mulig å foreta en tilsvarende vurdering av udekket behov som i Aust-Agder. Ifølge registreringene på 1970-tallet (Korsmo 1974a, 1976, jf også Bjørnstad 1971) er det imidlertid like mye av større, rike og velutviklede edellauv-skoger med stort potensiale for viktige biomangfoldelementer i Vest-Agder som i Aust-Agder. En viktig forskjell er imidlertid at langt flere nasjonalt viktige områder mht biomangfold ble fanget opp i verneplanen for Vest-Agder enn for Aust-Agder. Det samlede vernearealet er også betydelig større i Vest-Agder. Dermed må det antas at det udekkete vernebehovet i Vest-Agder er noe mindre enn det i Aust-Agder.

Telemark

Ny kunnskap om nasjonalt viktige lokaliteter

I Telemark synes situasjonen å være mye lik den i Aust-Agder. Her er foretatt nøye biomangfoldkartlegging av edellauvskogsområder i (deler av) Kragerø (jf bl.a. Fylkesmannen i Telemark 2000) og Drangedal (Gaarder & Blindheim 1999, Heggland 2001b, samt miljøregistreringer under utførelse). I disse to kommunene er det registrert 8 nasjonalt verdifulle rike edellauvskogsområder, og i størrelses-orden ytterligere 8 som preliminært er gitt nasjonal/regional verdi. Av disse er kun ett edellauvskogs-reservat (Hellheia NR, Drangedal), mens ytterligere to er barskogsreservat (Knipenheia NR, Kragerø, Skultrevassåsen NR, Drangedal), og ett er foreslått som barskogsreservat (Grønnåsliane, Kragerø). Her er altså et betydelig udekket vernebehov (kun 25% av de mest verdifulle objektene vernet eller foreslått vernet).

Eikekjempene i Drangedal

Pågående kartlegging gir indikasjoner på at visse deler av Agder, Telemark og Vestfold huser Nordens største forekomster av "eikekjemper" i tilknytning til gammelskog (eikekjemper i kulturlandskapet er det nok mest av i Sverige, jf Hultegren et al. 1997). I kyststrøk er slike eikekjemper nesten fraværende, fordi eikeskogen tidligere ble hardt utnyttet til skipstømmer og annet virke. Men i deler av midtre Agder og Vest-Telemark, - på "innerflanken" av eikas utbredelse - har enkelte skogområder gått klar av denne utnyttelsen, og det står igjen rester av mange hundre år gamle eiker. Disse indre utpostlokalitetene av eik opptrer særlig i høydelaget 300-400(-500) m o.h., i det som må betegnes som sørboreal sone. Eika står oftest i blandet bar-lauvskog og kan tjene som eksempel på de store verdiene som er knyttet til boreonemoral-sørboreal blandingsskog i et belte fra Hedrum/Larvik i Vestfold til Evje og Hornnes i Aust-Agder (trolig også noe lenger vestover).

Et av de mer spektakulære eksemplene på slike eikekjemper finner vi i Drangedal, som trolig huser våre største forekomster av "eikekjemper" i gammelskog. Grove, hule, mange hundre år gamle eiker med dimensjoner > 1 m i diameter i brysthøyde er ikke uvanlig her (Gaarder & Blindheim 1999, Heggland 2001b, H. Kiland pers. medd. fra pågående Miljøregistrering i skog).

Til disse kjempene er det knyttet et meget spesielt artsmangfold (jf Hultegren et al. 1997). Således huser f.eks. disse områdene i Drangedal trolig Nordens største populasjon av den akutt truede eikeknivjuken (*Piptoporus quercinus*), og det er også funn av den akutt truede safrankjuken (*Hapalopilus croceus*; 3. funn i Norge; Heggland 2001b, Bendixsen et al. 1998). Insektfaunaen knyttet til slike hule eike-kjemper er helt unik (Hultegren et al. 1997). I Skultrevassåsen barskogsreservat i Drangedal er det f.eks. registrert 35 rødlistete billearter i tilknytning til gamle eiker (Bakke 1999), og Skultrevassåsen er ikke den rikeste lokaliteten på dette elementet i Drangedal (Heggland 2001b).

I den pågående miljøregistreringen i skog i Drangedal er det så langt registrert 271 eikekjemper på over 60 cm i diameter, og hele 47 trær med diameter > 1 m (H. Kiland, pers. medd.). Nær 40% av de registrerte eikekjempene var hule. Til sammenlikning er det fanget opp mindre enn 10 slike eikekjemper i reservatplanen, og noen av disse er knyttet til kantsoner i kulturlandskapet (Heggland 2000). Enkelte eikekjemper står innenfor Hellheia NR (i Drangedal), men her er det flere og større kjemper rett utenfor reservatet, og det er også funnet flere rødlistearter rett utenfor (Heggland 2000).

Eikekjempene i Drangedal står ofte spredt, selv om det er registrert opp til 15-20 kjemper pr. lokalitet (Heggland 2001b, H. Kiland, pers. medd.). Mye ligger også i lavbonitetsområder med skrapskog, såkalte null-områder som neppe vil bli avvirket. Det er derfor et forvaltningsmessig spørsmål om disse verdiene best sikres gjennom naturvernloven, eller om det skal legges inn som miljøhensyn i skogbruksplan etter standardene til Levende Skog (jf kap. 8.2).

Forekomst av gammelskog og rødliste-elementer i reservatene

Det er nylig foretatt en undersøkelse av biomangfold og skjøtselstatus i edellauvskogsreservatene i Telemark, bl.a. med registrering av (epifyttiske) moser/lav, vedboende sopp og biller (Heggland 2000).

Det ble funnet en velutviklet rikbarksflora av moser og lav, bl.a. med lungeneversamfunn i tre av reservatene. I to av de samme (pluss et tredje) ble det også registrert endel sjeldne vedboende sopp, med 4-6 rødlistete arter pr. reservat, men bare et mindretall av disse var knyttet til edellauvtrær (til eik; de andre knyttet til osp og gran). Dette er noe mindre enn i de rikeste edellauvskogslokalitetene f.eks. i Farris-Hedrum-området i Vestfold (J. Stokland, pers. medd.), Drangedal (Gaarder & Blindheim 1999, Heggland 2001b) og Grimstad (Brandrud et al. 2002), hvor det er registrert 8-10(-13) vedboende rødlistesopper pr. lokalitet.

Det er videre foretatt registreringer av billefaunaen i sju reservater (Heggland 2000). Her var resultatene mht totalt antall arter og rødlistearter nokså likt i de ulike reservatene. I fem reservater ble det registrert 11 rødlistete biller, i de to resterende noe mindre. Disse resultatene er i tråd med det som er registrert (med tilsvarende metodikk) i en del ikke-vernete edellauvskogslokaliteter (Stokland i Heggland 2000). Det er altså ikke noe høyere antall rødlistete billearter i reservatene enn i representative edellauvskoger ellers. Det er kjent at det er særlig høye ansamlinger av rødlistete billearter i urskogspreget lindeskog med hule sokler (Hanssen & Hansen 1998) og i grov, gammel eikeskog med hule eikekjemper (Bakke 1999). Ingen av disse habitatene kan sies å være særlig velutviklet innenfor de 12 reservatene (bortsett fra Hellheia NR, som har enkelte eikekjemper).

Basert på Heggland (2000), kan en konkludere med at reservatutvalget virker suboptimalt både når det gjelder rikbarksamfunn, vedboende sopp og (vedboende) biller. Heggland (2000) framfører videre følgende mangler når det gjelder reservatene:

- gammelskog med død ved og grove trær er mangelvare
- typiske forekomster er dårlig representert (5 lokaliteter er høyereliggende/isolerte forekomster)
- større områder mangler nesten helt (dvs de fleste reservatene er svært små)
- kalkrike edellauvskoger med mange kalkkrevende sjeldne/truete arter er lite dekket opp (se **vedlegg 7.1**)

Konklusjonen er at det ser ut til å være et omtrent like stort, udekket vernebehov i de edellauvskogs-rike områdene av Telemark som i Aust-Agder. I Telemark er det 5-6 kommuner som kan ansees som edellauvskogsrike, dvs omtrent halvparten av i Aust-Agder, og det udekkede vernebehovet antas å være omtrent halvparten av det i Aust-Agder.

Vurdering av tilliggende deler av Vestfold

De sterkt kuperte og til dels uveisomme åsområdene ved Farrisvannet og langs Lågendalen i Vestfold og over grensa til Telemark har mye av den samme skognaturen som er omtalt ovenfor fra Drangedal. Her er det registrert betydelige

forekomster av gammel edellauvskog og blandingskog, bl.a. med svært grove og hule linder og eikekjemper (J. Stokland, pers. medd., jf også Lindblad 1996). I Vestfold er det en forholdsvis god vernedekning når det gjelder de regionalt meget viktige bøkeskogene på raet. Utpostforekomster av gammel, grov eikeskog er hittil ikke dekket opp, men vil sannsynligvis i noen grad bli det ved pågående supplering av verneplan barskog. Et eksempel på slik særlig rik gammelskog kan nevnes Jordstøyp i Hedrum (Larvik), hvor det er registrert hele 13 rødlistete, vedboende sopper. Dette området vil nå bli vernet.

Edellauvskog i Oslofjordområdet og indre Østlandet

Når en beveger seg innover Østlandet, blir forekomstene av edellauvskog gradvis færre. Oslofjord-Ringerike-Mjøsa-Gudbrandsdalsområdet ble relativt grundig registrert i forbindelse med verneplanen (Korsmo 1974b, jf også Kielland-Lund 1981), slik at gapet mellom verneareal og vernebehov nok her er betydelig mindre enn i Agder-Telemark-regionen.

Behovet er nok minst og mest oversiktlig i Oppland-Hedmark. Hedmark har ingen egen verneplan for edellauvskog, men har ett edellauvskogsreservat (Rotlia NR i Stange) samt én ekstrem utpost av almeskog sikret i et barskogsreservat (Jutulhogget NR, Alvdal). I tillegg er det i dette fylket registrert en håndfull verneverdige edellauvskogslokaliteter, mest knyttet til sørberg og bekkedaler langs Mjøsa (Korsmo 1974b). Her foreligger det også verneforslag for to områder (jf Holten 2000). Videre er det registrert et par ekstreme utpostlokaliteter knyttet til sørberg i Rendalen og Trysil (Ofte 1997).

I Oppland ble det registrert 9 klart verneverdige områder langs Mjøsa og i Gudbrandsdalen (Korsmo 1974b), og alle disse er vernet (kun ett ble vurdert som nasjonalt verneverdig, og dette er dominert av boreal lauvskog). De fleste av disse dreier seg om sørboreale(-mellomboreale), ekstreme utpost-lokaliteter av alm(-linde)skog, knyttet til sørbergs-rasmarker. I og med at alle de viktigste, kjente lokalitetene er vernet, må man si at utpost-edellauvskogene er betydelig bedre dekket på indre Østlandet enn i Indre Agder/Midt-Telemark og på Nordvestlandet.

Indre Oslofjord-Ringerike må sies å være det innerste området på Østlandet som har noen særlig konsentrasjon av edellauvskog. Regionen er et kjerneområde for kontinental rasmarks-alm-lindeskog som i stor grad er knyttet til de sør- og vestvendte brattkantene av lavaplatåene i kantene av Osloområdet. Noen av de viktigste av disse rasmarksskogene er vernet (Fylkesmannen i Oslo & Akershus 1978, Fylkesmannen i Buskerud 1982), slik at en må si at dette elementet er relativt godt dekket opp.

Et element som ikke er godt dekket opp er kalklindeskoger. Dette er en skogtype med liten arealmessig utbredelse, som overhodet ikke er fanget opp i verneplanene i indre Oslofjord. Disse småbestandene skiller seg floristisk og vegetasjonsmessig lite fra andre lindeskoger, men har en meget høy ansamling av eksklusive rødlistearter, særlig av jordboende (mykorrhiza-sopper (Brandrud & Bendiksen 2002), trolig også av insekter (jf bl.a. Hanssen & Hansen 1998)). Dette elementet er behandlet i **vedlegg 7.1**.

Edellauvskog på Vestlandet

De bratte fjordsidene, særlig indre Boknafjorden, indre/midtre Hardangerfjorden og indre/midtre Sognefjorden, har meget store arealer av edellauvskog, mest alm-lindeskoger. Det er sterke gradienter i kulturpåvirkning, fra de åpne styve/lauvingshagene nærmest gårdene til de mer utilgjengelige, stupbratte partiene på blokkmark og oppunder bergvegger. De mer hagemarkspregete bestandene har i dag ofte preg av relativt tett ungskog pga opphørt hevd. Disse midtre og indre fjordstrøkene huser sannsynligvis noen av Nord Europas største edellauvskoger.

Vernestrategien har vært litt forskjellig fra fylke til fylke. Således har Hordaland vernet større arealer av disse edellauvskogene, Rogaland en del, mens Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal har valgt ikke å prioritere edellauvskogsvern (utkast til verneplan er utarbeidet, men vern ikke gjennomført pr. i dag). Det er imidlertid flere eksempler på at disse brattlendte, lite tilgjengelige skogene både er sårbare og truede overfor inngrep. Når det bygges nye veier eller utbedres gamle, kan hele fjordsider bli påvirket av fyllmasser og ras/rassikring. Således er disse vegetasjonstypene "rødlistet" også på Vestlandet (jf Aarrestad et al. 2001).

Hordaland

Hordaland er det fylket som har desidert flest områder vurdert til høyeste verneverdi i utkast til verneplan (27 lokaliteter), og 16 av disse er vernet som naturreservat (Fylkesmannen i Hordaland 1980). Mange av disse ligger langs nordsiden av Hardangerfjorden, som dermed i utgangspunktet synes å være relativt godt dekket med edellauvskogsreservater.

Det har vært foretatt omfattende edellauvskogsundersøkelser i Hordaland (jf bl.a. Korsmo 1975, Blom 1982, Fottland 1982, Moe 1995, Sætersdal & Birks 1993, Sætersdal et al. 1993, Aarrestad 2001), og det ser ut til at de fleste større og viktige lokalitetene i midtre og indre Hardanger – f.eks. de store arealene i (Kvam-)Granvin i indre Hardanger og i Kvam litt lenger ut – er godt dekket opp i reservater.

Den største artsrikdommen og den største ansamlingen av sjeldne og sårbare biosamfunn og miljøelementer er nok knyttet til alm-linde-askeskogene. Disse skogene har stor arealdekning. De er i utgangspunktet godt dekket i verneplanen, både friske/fuktige ask- og alme-dominerte skoger, samt tørrere og mer kontinentale linde-dominerte skoger, inkludert vegetasjonsmessig særlig rike utforminger.

Det er gjort en omfattende studie av hvordan slike alm-linde-askeskoger er dekket opp i reservatplanen for edellauvskog i Hordaland (Sætersdal & Birks 1993, Sætersdal et al. 1993). Det ble undersøkt 60 lokaliteter (hvorav 12 naturreservat), med hensyn til forekomst av karplanter og fugl, og det ble analysert i hvor stor grad eksisterende reservat dekket hensynet til floristisk og faunistisk representativitet, og i hvor stor grad sjeldne/truede arter og biomangfoldet generelt er fanget opp. Det ble her funnet en del klare skjevheter eller mangler ved dagens vern. Basert på floristisk innhold er det to hovedtyper av lokaliteter som ikke er fanget opp. Den ene dreier seg om oseaniske, varmekjære, og floristisk spesielt rike utforminger av alm-

lindeskog (og hasselkratt?) i Sunnhordaland (Bømlo), mens den andre dreier seg om humide, gjerne nordøstvendte, ofte noe fattigere alm-ask-oreskogsutforminger som opptrer bl.a. i de nedbørrike Os-Samnanger-Osterøy-områdene (Sætersdal & Birks 1993).

Den sistnevnte typen er den areal- og lokalitetsmessig viktigste, og inkluderer bl.a. flere store, nasjonalt viktige områder (for eksempel Geitaknottane NR vernet 1997 og Hopslia i Fusa-/Samnanger, Blom, pers. obs.). Disse områdene er karakterisert bl.a. ved høy luftfuktighet og gjennomgående høyere andel gamle trær. Dette er en svært viktig type for rikbarksamfunn med rødlistete og sjeldne arter av lav og mose på grove, gamle trær, herunder flere oseaniske lavararter som har sine eneste nordiske forekomster på Vestlandet (norske ansvarsarter). Skogtypene som inngår, er nokså like de som opptrer i mange av reservatene, gjerne forekommer ulike utforminger av alm-(linde)skog og betydelige arealer or-askeskog på hver lokalitet. I alt 9 svært verneverdige (flere nasjonalt viktige) lokaliteter i Hordaland for rødlistete lavararter er nevnt i Tønsberg et al. (1996), og edellauvskog av ovennevnte type spiller en viktig rolle på de fleste av disse.

Av viktighet for rikbarksamfunn er også såkalte "coastal coves", dvs blandete lauvskoger med større innslag eller dominans av edellauvtrær, gjerne helt nede ved sjøen i steile lier i lune bukter (f.eks. lokaliteten Storomsvågen i Os, med hele 7 rødlistete lavararter, jf Tønsberg et al. 1996).

Generelt må de velutviklede utformingene av alm-lind-askeskog i Hordaland/på Vestlandet også internasjonalt sett sees på som mer eller mindre unike (jf bl.a. Aarrestad et al. 2001, Aarrestad 2001). Dermed virker det rimelig at en stor del av det sjeldne og sårbare biomangfoldet her bør sikres i verneområder. Det udekkete vernebehovet her er mao betydelig (bl.a. mht rikbarksamfunn med mange norske ansvarsarter), men antas å være noe mindre enn i Agder pga en bedre dekning i verneplanen.

Det er også andre elementer i Hordaland som synes å være relativt dårlig dekket opp i verneplanen, bl.a. elementer knyttet til grove, gamle, hule trær i styvehager/-lauvingshager, samt rikere utforminger av grov eikeskog (jf Korsmo 1975).

Rogaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal

Også i indre fjordstrøk av Rogaland, f.eks. langs Saudafjorden (Bakkevik 1981) og langs Suldalsvatnet (Gaarder & Haugan 1998, Brandrud 2002b) er det en rekke nasjonalt og regionalt verdifulle lokaliteter som ikke er fanget opp av verneplanen. Undersøkelser i Suldal dokumenterer bl.a. store biomangfoldverdier knyttet til rikbarkslav og moser på grove, gamle lauvete/styvede almer, asker samt på grove eiketrær i kulturlandskapet (Gaarder & Haugan 1998). Disse miljøene er også rike på (rødlistete) sopper (Brandrud 2002b). Det er her kanskje en større utfordring å få til re-etablert gammel hevd med styving, beiting og slått (bl.a. gjennom miljøtiltak i landbruket) enn å sikre områdene etter naturvernloven. Imidlertid utgjør de gamle, verdifulle styvehagene ofte nedre del av rike edellauvskogslie, og det vil være naturlig å se disse i sammenheng i en verneprosess. I dag er ofte edellauvskogslie preget av nokså tett, ung skog pga

opphørt hevd, og rødlisteelementer knyttet til grove trær med rikkbar sitter i dag gjerne igjen kun på gjenstående styve-kjemper og læger etter gamle styver.

I Sogn og Fjordane har undersøkelser de seineste årene dokumentert betydelige biomangfoldverdier også på andre lokaliteter enn de som foreligger i utkast til verneplan for edellauvskog (jf bl.a. data fra mykologisk kongress, Brandrud et al. 2001, samt pågående naturtypekartlegging). Således er bl.a. flere "nye" lokaliteter vurdert som nasjonalt verdifulle (Brandrud et al. 2001; se også **vedlegg 7.1**). Det opprinnelige utkastet ble supplert i 1992, men her må antagelig planen ytterligere suppleres før en verneplan kan vedtas.

I Møre og Romsdal har Gaarder et al. (2002) gitt en vurdering i notat. Her framgår det at det trolig er en del vesentlige mangler i forhold til eksisterende verneforslag. Dette gjelder ikke minst rike hasselkratt. Vurderingen til Gaarder et al. (2002) av de ulike typene er som følger:

- *Lågurteikeskog* (VU): Enkelte fragmenter finnes bl.a. i Tingvoll. Flere eikeskogsforekomster i fylket er vernet som NR eller landskapsvernområdet, og generelt anses typene ganske godt dekt.
- *Rikt hasselkratt* (EN): Selv om hassel regnes for et varmekjært treslag, har det vanligvis vært noe lavere verdsatt enn de andre edellauvtrærne. Dette bærer nok også edellauvskogplanen i MR litt preg av, selv om det ble gjort målrettede forsøk på å fange opp dette elementet på kysten. Enkelte verneområder, som Raudneset i Sula, er gode og velutviklede representanter for kystutformingene av hasselkrattene. Andre verneforslag, som Myskjeurdene i Haram, fungerer derimot antagelig dårligere. Det er i ettertid dokumentert artsrike og bedre utviklede oseaniske hasselskoger andre steder i fylket (som på Godøya i Giske). Det ble også gjort forsøk på å fange opp viktige representanter for varmekjære hasselkratt i indre strøk, spesielt gjennom vern ved Øvre Vike i Eikesdalen i Nesset. Dette falt ut, på tross av nasjonale og kanskje også internasjonale verneverdier (svært rik insektfauna, bl.a. flere svært sjeldne og truede vedboende biller, Oddvar Hanssen pers. medd.), og trues nå av hogst og andre negative inngrep. I tillegg har det i fjordstrøkene i nyere tid blitt dokumentert flere hasselkratt med stort mangfold av rødlistete sopp som ikke er vernet. Samlet sett gir vernearbeidet et noe tilfeldig preg i hvor godt denne naturtypen er fanget opp, og det er dokumentert flere svært verdifulle områder med stort innslag av rødlistearter som er uten vern.
- *Alm-lindeskog* (LR): Typen er forsøkt dekt opp i edellauvskogplanen og den opptrer i mange reservat. Også her er det klare gradienter i utforming. Typen er ganske godt dekt opp, men det er dokumentert en rekke lokaliteter uten verneforslag med kvaliteter som kan måle seg med mange eksisterende NR (dette er kanskje mest påfallende i Todalen i Aure, der edellauvskog utenfor NR er betydelig artsrikere enn innenfor NR).
- *Gråor-almeskog* (LR): Typen er forsøkt dekt opp i edellauvskogplanen med flere reservat spredt rundt i fylket. Kommentarene for alm-lindeskog omfatter i stor grad også denne typen.
- *Or-askeskog* (VU): Typen er forsøkt dekt opp i edellauvskogplanen med lokaliteten Mjølva i Rauma og dels også

Nesaplassen i Stordal, men innslag/tendenser finnes innenfor flere NR (slik som Sjøholt i Ørskog). Generelt opptrer trolig typen noe fragmentarisk og utarmet i fylket. Interessante, tilknyttede arter som kystmaigull og mellomtrollurt er kjent fra flere av NR. Flere små, men antagelig like velutviklede forekomster finnes utenfor NR.

- *Rik sumpskog* (EN): Det er ikke kjent verneområder for typen i fylket. Den er likevel dokumentert flere steder. Mest velutviklede forekomster er kjent fra Rauma (med arter som svartor, skogsivaks, sverdlilje og langstarr), men den er også påvist i Sunndal (med svartor, nubbestarr) og Surnadal (skogsivaks), samt utarmede varianter i Molde (skogsivaks) (kanskje finnes den fortsatt også i Norddal). Meget utsatt for elveforbygninger og andre inngrep.
- *Varmekjær kildelauvskog* (CR): Typen opptrer bare på små arealer, med slakkstarr og dels svartor og kanskje kystmaigull som karakterarter i fylket. Det kommer ikke fram av edellauvskogplanen, men våre nyere registreringer viser at den er fanget opp i flere reservat - Sjøholt i Ørskog, Kallsetlia i Surnadal/Halsa og Raudsandberget i Averøy. De fleste forekomstene ligger likevel utenfor NR, der viktige lokaliteter forekommer i Aure (både i Todalen og på Ertvågøya), Tingvoll (Hundane), Molde og Nesset (flere lok. på nordsida av Langfjorden) og Norddal (nær Valldal).
- *Svartor-strandskog* (EN): Finnes som utarmede bestander spredt i fylket. Den opptrer bare som små randsoner mot sjøen, og nesten samtlige forekomster grenser opp mot dyrket mark/kulturlandskap. Vi har noe mangelfull oversikt over typen, men antagelig er den ikke dekt opp i NR. Typens voksesteder gjør det også vanskelig å opprette NR, men i enkelte tilfeller er dette trolig mulig (f.eks. med lokaliteten med klourt på Ertvågøya i Aure, nær Hisåsen NR).

7 Verneområdenes forhold til truede og sårbare arter

7.1 Innledning - historikk

Forekomst og frekvens av rødlistearter av ulike organismegrupper er delvis diskutert i kapittel 6 i forbindelse med vegetasjons- og naturtyper som de har mer eller mindre sterk preferanse for. Vi skal her delvis gjøre sammenlikninger mellom ulike typer og langs lokale og regionale økologiske gradienter, delvis ta opp noen mer generelle aspekter.

I den nyeste offisielle norske rødlista (DN 1999a) er det inkludert 3062 arter, hvorav 1405 (45,9%) er knyttet til skog. Totalt har ca 15 000 arter blitt vurdert. I følge Gundersen & Rolstad (1998) er det pr i dag kjent ca 31 000 landlevende arter i Norge, mens det anslås at det kan finnes om lag 45 000 arter. Dette viser at vi i dag har svært begrenset kunnskap om tilstanden for en stor del av vårt arts mangfold. Også for de artene som er vurdert og klassifisert til en av kategoriene på rødlista er det ofte betydelig usikkerhet. Dette viser at det er klare begrensninger i treffsikkerheten for å velge ut de viktigste verneområdene med hensyn til rødlistearter. Det er imidlertid all grunn til å tro at en god andel også av de i dag ukjente eller lite kjente artene vil være knyttet til habitater som i dag prioriteres med tanke på vern. Et slikt samsvar vil derimot være mindre forutsigelig der vi i dag har manglende eller svært begrenset kunnskap om hele organismegrupper. Storsopper, sommerfugler og biller utgjør i dag 82,5% av rødlisteartene i skog (jf DN 1999a: **tabell 2**).

Spesielt verneplanen for barskog (DN 1988) har et faglig fundament som søker best mulig å inkludere også de ukjente eller mindre kjente delene av vårt totale arts mangfold. Dette er søkt sikret ved at verneområdene skal dekke et representativt utvalg av variasjonen i norsk natur, ikke minst gjennom typeområdene knyttet til de naturgeografiske regionene. Her er intensjonen både å sikre en basis av vårt arts mangfold og ta vare på vegetasjonstyper og naturtyper som også har sin egenverdi. Erkjennelsen av at mange arter har svært spesialiserte økologiske krav eller er svært sjeldne, førte til opprettelse av kategoriene spesialområder – dels for å sikre sjeldne og særpregete miljøer, ofte med stort arts mangfold og dels for å sikre kjente, truede arter på kjente lokaliteter. Allerede fra før de offisielle verneplanene kom skikkelig igang har noen sjeldne vertebratarter og karplanter, særlig orkideer, fungert som sterke signalarter eller flaggskiparter for vern (jf Simberloff 1998). Under første fase av verneplanen for barskog var man kommet et skritt videre – hvor ikke minst kryptogamene huldrestry og ulvelav fikk en sentral rolle med hensyn til utvelgelse av spesialområder i visse deler av landet. Dette var imidlertid arter som i tillegg til sin egenverdi og som rødlistearter fungerte som indikatorarter for spesielle livsmiljø, hvor andre truede arter, ukjente eller mindre lett registrerbare, ville bli fanget opp samtidig.

Med økt kunnskap om flere viktige organismegrupper, både innen kryptogamer og invertebrater, ble det et ytterligere fokus på rødlistehabitater og bruk av indikatorarter i forbindelse med

barskogsplanens fase 2 – det siste særlig ved forekomst av en del utvalgte lav- og vedboende sopparter som indikasjon på i dag sjeldne naturskogsmiljø med økologiske elementer viktige for mange arter. I dette henseende ble kanskje lappkjuke (*Amylocystis lapponica*) en ny flaggskipart i utvidet forstand. Det samme gjelder flere lavararter, typiske for de svært spesielle livsmiljøene innenfor boreal regnskog i Trøndelag – Nordland.

Selv om det fortsatt er en rekke påviselige mangler når det gjelder dagens barskogsvern og hensynet til rødlistearter, er vi her atskillig mer oppdatert med hensyn til kunnskapsnivået enn for edellauvskogsvernet. Sistnevnte plan, som for det meste bygger på undersøkelser fra før rødlistearbeidets tid, er i stor grad basert på kriterier som plantesosiologisk tilknytning, sjeldne karplantearter, skogstruktur og urørthet.

Det er verdt å merke seg at regionene Øst-Norge og Midt-Norge, hvor det ble gjort nye registreringer for fase 2, i større grad enn for Vest-Norge og Nord-Norge har fått oppdatert ny kunnskap underveis. Som funksjon av den nye kunnskapen har her nye områder kommet til, noen tidligere verneforslag har fått revurdert sin naturverdi, og det er blitt foreslått utvidelser. Forsinket behandling og en sammenslåing av de to arealkvotene for de to resterende landsdelene førte til at suppleringer på grunnlag av ny kunnskap har blitt mer tilfeldig.

Det har også underveis kommet til mye ny økologisk kunnskap, som delvis er fokusert direkte på arts mangfold, rødlistearter og områdevern eller metoder for hensyn i skogbruket (jf Sætersdal & Birks 1993, Sætersdal et al. 1993, Prendergast et al. 1993, Sætersdal 1994, Berg et al. 1994, Segerström et al. 1994, Stokland 1995, Framstad et al. 1995b, Solbraa 1996, Stokland et al. 1997, Ohlson et al. 1997, Rydin et al. 1997, Linder et al. 1997, Linder 1998, Ohlson & Tryterud 1999, Nordén & Appelqvist 2001, samt en lang rekke arbeider for mer avgrensede organismegrupper).

7.2 Vernebehov og prioriteringer

Det er generelt i dag, både i og utenfor Norden, en debatt med tilhørende forskning og utredning om hvor mye vern som er nødvendig (jf kap. 9), og i hvilken grad hensyn innenfor skogbruket kan bidra til å sikre arts mangfoldet (jf kap. 8). Det er imidlertid bred enighet innen fagmiljøene om at dagens vern etter naturvernloven ikke er tilstrekkelig. Spørsmålet er på hvilken måte dette vernet skal innrettes og om visse naturtyper, ev. geografiske regioner bør prioriteres.

I forhold til bevaring av arts mangfold kan det stilles opp 3 viktige kriterier for vern etter naturvernloven:

- sikre helst flere vitale populasjoner av alle arter i de to høyeste truetetskategoriene (E og V) innenfor naturreservat (oppnå høyeste sikkerhetsnivå med nasjonal forvaltning),
- sikre forekomster av E- og V-arter der det ut fra artens biologi eller lokalitetens terrengforhold er nødvendig å sette av større areal enn det som kan forventes ut fra generelle hensyn i skogbruket.
- sikre områder med generelt høy konsentrasjon av rødlistearter der areal overskrider det man kan forvente avsatt ved generelle hensyn i skogbruket.

For diskusjonen om hva som er en vital eller effektiv populasjonsstørrelse henvises til Gundersen & Rolstad (1998: 14,15 og kap. 9 i denne publ.). Som eksempel på at mange rødlistearter er mangelfullt sikret, kan nevnes at av de 72 barskogsartene av storsopp i kategoriene E og V er 28 av dem (39%) uten forekomster i reservat eller nasjonalpark (etter Bendiksen et al. 1998 og nyere herbariebelegg, Botanisk museum, Oslo, innordnet pr. feb. 2002).

Et annet poeng som er verdt å legge vekt på ved utvalg av områder for truede og sårbare arter, er en generell sammenheng mellom slikt arts mangfold og skogens produktivitet. Det er en generell observasjon fra mange studier at arts mangfoldet, også av rødlistete arter, er rikere i mer produktiv skog. Dette er f.eks. reflektert i Stoklands (1995, 1997) studier av fordelingene av mangfoldet for flere ulike grupper (jf nedenfor). En systematisk vurdering er også gitt av ArtDatabanken i Sverige (Cederberg et al. 1997) som har analysert betydningen av skoglig impediment for svenske rødlistearter. De konkluderer at svært få svenske rødlistete skogsarter (2%) er eksklusivt knyttet til slikt impediment, mens for ytterligere 5% har slik skog en viss betydning. Hele 93% av skogslevende rødlistearter er avhengige av mer produktive skoger. De fleste rødlisteartene knyttet til impediment finnes særlig på tørrere mark i Sør-Sverige og på hellemark; det er få slike arter knyttet til lavproduktive skogsmyrer etc. Det er særlig forekomst av store og gamle trær som kan gjøre skog på impediment verdifull for rødlistearter. Dermed blir det viktig å ta vare på slike habitatelementer overalt i skogen.

Med bakgrunn i de ulike vegetasjons- og naturtypene diskutert i kapittel 6 og litteraturstudier, vil det i det følgende bli gitt en mer utdypende behandling med hensyn til rødlistearter for edellauvskog, boreal lauvskog og kalkrike barskoger.

7.2.1 Edellauvskog

Det faktum at edellauvskogsplanen ikke er oppdatert på lenge (selv om ny kunnskap vil influere noe for vestlandfylker hvor planen delvis ennå ikke er vedtatt), tilsier i seg selv at disse vegetasjonstypene bør prioriteres. Det er imidlertid også andre og selvstendige argumenter for en betydelig satsing på vern av edellauvskog.

Stokland (1995, 1997, in prep.) har studert rødlistearter for flere organismegrupper med hensyn til fordeling i forhold til skogtyper og høydeler. For biller fant han at artsrikdom, antall dødvedarter og rødlistearter er mye høyere i lauvskog (generelt) sammenliknet med barskog. Høyest artsrikdom ble funnet i edellauvskog og blandet lauvskog med både edle og boreale lauvtrær, foran boreal lauvskog og lågurtgranskog (intermediær artsrikdom) og granskog på blåbærmark og furuskog. Spesielt for død ved var det mer enn dobbelt så mange vedlevende billearter i edellauvskog sammenliknet med gran- og furuskog. Tilsvarende for fugl økte artsrikdom og totaltetthet fra furuskog til granskog og spesielt til lauvdominerte bestand. Beskrivende er også resultatene av en komplementaritetanalyse – valg av ulike kombinasjoner av undersøkte områder i typene nevnt ovenfor, for å få med flest mulig arter på et minst mulig totalareal. I kombinasjonen som ga best resultat inngikk for fugl 40% lauvdominert skog og for biller 40% edellauvskog. Generelt økte

artsrikdommen med produktiviteten. Trenden går i samme retning for vedboende sopp.

En annen gruppe hvor det er svært høy artsrikdom og et høyt antall rødlistearter knyttet til edellauvskog er storsoppene, spesielt mykorrhizaartene, som diskutert i kap. 6.2.2 og nedenfor. **Figur 7.1** (jf **vedlegg 7.1**) viser en rangering av de mest rødlisterike edellauvskogslokalitetene for storsopp. Tallene er høye, og i forhold til barskog har edellauvskog dobbelt så mange registrerte lokaliteter med minst 20 rødlistearter (se **tabell 7.1**).

Liknende trender med økt artsantall mot de lavestliggende høydesonene finnes for flere andre grupper (jf Stokland 1994).

Gundersen & Rolstad (1998) fant at 75% av rødlistete arter finnes i en nærmere definert bred kystzone på Østlandet, mens bare om lag 37% finnes i en region Østlandet nord. Fordelt på naturtyper er hele 22% av rødlisteartene knyttet til edellauvskog som kun dekker 1-2% av skogarealet (data basert dels på DN 1992, dels DN 1999a, jf ovenfor). Tilsvarende sammenhenger for fordelingen av rødlistearter med naturtyper er også funnet i prosjektet Miljøregistreringer i skog (jf Gjerde & Baumann 2002, se også kap. 8.1).

For 1487 truede arter i Sverige innenfor et stort utvalg av organismegrupper fant Berg et al. (1994) at 59% av artene bare forekom i boreonemoral sone, 11% bare i boreale soner, mens de resterende 30% forekom begge steder – dette til tross for mye lavere arealandel av første gruppe. Tilsvarende er for Finland en stor andel av de truede artene funnet i den sørvestligste delen av landet (Rassi & Väisänen 1987). Generelt samsvarer dette med tidligere studier i forskjellige deler av verden, som viser korrelasjon mellom artsrikdom og breddegrad (Rohde 1992, review).

7.2.2 Blandingsskoger og boreale lauvskoger

I Stoklands undersøkelser kom bestander med høy andel av lauvtrær generelt godt ut med hensyn til artsrikdom og rødlistearter. For boreale lauvskoger (jf kap. 6.2.3) påpeker han at det her falt ut en gruppe som er svært viktig for arts mangfoldet ved bruken av ordet barskogsplan istedenfor boreal skogplan (Stokland 1997).

Inventeringer på 1990-tallet har også tydelig vist at flere svært verdifulle blandingsskoglokaliteter (edle lauvtrær/boreale lauvtrær og bartrær) var falt utenfor alle verneplaner av rent definisjonsmessige årsaker. Dette ble særlig godt synliggjort for områdene Jordstøyp, Seterkollen-Vemansås og Haugsjåknipen (Ribbåsen) som nå alle sannsynligvis blir vernet som del av barskogsplanens fase 2, region Øst-Norge, etter at barskogsdefinisjonen er lempet på. Trolig finnes imidlertid flere kandidater med et høyt antall rødlistearter.

7.2.3 Kalkrike barskoger

I Stoklands studier av billearter referert ovenfor, kom lågurtgranskog ut med intermediær artsrikdom. Den rike ekto-mykorrhizasoppfloraen i denne skogtypen og årsaken til at lågurtgranskogen, særlig i de mest kalkrike lavlandsområdene, er

Tabell 7.1

Bar- eller blandingsskogslokalteter i Øst-Norge med høyest antall registrerte (minst 15) rødlistearter for sopp (alle truetkategorier). Vernete lokalteter er merket * (ikke nødvendigvis helt sammenfallende med registrert område). (*): antas vernet i 2002, region Øst-Norge. Kalkrike områder i Oslofeltet er merket med uthevet skrift. Alle 4 lokalteter fra Sigdal (+ evt. Rollag) er kjerneområder innenfor et utvidet storområdeforslag Trillemarka-Rollagsfjell, ca 190 km² (jf Hofton 2002), hvor det til sammen er funnet 36 rødlistearter. Tallene for øvrig er hentet fra Botanisk museums (Oslo) herbariedatabase, samt egne data.

Coniferous or mixed forest sites in Eastern Norway with the highest recorded number of red-listed species of fungi (at least 15; all threat categories). Protected sites are marked * (not necessarily completely congruent with surveyed area). (*): assumed to be protected in 2002, region Eastern Norway. Lime-rich sites in the Oslo formation are marked by bold print. All 4 sites from Sigdal (+ Rollag) are key areas within an extended proposal for a large protection area Trillemarka-Rollagsfjell, about 190 km² (cf Hofton 2002), where a total of 36 red-listed species has been found. The numbers are otherwise taken from the herbarium database of the Botanical Museum of Oslo as well as own records.

| rangering | lokalitetsnavn | fylke/kommune | antall rødlistearter |
|-----------|------------------------------|----------------------|----------------------|
| 1 | * Viksåsen | Busk./Hole | 49 |
| 2 | Bjørkøya | Vestf./Sande | 45 |
| 3 | * Håøya | Akh./Frogn | 43 |
| 4 | (* Gullerudtjern | Busk./Ringerike | 39 |
| 5 | Balke | Oppl./Østre Toten | 30 |
| 6 | Rustad | Oppl./Jevnaker | 25 |
| 7 | Røverkollen | Oslo | 23 |
| 7 | Ulltveittjern | Busk./Ringerike | 23 |
| 9 | (* Jukulen (Knøsen) | Hedm./Åmot | 22 |
| 9 | (* Heimseteråsen | Busk./Sigdal | 22 |
| 9 | * Ormtjernkampen | Oppl./Gausdal | 20 |
| 12 | * Falken | Oppl./Østre Toten | 19 |
| 12 | Vassjøtjern vest | Oppl./Lunner | 19 |
| 14 | * Gutulia | Hedm./Engerdal | 18 |
| 15 | Trillemarka (delomr.) | Busk./Sigdal | 17 |
| 15 | Askimlandet | Oppl./Gran | 17 |
| 17 | Kløftefoss | Busk./Modum | 16 |
| 17 | Slettefjell | Busk./Sigdal, Rollag | 16 |
| 19 | Vardefjell | Busk./Sigdal, Rollag | 15 |

underrepresentert også etter verneplanens fase 2, er beskrevet i kap. 6.3.1. Flere undersøkelser har vist at aktiv mykorrhiza på røttene bare overlever en kort tid etter flatehogst (bartrær, 9,9 og 17 måneder, hhv. Harvey et al. (1980), Ferrier & Alexander (1985) og Persson (1982)). En rekke studier tyder på at mykorrhizasopp knyttet til unge treplanter på åpen flate og uten forbindelse med eldre trær er begrenset til en gruppe tidlig-suksjonsarter (bl.a. Deacon et al. 1983, Fleming 1985, Bendiksen, in prep.) og at arter spesialisert til gammelskogen forsvinner. Dette innebærer at flatehogst for spesielt de mest truede artene i denne gruppen utgjør en klar trussel (i motsetning til klassifiseringen i Gundersen & Rolstad (1998): "usikker status"). I bestander med både gamle og unge trær synes røttene imidlertid å være kolonisert av de samme artene (Jonsson et al. 1999), slik at lukkehogst vil gjøre sjansen for overlevelse atskillig større. Likevel bør lokalteter med forekomst av de mest truede artene, og hot spots med mange rødlistete arter, sikres intakt fordi en art kan tenkes å være assosiert med et enkelt tre som av tilfeldige årsaker kan være blant dem som blir avvirket, eller at hogstinngrepet risikerer å skape fatale økologiske endringer. Det er indikasjoner på at nyetablering fra sporer er en sjelden begivenhet for mange sopparter og at spredning som mycel gjennom kontinuerlig forekomst av gamle vertstrær og uforstyrret markmiljø er et viktig krav for overlevelse (Dahlberg et al. 2000, Nitare 2000, Bendiksen, in prep.).

Tabell 7.1 viser en liste over kjente bar- og blandingsskogslokalteter i region Øst-Norge rangert etter antall rødlistearter. Her framgår at av de ti mest artsrike lokaltetene er hele sju kalkbarskoger eller har dette som viktig element, med beliggenhet i Oslofeltets kambrosilurområde (dels kalkfurskog, dels lågurtgranskog, eller i blanding). Illustrerende for det høye artsmangfoldet for sopp er for det første at flere av konkurrentene lenger ned på lista er mye større i areal og samtidig til dels godt undersøkte surbunnsdominerte barskoger. For det andre har sistnevnte gruppe mye død ved i motsetning til kalkskogene, kjennetegnet med sin oftest lett tilgjengelige beliggenhet i forhold til skogskjøtsel. Disse har stort sett for lengst mistet elementet av vedboende rødlistearter. Når man benytter sopp som indikatorarter for andre organismegrupper, kan det imidlertid være grunn til å anta at de aktuelle dødvedrike lokaltetene har større totalt artsmangfold i dag som følge av skogbrukshistorien, jf dødved som substrat for et høyt antall invertebrater, men dette blir likevel bare spekulasjoner som følge av mangelfull viten om vårt totale artsmangfold. For **tabell 7.1** må det tas forbehold i forhold til ulike arealstørrelser, undersøkelsesintensitet, om alle soppgrupper er undersøkt osv., men tendensen burde likevel være klar.

Antall rødlistearter i de høyeste truetkategoriene, E og V, er på et gjennomsnittlig lavere nivå enn for edellauvskogene; bare 6 av lokaltetene har minst 5 arter i disse kategoriene (Viksåsen og

Håøya 7; Gullerudtjern og Ormtjernkampen 6; Bjørkøya og Jukulen 5).

De kalkrike barskogene, og spesielt lågurtgranskogene som er dårligst representert, trenger en fortsatt sterk vernesatsing også som følge av det høye tempoet i hogstaktivitet og den korte tidshorizonten i forhold til at de siste naturskogene forsvinner. Her vil imidlertid skogbruket kunne yte et viktig bidrag i form av lukkede hogster og opprettholdelse av et lukket skogbilde med eldre trær også på lengre sikt.

Det er slående at av de fem kambrosilur-områdene som nå antas å bli vernet i Øst-Norge, er bare ett av dem på lista over de 19 viktigste rødlisteområdene for storsopp, som nettopp her er en av de viktigste organismegruppene. Dette skyldes sannsynligvis bare at ingen noen gang har undersøkt soppfloraen her mer systematisk. For bedre å kunne kartlegge hvorvidt vi lykkes med vårt skogvern i forhold til truede arter, ville det være en god samfunnsinvestering bedre å kartlegge artsmangfoldet i det vi har vernet, spesielt for lett registrerbare organismegrupper (jf Stokland 1995).

7.3 Spesialområder for artsmangfold – ulike utvalgsstrategier

Stokland (1995) argumenterer for valg av komplementære lokaliteter framfor valg av de øverste lokalitetene på en rangeringsliste (jf Pressey & Nicholls 1989a). Det første søker å opprette et reservatnett som maksimerer antall arter innen et begrenset totalareal – i praksis at man øker økologisk spennvidde og inklusjon av flest mulige arter og heller utelukker en del "toppområder" med dupliserende innhold i forhold til områder som vernes. Den andre typen valg ville kunne prioritere verneforslag ut fra f.eks. antall rødlistearter uten å vurdere eventuell likhet med andre kandidater. I forhold til eksisterende verneområder framhever Stokland forskjellige høyproduktive skogtyper og lauvdominerte skogtyper som særlig lovende for å optimalisere reservatnettet med hensyn til å sikre størst mulig andel av vårt artsmangfold innenfor reservater.

Isolert sett kan det være en fare for at en ekstrem bruk av komplementaritetsprinsippet kommer i et motsetningsforhold til målet om å ivareta helst flere vitale populasjoner av rødlistearter innenfor de mest truede kategoriene. Det siste er viktig for å sikre genetisk utveksling mellom ulike forekomster og å hindre isolasjon og innavl. Det er derfor viktig å ha en såpass romslig arealramme at det er rom for å benytte begge utvalgsstrategier.

Vår begrensede kunnskap om mange organismegrupper vil uansett medføre at våre valg blir en grov tilnærming til det optimale. En vesentlig hindring er at artsrike arealer ("hot spots") ofte ikke sammenfaller for ulike taksa (jf Prendergast et al. 1993). For eksempel vil man ved å sammenlikne høyest rangerte mykorrhizasopp-lokaliteter (hot spots for rødlistearter) med liste over viktige ikke-vernede lokaliteter for makrolavfloraen (Tønsberg et al. 1995: 246) se at ingen lokaliteter sammenfaller. Derimot vil flere vegetasjonstyper, naturtyper eller substrattypene utgjøre viktige hot spot-lokaliteter for delgrupper av flere organismegrupper, f.eks. **bekkekløfter**: karplanter: huldre-

planteelementet (Berg 1983a,b), lavararter med særlig høye krav til humiditet, **dødvedrike lokaliteter** (inkl. store dimensjoner, ulike nedbrytningsstadier): vedboende sopp, råtevedmoser, invertebrater med livsstadier avhengige av dødved, **forekomster av grove osper** (seine lauvsuksesjoner) eller **edle lauvtrær**: flere insektgrupper, fugl, lav, vedboende sopp. Der det tilsynelatende kan være sammenfall mellom grupper, vil imidlertid analyse på finere skala kunne røpe habitatforskjeller mellom grupper. For eksempel er for mange billearter død ved i varme og soleksponerte miljøer viktigst, mens sopp prefererer død ved i fuktige og beskyttede skogsmiljøer (Gundersen & Rolstad 1998). I praksis vil utvalgelse etter komplementaritetsprinsippet likevel i stor grad måtte basere seg på en grovere sortering og prioritering av vegetasjons-/natur-/substrattypene, supplert med kunnskap om totalt artsmangfold i den grad det er mulig.

Et svært viktig utvalgskriterium er også hvilke typer/artsgrupper vi har et internasjonalt ansvar for. I et studium over truede arter og artsassosiasjoner i Sverige påpeker Berg et al. (1994) at Sør-Sverige har et høyere artsantall med populasjoner av internasjonal viktighet enn de nordlige landsdelene, men at hemiarktisk/boreal sone har en høyere andel av sine rødlistearter (24%) klassifisert som internasjonalt viktige enn tilsvarende for temperert/boreonemoral sone (13%). Et forbehold om graden av viktighet for dette taigaelementet er fortsatt mangelfull kunnskap om de boreale delene av det europeiske Russland. Både med tanke på føre-var-prinsippet, stor artsrikdom og sterk tilbakegang som følge av bestandsskogbruket, vil det imidlertid være viktig med en fortsatt verneoppfølging av denne typen skog, der områdevern sees i sammenheng med ivaretagelse av nøkkelbiotoper og livsmiljøer og andre skogbruksmessige hensyn.

Vårt internasjonale ansvar er også helt sentralt når det gjelder de boreale regnskogene i Trøndelag – Nordland. Her har forsøk med hensyn til artsmangfold og hogstformer vist at kun gruppehogst og småflatehogst under visse omstendigheter kan være akseptable for mindre verdifulle lokaliteter (Prestø & Holien 2001). Selv om enkelte hogstformer under riktige omstendigheter ikke gir større effekter enn at bruk og vern lar seg kombinere, tilsier naturtypens sjeldenhet og truethet at vern etter naturvernloven bør følges opp videre, kombinert med etablering av nøkkelbiotoper.

I tillegg er det også viktig å tenke på arter som er av internasjonal betydning, men som ikke er rødlistet nasjonalt (jf Gustafsson 1994). Å sikre vitale populasjoner av slike vil kunne være et viktig delkriterium for vern.

Også innenfor vår mest rødlisteartsrike hovedgruppe edellauvskog er det viktig å trekke inn ulike grader av internasjonalt ansvar. Som skissert ovenfor, er dette ansvaret stort for linde- hassel-dominerte skoger av en type som er sjelden og mer eller mindre unik i verdensammenheng, og med flere internasjonalt sjeldne og truede arter. Derimot utgjør en stor andel av våre øvrige rødlistete edellauvskogsarter bare en nordlig utpost av et nemoralt element som er vanlig i store deler av Europa og hvor arters truethetsgrad er begrenset til nasjonalt nivå. En annen sak er at slike utpostpopulasjoner antas å ha avvikende genetiske egenskaper i forhold til hovedutbredelses-

området som følge av effekter som isolasjon, genetisk drift og naturlig seleksjon, som påpekt av Lesica & Allendorf (1995) (se også nedenfor). De påpeker viktigheten av å ta vare på slike utpostpopulasjoner som ledd i artenes langsiktige bevaring. Spesielle genetiske egenskaper i utpostområder kan være viktige som utgangspunkt for tilpasning til endret livsmiljø over tid, og randpopulasjoner regnes også som viktige sentre for nye artsdannelse.

Også for våre boreale lauvskog er vi at vi har et udekket vernebehov i forhold til rødlistearter, jf en type som eldre ospesuksesjoner nevnt ovenfor. Videre huser de artsrike flommarksskogene mange rødlistearter, og her er det iallfall for noen grupper fortsatt stor kunnskapsbrist, jf store geografiske forskjeller og mange sjeldne/dårlig kjente arter innenfor storsopp (S. Sivertsen pers. medd., pers. obs.).

7.4 Genetisk mangfold i skog

En omfattende problemstilling ved bevaring av biologisk mangfold i skog er knyttet til bevaring av artenes genetiske variasjon. Vi har tidligere kommentert vår svært mangelfulle kunnskap om skogens rike artsmangfold, men for det genetiske mangfoldet er vårt spesifikke kunnskapsgrunnlag faktisk betydelig svakere. Vi har imidlertid en del generelle kunnskaper om hvordan arter med forskjellig populasjonsøkologi og utbredelse vil variere mht genetiske egenskaper og hvordan disse ev. kan bli påvirket av endringer i miljøet. Siden mange av våre skogtyper med tilhørende arter befinner seg i kanten av sitt totale utbredelsesområde, er det sannsynlig at en del av populasjonene av disse artene er fragmentert og har avvikende genetiske egenskaper i forhold til populasjoner nærmere artenes hovedutbredelse, både ut fra sin innvandringshistorie, små lokale populasjoner og avvikende miljøforhold. Norge er også et svært variert land, med stort spenn i miljøforhold som vil påvirke artenes genetiske struktur. Dette skulle tilsi at mange arter knyttet til skog i Norge vil ha stor genetisk variasjon og avvikende genetisk struktur fra populasjoner i andre deler av artenes utbredelsesområde. På den andre siden er Norge et ungt land, og de fleste artene er relativt nylig innvandret fra andre steder. Artenes genetiske struktur kan dermed både være særlig avvikende (hvis små, genetisk avvikende populasjoner etablerte seg her) eller nokså like populasjoner i området for artenes hovedutbredelse (siden det er gått ganske kort tid siden innvandringen til Norge).

I en forvaltningssammenheng vil det være ønskelig å ta vare på mest mulig av den genetiske variasjonen som finnes hos naturlig forekommende skogsarter. Det er vanskelig å si hvor viktig verneområder vil være for et slikt formål, men generelt vil det være ønskelig å la artenes utvikling kunne foregå under mest mulig naturlige forhold (med mindre vi har interesse av å utnytte bestemte genotyper). Bevaring av artenes genetiske struktur innebærer dermed at et utvalg av ulike populasjoner bør sikres i verneområder på en representativ måte. Dette er mao sammenfallende med målet om å ta vare på representative utsnitt av norsk skognatur. Vi kunne imidlertid ønsket oss bedre kunnskaper om artenes genetiske struktur, slik at den genetiske variasjonen kunne bli mer eksplisitt representert i valg av

verneområder. For så godt som alle arter, bortsett fra noen skogstrær og arter av hjortevilt, mangler vi imidlertid slike kunnskaper om den genetiske variasjonen.

For en del skogstrær, spesielt gran, finnes en god del kunnskap om artenes genetiske struktur. Arter som er undersøkt, viser en meget stor genetisk variasjon, både innen og mellom bestand. Kunnskap om genetikk hos treslagene kan legges til grunn ved en vurdering av hvordan dagens verneområder fanger opp den genetiske variasjonen for disse artene. Myking & Skrøppa (2001) har nylig analysert aspekter ved genetisk variasjon hos 33 treslag i forhold til deres forekomst i dagens verneområder. Vurderingen tar utgangspunkt i viktige livshistorietrekk som har betydning for i hvilken grad artenes genetiske variasjon vil kunne bevares. Forfatterne karakteriserer status for de ulike treslagene som henholdsvis vital, usikker, utsatt eller truet ut fra sannsynligheten for reduksjon i artens genetiske variasjon. For 12 av artene, dvs gran, furu, einer og de vanligste lauvtærne, er status karakterisert som vital, og disse anses ikke som å ha spesielt behov for vern. Status for 5 arter (bøk, sommerekik, vinterekik, ask, spisslønn) er karakterisert som usikker pga begrenset eller fragmentert forekomst og antatte begrensninger i spredning av pollen eller frø. Status for 15 arter (barlind, kristtorn, lind, villeple, søtkirsebær og 10 asalarter) er vurdert som utsatt pga marginal utbredelse, begrensninger på formeringen og et visst innslag av endemisme. Kun alm er vurdert som truet, pga almesjuken. For alle arter som ikke er gitt vital status, vil det være nyttig å bevare representative populasjoner av artene i et nettverk av verneområder. I forhold til et slikt mål er dekningen med dagens verneområder minst tilfredsstillende for Vestlandet, spesielt siden verneplanen for edellauvskog ennå ikke er gjennomført for Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Også på det indre av Østlandet er en del populasjoner av edellauvtær dårlig dekket opp av verneområder. På den andre siden vil en del arters spredte forekomst gjøre det vanskelig å bevare alle viktige populasjoner i verneområder. Følgelig vil skogbrukets miljøtiltak og andre tiltak rettet mot bevaring av artene i det allmenne skoglandskapet være viktig.

7.5 Oppsummering av vernebehov for artsmangfoldet

- Sterk satsing på edellauvskog (oppdatering av verneplan for edellauvskog med supplering av nye og viktige kriterier, spesielt med hensyn til rødlistearter)
- Tette hull mellom tidligere verneplankategorier, der blandingskog og boreal lauvskog i stor grad har falt utenfor skogvernet til nå
- Videre satsning på kalkrik barskog og i særdeleshet lågurtgranskog i lavereliggende områder med høyt kalkinnhold. Nye inventeringer er nødvendige, og urørthetskravene bør senkes. Koordinering med skogbruket og muligheter for bruk av lukkede hogster kombinert med et basisnettverk av verneområder er viktig.
- Fortsatt supplering av vernearealet med lokaliteter rike på rødlistearter innenfor det boreale taigaelementet. Her finnes mange kjente lokaliteter med høy verneverdi, som på grunn av kvotebegrensninger har falt utenfor til nå, samt at det jevnlig

oppdages nye lokaliteter. Dette vil blant annet fortsette som følge av kommende års Miljøregistreringer i skog.

- Videre verneoppfølging av boreal regnskog, hvor Norge alene har et helt spesielt ansvar.
- Generelt søke å dekke artenes genetiske variasjon gjennom vern av et representativt utvalg av norske skogtyper, men med spesiell vekt på de mest artsrike typene og de med spesiell utbredelse i norsk og internasjonal sammenheng
- Generelt for ulike hovedtyper ha som viktig kriterium Norges internasjonale ansvar

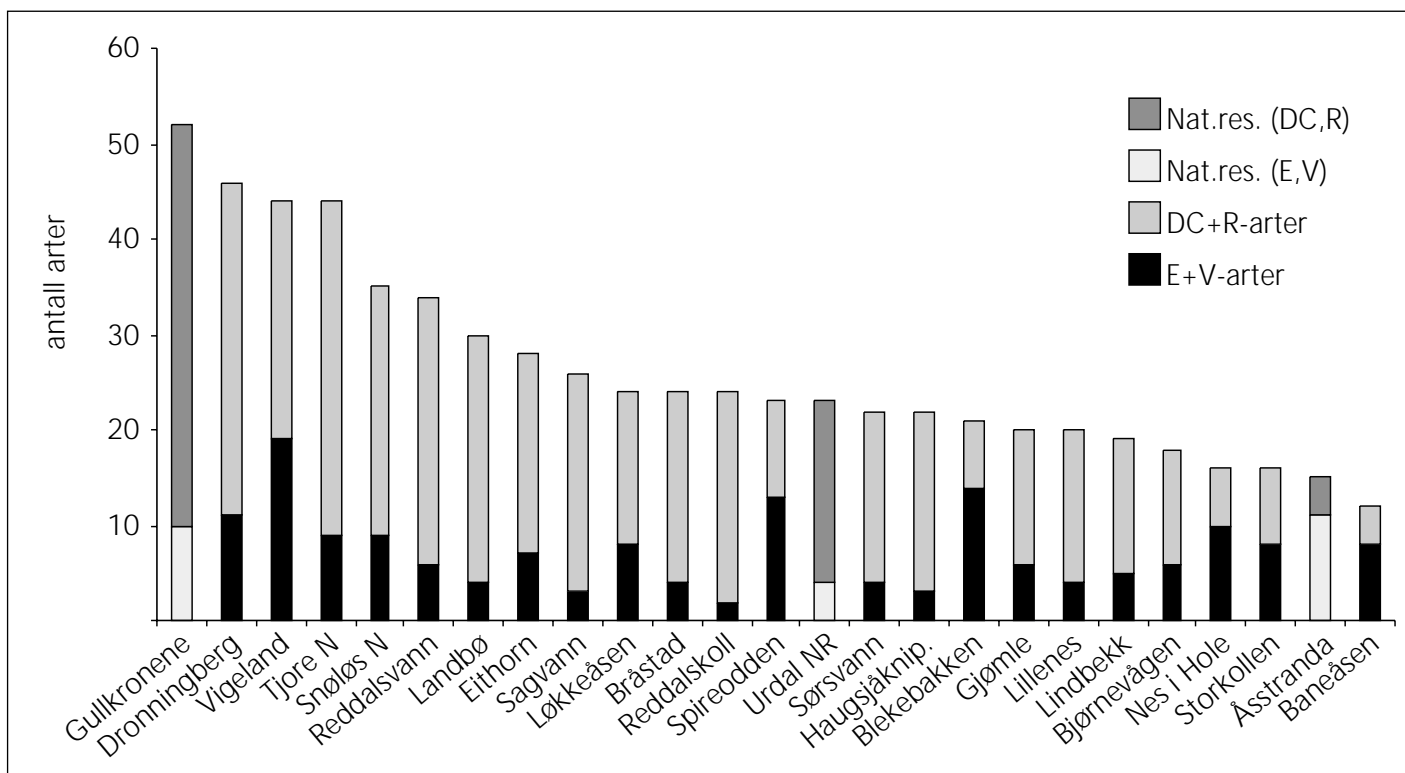
Vedlegg 7.1: Rødlistearter av sopp i edellauvskog

Sopp er en av de organismegruppene som ikke ble registrert og ikke vektlagt i edellauvskogsverneplanene på 1970-tallet. Denne gruppen framstår i dag – sammen med insekter – som den viktigste organismegruppen i skog mht rødlistearter og andre sjeldne og spesialiserte arter (jf Bendiksen et al. 1998). Videre er det etterhvert foretatt meget omfattende registreringer av rødlistesopp i skog, spesielt i edellauvskog (Bendiksen et al. 1998, jf også Universitetet i Oslo sin soppdatabase på Internett).

Edellauvskog utgjør en av de viktigste habitattypene for rødlistete sopper (Bendiksen et al. 1998). Etter barskog er dette den største gruppen med 182 arter, herunder hele 138 bare knyttet til edellauvskogene. Innenfor de to mest truede kategoriene (E + V) er edellauvskogsarter den største gruppen (90 av totalt 235 E + V-arter). Hvor mye av disse elementene fanges egentlig opp av verneområdene?

I **figur 7.1** er de 25 rikeste lokalitetene mht rødlistete sopper presentert (gjelder hele landet). Av disse "topp 25" er kun 4 vernet som naturreservat (i tillegg er Haugsjåknipen i Froland foreslått vernet).

De aller rikeste "hot spots" for sopp har over 40 rødlistete arter, men nær 20 lokaliteter har 20 arter eller flere (**figur 7.1**). De



Figur 7.1

Antall truede og sjeldne (rødlistete) arter av sopp i de 25 rikeste lokalitetene med edellauvskog. Alle lokalitetene med minst 20 rødlistearter og/eller minst 5 truede/sårbare (E+V) arter er inkludert. Artene er skilt i henholdsvis truede/sårbare (E, V) og hensynskrevende/sjeldne (DC, R). Eksisterende naturreservater er angitt med skravur.

Number of threatened and rare (red-listed) species of fungi in the 25 richest broad-leaved deciduous forest sites. All sites with at least 20 red-listed species and/or at least 5 threatened/vulnerable (E+V) species are included. The species have been grouped in, respectively, threatened/vulnerable (E, V) and care-demanding/rare (DC, R). Existing nature reserves are indicated by hatching.

fleste av disse artene er jordboende. Når det gjelder arter i de to øverste rødlistekategoriene (E + V-arter), er det 6 lokaliteter som utmerker seg med mer enn 10 arter. Fem av disse lokalitetene er kalklindeskoger. Generelt er det lind-eikeskog på rik berggrunn (kalk eller amfibolitt/gabbro) som helt dominerer blant disse 25 lokalitetene, men det opptrer også enkelte mer kulturpåvirkete lokaliteter på rike løsmasser, som bl.a. utmerker seg med mange vedboende arter knyttet til grove gamle trær.

Aust-Agder

Aust-Agder er nok det området som er best undersøkt mht sopp blant de edellauvskogsrike fylkene (jf bl.a. Brandrud et al. 2000). Det foreligger bl.a. over 1000 sopp-innsamlinger fra edellauvskog i Aust-Agder ved sopphebariet på Tøyen (se Universitetet i Oslo sin soppdatabase på Internett).

I alt er det nå registrert 153 rødlistearter av sopp i edellauvskog i fylket, dvs. over 80% av alle rødlistearter med tilknytning til disse skogtypene.

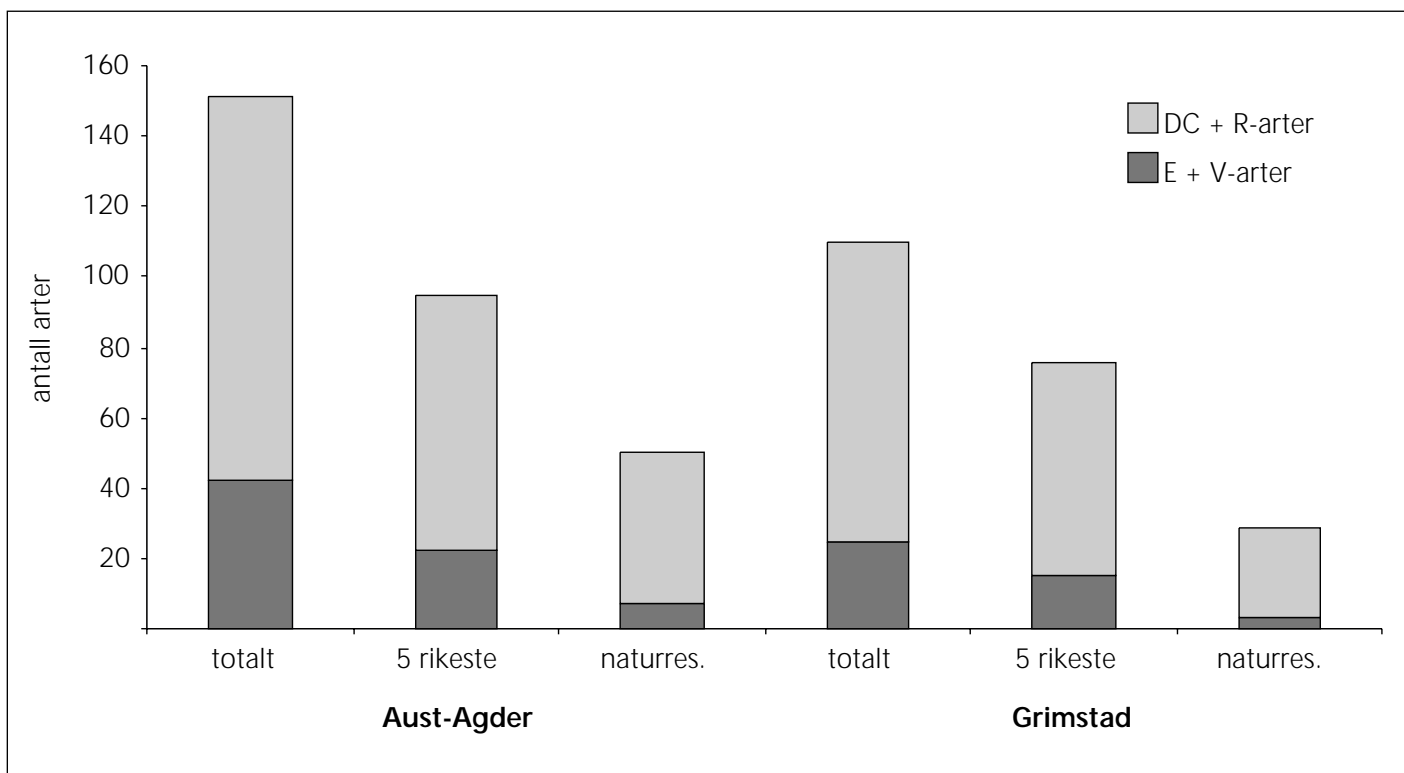
Rødlistesoppenes utbredelsesmønstre og økologi

Mange av de rødlistete edellauvskogssoppene er begrenset til eller har sitt tyngdepunkt i kystnære områder, med et kjerneområde i Arendal-Grimstad-området. Endel jordboende arter (mange E + V-arter) er eksklusivt knyttet til kyststripa mellom Kragerø og Kristiansand, og dette elementet har fått betegnelsen "Sørlandssopper" (Brandrud et al. 2000).

Mange av sørlandssoppene mangler eller de er ytterst sjeldne også ellers i Norden, og flere er ytterst sjeldne også Europa ellers (Bendiksen et al. 1998). Dette dreier seg mao ikke bare om utpost-forekomster av arter som er vanlige sørover i Europa, men for øvrig om et element som har et viktig europeisk "rest-område" i eikeblandingsskoger på Sørlandet. Sørlandssoppene bør derfor ha særlig prioritet som norske ansvarsarter. Også enkelte vedboende arter kan peke seg ut som norske ansvarsarter, men disse synes i vel så stor grad å ha tyngdepunkt i Telemark (se nedenfor).

De fleste av rødlisteartene er knyttet først og fremst til rike "blåveis-eik-lindeskoger", dvs. primært relativt tørre skoger knyttet til rike gabbro- eller amfibolitt-rygger eller til rasmarker med særlig rik skredjord (jf Brandrud et al. 2000, 2002). De fleste artene (ca. 70%) er jordboende, de andre er vedboende, knyttet mest til eik, ask, alm og osp. Flertallet av de jordboende, inkludert nesten alle sørlandssoppene, er ektomykorrhizasopper (symbionter), knyttet mest til eik, lind og hassel (Brandrud et al. 2000).

En nøkkel til vernesuksess i forhold til artsmangfoldet av sopp blir dermed i hvilken grad man greier å sikre rike "amfibolitt-skoger" med lind og eik.



Figur 7.2

Fordeling av truede og sjeldne (rødlistete) arter av sopp i edellauvskog i Aust-Agder og Grimstad, totalt, på de 5 mest artsrike lokalitetene og i eksisterende naturreservater. Artene er skilt i henholdsvis truede/sårbare (E, V) og hensynskrevende/sjeldne (DC, R).

Distribution of threatened and rare (red-listed) species of fungi in broad-leaved deciduous forest sites in Aust-Agder county and Grimstad municipality, in total, for the 5 most species-rich sites and in existing nature reserves. The species have been grouped in, respectively, threatened/vulnerable (E, V) and care-demanding/rare (DC, R).

Hva fanger reservatene opp av rødlistearter?

I de 12 edellauvskogsreservatene i Aust-Agder er det registrert 53 rødlistearter av sopp, 51 av disse er knyttet til edellauvskog (figur 7.2), mens to er utpregete barskogsarter. Hver art er sjelden registrert i mer enn to reservater. Reservatene med rik berggrunn/jordsmonn og/eller kystnær beliggenhet er godt undersøkt, f.eks. Urdalen, mens enkelte som er vurdert å ha lite potensiale for rødlistearter er begrenset undersøkt (jf Univ. Oslo Soppdatabase, Internett), og det reelle rødlistetallet er nok noe høyere.

De 51 artene i reservatene utgjør drøyt 30% av de rødlistete edellauvskogsartene som er registrert i Aust-Agder (figur 7.2). Når det gjelder antall kjente forekomster/populasjoner, er antallet under 10% i reservatene.

Andelen arter i naturreservatene av de to mest truede kategoriene (E og V-arter) er bemerkelsesverdig lav. Kun 6 sårbare (V)-arter er fanget opp, mot 42 registrerte i Aust-Agder, dvs. en "treffprosent" på 14%.

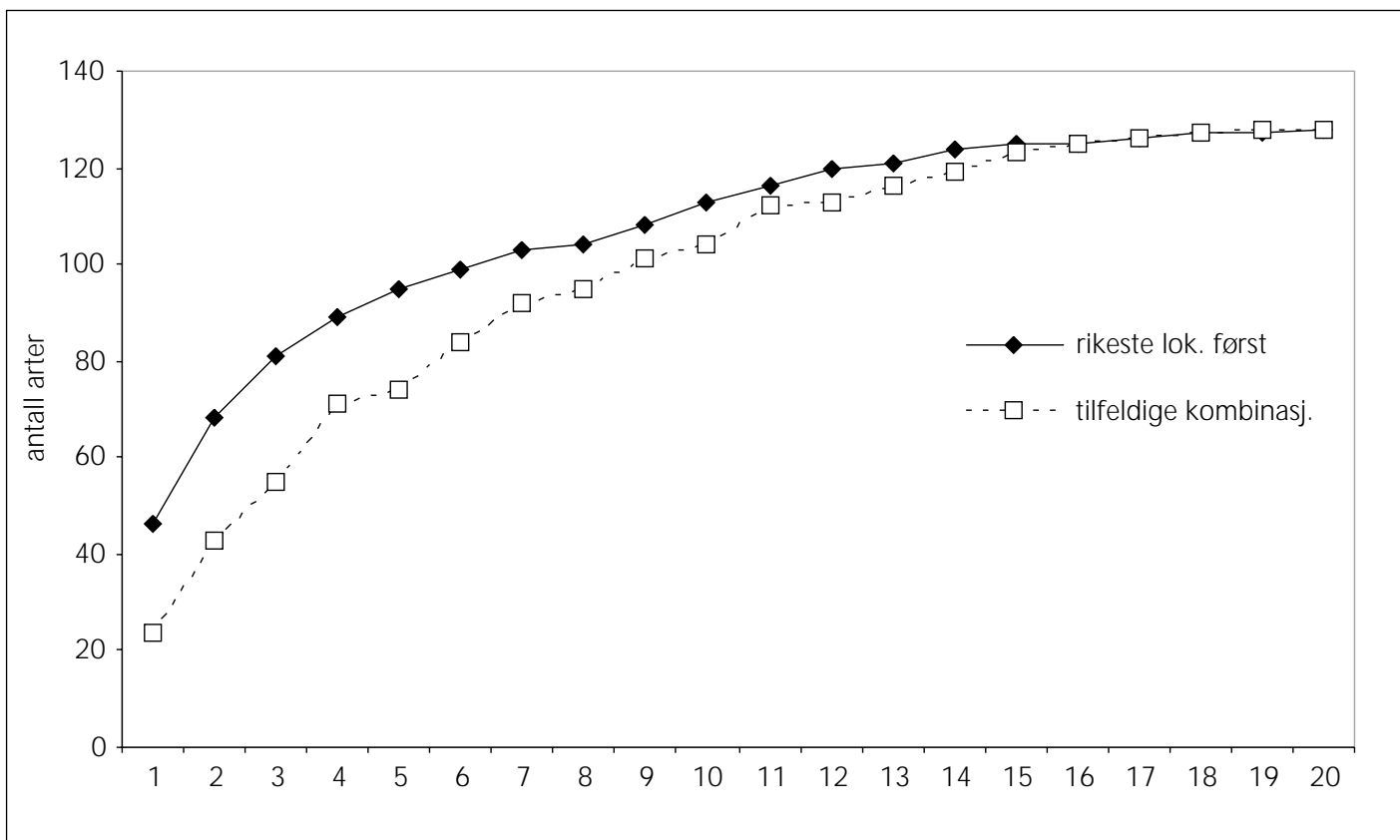
Hva skal til for å fange opp de viktigste rødlisteforekomstene?

Da edellauvskogsregistreringene til verneplanen ble foretatt for nesten 30 år siden (Korsmo 1974a), hadde man ingen kunnskap om disse sjeldne og sårbare soppartene. Men hvordan er mulighetene for å fange opp en større andel av de mest sårbare artene i verneområder med dagens kunnskap?

Rødlisteforekomstene, og spesielt E- og V-arterne i Aust-Agder, forekommer i stor grad ansamlet i tildels små "hot spots". Således har f.eks. de to rikeste lokalitetene (Vigeland, Arendal og Tjore N, Grimstad, jf Brandrud et al. 2002) hhv 46 og 44 rødlistearter (11 og 9 E+V-arter). Dette gjør dem, sammen med edellauvskogen på Dronningberget på Bygdøy i Oslo og Gullkronene NR, Tønsberg, til de aller rikeste lokalitetene vi kjenner til mht rødlistearter av sopp i Norge (figur 7.1; jf også Univ. Oslo sin soppdatabase). Vigeland alene vil fange opp nesten like mange rødlistearter som i dag er registrert i hele edellauvskogsplanen i Aust-Agder.

Figur 7.3 illustrerer nærmere forholdet mellom antall rødlistearter og antall lokaliteter. Disse "hot spot"-lokalitetene har endel fellestrekk, slik at det går an å forutsi rødlisteansamlinger ut fra endel generelle miljøindikatorer, så som særlig elektrolyttrikt jordsmonn, høy ansamling av krav-fulle karplanter, samt geografisk posisjon innenfor de laveste skjærgårdsområdene, dvs kystnære åspartier som bør kunne ha hatt flere tusen års kontinuitet med rike edellauvskoger.

De to ovennevnte, rikeste lokalitetene i Aust-Agder (Vigeland og Tjore N) vil til sammen fange opp 69 rødlistearter (15 E+V-arter), dvs godt over det som verneplanen har fanget opp. De tre rikeste lokalitetene vil til sammen fange opp 81 rødlistearter, mens de 6 rikeste lokalitetene fanger 100 rødlistearter, dvs omtrent to tredjedeler av rødlisteartene i edellauvskog i Aust-Agder. Omtrent 18-19 lokaliteter må til for å fange 125 rødlistearter.



Figur 7.3

Kumulativ fordeling av truede og sjeldne (rødlistete) arter av sopp på de 20 rikeste lokalitetene i Aust-Agder, ved henholdsvis utvalg av rikeste lokaliteter først og tilfeldig utvalg av lokaliteter.

Cumulative distribution of threatened and rare (red-listed) species of fungi for the 20 richest sites in Aust-Agder county, by, respectively, selection of the richest sites first and random selection of sites.

Pr i dag er det registrert 10 edellauvskoglokaliteter i Aust-Agder med mer enn 20 rødlistearter av sopp og 15 lokaliteter med mer enn 15 rødlistearter. Hver av disse lokalitetene har flere arter i kategori E og V. På denne eksklusive "topp 15-lista" er det kun ett naturreservat, Urdalen NR ved Seljestøl i Froland, samt ett område som sannsynligvis blir vernet som barskogsreservat (Haugsjåknipen/Ribbåsen i Froland). I Urdalen er sannsynligvis en del av rødlisteartene funnet utenfor nåværende reservatgrenser.

Fra et biomangfoldsynspunkt er dette nasjonalt verdifulle lokaliteter som burde ha vært vernet etter naturvernloven. Data om disse lokalitetene er pr. i dag tilgjengelige, eller i ferd med å bli tilgjengelige gjennom kommunal naturtype/biomangfoldkartlegging og skogbrukets miljøregistrering i skog.

Grimstad

Som nevnt over, er de fleste av rødlisteartene knyttet til kystnære områder, og det kan derfor være naturlig å se nærmere på kystkommunen Grimstad, som har 4 av de 5 mest kystnære reservatene (jf Fylkesmannen i Aust-Agder 1977), og som er grundig undersøkt når det gjelder sopp (Fjeld et al. 1999, Solvang 2001, Brandrud et al. 2002). Det er foretatt soppregistreringer på ca 70 edellauvskoglokaliteter i kommunen (Brandrud et al. 2002). De fire reservatene er alle undersøkt med mer enn 10 registreringsbesøk (jf Univ. Oslo sin Soppdatabase på Internett). Til sammen 29 av de 105 rødlisteartene som er registrert i kommunen, er fanget opp i de 4 verneområdene, og kun 3 arter i kategoriene sårbar og akutt truet (**figur 7.2**). I snitt er det registrert 8 rødlistearter pr. reservat.

Til sammenlikning er det registrert henholdsvis 44, 31, 24 og 17 arter på hver av de fire rikeste lokalitetene som ikke er vernet, Tjore N, Reddalsvannet SØ, Reddalskollen SV og Rukjerr ved Reddals-kanalen (Brandrud et al. 2002). Den lokaliteten som har flest rødlistearter registrert (Tjore N), var med i utkastet til verneplan for edellauvskog (Fylkesmannen i Aust-Agder 1977), men ble trukket ut av verneplanen pga konflikt i forhold til skogbruksmessig utnyttelse av området. Seinere har hensynet til biomangfoldet måttet vike enda en gang her, ved at det ble gitt konsesjon til å anlegge hjortefarm. I dag er sannsynligvis mye av det mest sårbare biomangfoldet gått tapt ved betydelig slitasje på markdekket (Brandrud et al. 2002).

Den relativt lave forekomsten av rødlistearter i de fire reservatene er primært forårsaket av at de er dominert av næringsfattige skogstyper (mest blåbærikekog og i Søm NR smylebøkeskog) med kun et lite potensial for rødlistearter. Pussig nok har alle fire reservatene havnet innenfor det berggrunnsmessige ekstremt fattige Grimstad-Herefoss-granitt-området, i deler av kommunen med den laveste tettheten av rødlistearter. Dernest har reservatene liten andel av grove, gamle trær og lite død ved og læger, som er viktige habitater for de vedboende rødlisteartene.

De rikeste lokalitetene i Grimstad er knyttet til de rike amfibolitt-båndgneis-ryggene som forekommer langs S-SØ-siden av Reddalsvannet-Landvikvannet og i Homborsund-Eide-området.

Sognefjorden

De store og rike edellauvskogene i indre fjordstrøk har fram til helt nylig vært lite undersøkt soppmessig. Den nordiske soppkongressen i Sogndal i 2000 representerte imidlertid et betydelig kunnskapsløft. Her ble det registrert over 900 arter, inkludert 106 rødlistearter, hvorav godt over halvparten ble funnet i edellauvskog (Brandrud et al. 2001). Tilsammen 6 edellauvskoglokaliteter (eller hagemark med edellauvskog) er i kartleggingssammenheng vurdert som nasjonalt/regionalt verdifulle, med funn av > 8 rødlistearter av sopp, de to rikeste lokalitetene med henholdsvis 19 og 26 rødlistearter (Brandrud et al. 2001). Flest arter ble funnet i tilknytning til lind og (storkvokst) hassel på rik skredjord (mest mykorrhizasopper) og i tilknytning til grov, gammel, gjerne lauvet/styvet alm, ask og eik i kulturlandskapet (mest vedboende sopper). Det foreligger verneforslag for de rikeste lokalitetene.

De fleste rødlisteartene tilhører et edellauvskogselement med utbredelse fra Oslofjords-området og til Sogn eller Møre, men det er også endel arter med klart tyngdepunkt på Vestlandet ("vestlandssopper"). Et lite, eksklusivt element er mer eller mindre strengt knyttet til fjordstrøk ("fjord-element"), med den akutt truede, storkvokste pelskjuka (*Inonotus hispidus*; kun kjent fra Sognefjorden) som det mest iøynefallende eksemplet (Aas & Gaarder 1993).

Det er grunn til å tro at de vegetasjonsøkologisk svært like almlinde(-aske)skogene i indre Hardanger har den samme, rike soppfloraen, med den samme ansamlingen av rødlistearter. Undersøkelse av "fjordskogene" i Suldal i Rogaland tilsier at det også her er betydelige elementer av den samme, rike floraen, dog med færre lokaliteter og noe lavere antall rødlistearter (Brandrud 2002b). Også her er det lindedominert skog på skredjord, samt hagemark med hassel, grov alm, ask og eik som har de største forekomstene, og (minst) 5 lokaliteter er vurdert som nasjonalt verdifulle (kun én er vernet) ut fra biomangfold generelt.

Sopp i kalklindskog

Svært mange av våre sjeldneste og mest sårbare sopper er kalkkrevende (Bendiksen et al. 1998). Flertallet av disse er mykorrhizasopper, og i edellauvskog er disse knyttet mest til bøk, eik, lind og hassel. I Norge opptre bøk og eik meget sjelden på kalk, slik at de viktigste habitatene for de lauvtilknyttete kalksoppene er lindedominerte skoger, med lind i tresjiktet og gjerne hassel i busksjiktet.

Kalklindskog forekommer primært i Oslofjordsområdet sør til Grenland, og med utpost-lokaliteter på Ringerike og i Mjøso-området. Lokalitetene opptre med få unntak som små fragmenter omgitt av kalkbarskog, kulturlandskap og tettsteder. Slike kalklindskog forekommer nesten ikke ellers i Norden eller i Europa for øvrig, og kan betegnes som et mer eller mindre unikt element for Oslofjordområdet (Brandrud & Bendiksen 2001). Lokalitetene er i ulike grad undersøkt og dokumentert mht skogstruktur, vegetasjonsøkologi og biomangfold (jf Korsmo 1974b, Bronger & Rustan 1983, Bendiksen & Korsmo 1996, Brandrud 1999, 2001, Heggland 2000, Stabbetorp et al. 2000, Brandrud & Bendiksen 2002).

I kalklindeskog er det registrert 70 rødlistearter av sopp. Av disse er hele 30 arter akutt truede eller sårbare, og 28 arter er eksklusive kalklindeskogsarter. Én art, lindeslørsopp (*Cortinarius tillae*), ser ut til å være endemisk for Oslofjordsområdet, dvs den er kun registrert her (tre lokaliteter, jf Brandrud & Bendiksen 2001, 2002). Videre forekommer en del arter som knapt er registrert ellers i Norden, og som har sine hovedforekomster sør for Alpene. Disse soppene representerer norske ansvarsarter.

De fleste av disse artsfunnene er gjort på 10 lokaliteter, som peker seg ut som ekstreme "hot spots" for dette elementet. Elementet er godt undersøkt over en 20-årsperiode (Brandrud 1986, Brandrud & Bendiksen 2001, 2002). Den rikeste lokaliteten huser mer enn 10 rødlistearter i de to øverste kategoriene (E+V-arter). På enkelte lokaliteter er det også registrert ekstremt sjeldne insekter. Således er det f.eks. registrert eneste nordiske forekomst av en praktbille på Dronningberget i Oslo (Oddvar Hanssen, pers. medd.)

Kalklindeskogene har forekomster av et helt element med isolerte arter, som har en sterkt fragmentert utbredelse i Nord- og Mellom-Europa, og lokalitetene med sine spesielle arter antas å være reliktpregete rest-forekomster av et element som tidligere hadde en større, mer sammenhengende utbredelse (Brandrud & Bendiksen 2002).

Disse reliktpregete kalklindeskogene er i relativt liten grad fanget opp i verneområder. Av de 10 nasjonalt-internasjonalt mest verdifulle lokalitetene er kun tre vernet. To (Eriksrud NR, Biri og Åsstranda NR, Porsgrunn) er edellauvskogsreservater, mens deler av ett (Spireodden på Løkenes-halvøya i Asker) er naturreservat i verneplan for fossilforekomster (Stabbetorp et al. 2000). Én av lokalitetene, Blekebakken, ved Trosvik, Porsgrunn har havnet rett utenfor det større naturreservatet Frierflaugene. Dronningberget er tidligere foreslått vernet som naturreservat (Bronger & Rustan 1983)

På grunn av små arealer og meget små populasjoner av rødlistearter, er disse lokalitetene sårbare overfor inngrep. De fleste ligger nær urbane områder og er sterkt truet av utbygging til boligformål, veier, e.l. (jf Brandrud 1999, 2001). Flere av bestandene er også truet av slitasje og hogst-inngrep.

Det er usikkert hva disse artene tåler av hogst. Lindetrærne overlever som individer ved hogst, og i noen av bestandene har endel rødlistearter av sopp også åpenbart overlevd hogstingrep. Men de økologiske endringene som følger av hogsten, kan virke negativt på mange av artene, og med ekstremt små populasjoner skal det svært lite til før disse artene forsvinner fra norsk flora. Kanskje tåler de fleste artene enkelte tilfeldige hogstingrep, men kanskje ikke større hogster over flere omløp. Etter føre-var-prinsippet bør således hogstingrep generelt unngås på disse sårbare lokalitetene.

Sammenfatningsvis er det et sterkt behov for sikring etter naturvernloven av disse lokalitetene, og vern er også foreslått for endel av disse (jf upublisert vedlegg til Bendiksen et al. 1998)

8 Miljøregistreringer i skog, skogbrukets miljøsinn og betydningen av økonomiske null-områder

Skogbruket søker gjennom en rekke miljøtiltak å ivareta livsmiljøer for arter og å motvirke tap av biologisk mangfold som et resultat av skogbruksvirksomhet. Sentralt i skogbrukets miljøstrategi er forvaltning av skogbestand der en med utgangspunkt i registreringer har identifisert miljøverdier. Det har de seinere årene vært en sterk økning av kartlegging og registrering av miljøverdier i skog. Ulike registreringsmåter har vært benyttet for å få en oversikt over habitater og livsmiljøer som er viktige for biomangfold i skog.

Metoder basert på registrering av indikatorarter eller strukturparametre for livsmiljøer med forekomst av rødlistearter har vært utviklet de siste 10 årene, bl.a. for registrering av såkalte nøkkelbiotoper (jf Siste Sjanse, f.eks. Haugset et al. 1996, Bredesen et al. 1997, Løvdal 2001). Ved hjelp av slike metoder er det blitt identifisert et stort antall mindre områder med stor verdi for artsmangfoldet i skog. Dette har vært basert på en rekke biologiske registreringsprosjekter, ofte utført på eiendomsnivå. For større skogeiendommer har det ved slike registreringer også blitt sikret en del arealer av en størrelse som har ligget over hva man normalt forbinder med nøkkelbiotoper. Videre har viktige kjerner av frafalte verneforslag i flere tilfeller blitt sikret som nøkkelbiotop. I sjeldnere tilfeller har også hele verneforslag opp til ca 1 km² blitt identifisert som viktig område for biomangfold.

Liknende registreringskriterier ligger delvis til grunn for naturtyperegistreringer av skog i forbindelse med kartlegging av biomangfold i kommunene (DN 1999b). Her blir det også identifisert viktige områder for biomangfold. I praksis medfører dette alt fra at områder avsettes for bevaring og til at det legges opp til spesielle hensyn i forbindelse med arealplanlegging.

De siste årene er det utviklet et nytt registreringsopplegg i regi av Landbruksdepartementet, Miljøregistreringer i skog (MiS). Dette opplegget blir nå etablert som standard metode for skogbrukets registrering av skogbestand og områder som skal gis en forvaltning tilpasset behovene til biologisk mangfold. Dette registreringsopplegget er utviklet gjennom prosjektet Miljøregistrering i skog, som bl.a. har analysert arters fordeling basert på egne feltundersøkelser og analyser av økologiske data om arter på den norske rødlisten over truede, sjeldne og andre verneverdige arter (DN 1999a). Hovedrapporten fra prosjektet (Gjerde & Baumann 2002) er relevant også for problemstillinger knyttet til skogvern fordi den søker å gi en syntese av relevante problemstillinger – fra arters fordeling i skognaturen via registrering av biologisk mangfold til forvaltning av dette mangfoldet. Vi vil derfor i kapittel 8.1 kort gjøre greie for hovedpunkter i registreringsmetoden og noen av resultatene fra prosjektet som er særlig relevante for en evaluering av skogvernet i Norge. I kapittel 8.2 vil vi komme mer direkte tilbake til skogbrukets miljøtiltak, slik disse er formulert av interessentene bak prosessen Levende Skog. I kapittel 8.3 skal vi så se nærmere

på betydningen for biomangfold av skogområder som ikke er økonomiske å drive.

Skogbrukets miljøsyn, og særlig forvaltningstiltak basert på miljøregistreringer skiller seg fra skogvern etter naturvernloven på en rekke punkter, som målsetting, størrelsen på enkeltarealene, avstand mellom forvaltede arealer av samme miljøkvalitet, og forvaltningsform.

Arealer vernet etter naturvernloven har en rekke formål (jf kap. 1), deriblant å sikre et representativt utvalg av norsk natur og å ivareta biologisk mangfold. De skal gi befolkningen mulighet for å oppleve naturen og det biologiske mangfoldet, og er, pga størrelsen og forvaltningsform, arealer velegnet for forsknings- og undervisningsformål. Forvaltning av skogarealer basert på miljøregistreringer (med fokus på biologisk mangfold) har imidlertid bare ett siktepunkt: å hindre tap av biologisk mangfold som et resultat av skogbruk. En vurdering av skogbrukets miljøsyn sett i forhold til behov for skogvern etter naturvernloven, bør derfor først og fremst avgrenses til hvilken rolle tiltakene i skogbruket har for å ivareta det biologiske mangfoldet.

En vurdering av betydningen av skogbrukets miljøsyn må inkludere følgende tre faktorer:

- Hvordan arter er fordelt i skognaturen
- Hvilke arealer som forvaltes
- Størrelsen på arealet som forvaltes med hensyn til biologisk mangfold

8.1 Miljøregistreringer i skog (MiS)

8.1.1 Fordeling av arter i skog

De ulike artenes økologiske krav varierer betydelig, og for mange av artene er det manglende kunnskap om hva som skal til for å sikre langsiktig levedyktige populasjoner i norske skoger. Mange arter synes å trives, endog favoriseres, i skoglandskap under ordinær drift. En del arter vil imidlertid kreve særskilte tiltak i drevet skog, f.eks. å øke innslaget av et bestemt dødvedhabitat. Siden reservater bare vil dekke en mindre del av landskapet, vil slike tiltak kunne være avgjørende for en del arter. Ytterligere en gruppe arter synes ikke å kunne tilfredsstilles bare med tiltak innenfor drevet skog og vil derfor kreve egne områder i form av reservater. Kunnskapsgrunnlaget i dag er ikke godt nok til å avgjøre i hvilken tiltaksgruppe de enkelte artene hører hjemme.

Artenes grad av klumpvis fordeling kan gi nyttig informasjon om hva som kan fanges opp i avsatte reservater alene, og vil kunne gi en indikasjon på behovet for ytterligere tiltak i drevet skog. Registreringer i MiS-prosjektet i 6 studieområder (hvorav 5 utgjør deler av opprettede eller foreslåtte reservater) fanget opp 54,5% av alle kjente mosearter og 59% av kjente vedboende poresopp, men bare 15,4 % av rødlistete skogsmoser og 31% av rødlistete poresopp på et samlet registrert areal på 2,65 km². Det er altså mulig å fange opp en stor del av kjente arter på et lite areal, men det er atskillig mer arealkrevende å fange opp sjeldne arter. Det er de sjeldne artene, derunder en stor andel av rødlisteartene, som er problematisk å forvalte. MiS-prosjektet prioriterte nettopp

undersøkelser av rødlistearter og studerte tetthet og klumping av arter og artsforekomster på tre ulike skalaer: en "reservatskala" på ca 2 km², skogtypenivå, og innenfor samme skogtype. Hovedresultatet av disse analysene viser at graden av klumping av rødlistearter er sterkt skalaavhengig: Klumping av rødlistearter var sterkest på skogtypenivå, der f.eks. edellauvskog hadde en vesentlig høyere tetthet av rødlistearter enn furuskog. Fattigere skogtyper har imidlertid særegne rødlistearter, som ikke kan forvaltes ved ensidig å velge ut rike typer for vern eller andre former for tiltak. I registreringene av livsmiljøer er derfor tyngdepunktet noe forskjøvet mot rike vegetasjonstyper, samtidig som både rikere og fattigere skogtyper dekkes for elementer hvor fordeling av arter tilsier at dette er særlig viktig for å fange opp mangfoldet.

Innen samme skogtype fant en at for 7 av 10 undersøkte skogtyper var fordelingen av rødlistearter ikke statistisk forskjellig fra en tilfeldig fordeling. Fordelingen av rødlistearter i rike skogtyper med mange funn av rødlistearter var like spredt som i skogtyper med få funn av rødlistearter (se Gjerde et al. 2002a,b). Dette innebærer at registreringer av rødlistearter i mange tilfeller ikke kan legges til grunn for å skille mellom ulike arealer eller lokaliteter av samme skogtype.

Hvor effektive er arealer basert på MiS-registreringer?

En evaluering av miljøregistreringene må vurdere hvor gode indikatorene som brukes er, og hvor effektivt det er å prioritere arealer med konsentrasjoner av livsmiljøer.

MiS-prosjektet testet ut effektiviteten av indikatorene ved å sammenlikne forekomst av rødlistearter i 50x50 m ruter utvalgt mht ulike livsmiljøer mot antall rødlisteforekomster i tilfeldig utvalgte ruter (Sætersdal et al. 2002). Ruter utvalgt med hensyn på dødvedkonsentrasjoner hadde 5,3 ganger så mange forekomster av rødlistearter knyttet til død ved som det ble funnet i tilfeldig utvalgte prøveflater. Effektiviteten analysert på tilsvarende måte var 9,2 og 16,5 for forekomster av rødlistearter knyttet til henholdsvis rikbarkssamfunn og hengelavssamfunn i sammenlikning mellom ruter utvalgt med hensyn på disse livsmiljøene og tilfeldig valgte ruter. Samlet sett (alle utvalgte prøveflater, 159 rødlisteartsforekomster) var effektiviteten ved sammenlikning mellom alle utvalgte flater og tilfeldig valgte flater imidlertid betydelig lavere (3,8). Dette skyldes at det er liten grad av arealoverlapp mellom de ulike miljøene, noe som taler til fordel for en komplementær utvelgelse av livsmiljøer for forvaltning.

Erfaringene med registreringsopplegget tyder på at noen av de strukturelle indikatorene og artsindikatorene for ulike livsmiljøer er effektive for å peke ut arealer med høyt innhold også av sjeldne og sårbare arter. Indikatorene for livsmiljøer som rikbark, hengelav og død ved (dødvedprofil, se Stokland 2001) synes f.eks. å være godt dokumenterte. Det synes imidlertid vanskeligere å finne effektive indikatorer for å kunne skille ut arealer som er særlig viktige for biologisk mangfold og rødlistearter for elementene rik bakke og bergvegger. Her må det understrekes at prosjektet i mindre grad har undersøkt skogbunnslevende organismer, og differensieringen innenfor det arealet som registreres for bakkelevende arter (rike vegetasjonstyper) er på skala skogtypenivå.

Hvor effektive er reservater til å fange opp rødlistearter?

Prosjektet sammenliknet forekomst av rødlistearter i 2,5 dekar store prøveflater i de 6 studieområdene med tilfeldig utvalgte prøveflater av samme størrelse i 9 prøvekommuner. Den gjennomsnittlige tettheten av rødlistearter i skog av hogstklasse 4 og 5 var 0,9 i studieområdene, mot bare 0,2 i tilfeldig utvalgte ruter i eldre skog. Dette indikerer at naturreservater kan være en arealeffektiv måte å forvalte rødlistearter på (4-5 ganger så høy tetthet av funn av rødlistearter som annen eldre skog), hvis vi forutsetter at de 6 studieområdene er representative for naturreservater i Norge.

Finnes hot-spots på reservatskala?

MiS-prosjektets omfattende registreringer av 4 organismegrupper (karplanter, makrolav, moser og vedboende poresopp) innen 6 studieområder av reservatkarakter (hver ca 2 km² hvorav en fjerdedel av arealet ble registrert) gir tall for hvor stor del av mangfoldet reservater kan fange opp (se Blom et al. 2002a), og dernest om ulike områder av samme størrelse skiller seg vesentlig i artsmangfold.

Antall arter for de 4 undersøkte organismegruppene, både for hele studieområdet og pr. analyserute (50x50m), var ganske likt for 5 av 6 områder (figur 8.1). Studieområdet i Kvam (del av Geitaknottane naturreservat) skiller seg markant ut ved å ha ca 54% høyere antall arter pr. prøveflate og ca 38% flere arter totalt enn gjennomsnittet for de 5 andre studieområdene. Analyserte prøveflater i Kvam utgjør ca 71% av arealet analysert i de andre feltene, arealet er altså betydelig mindre. Det finnes altså

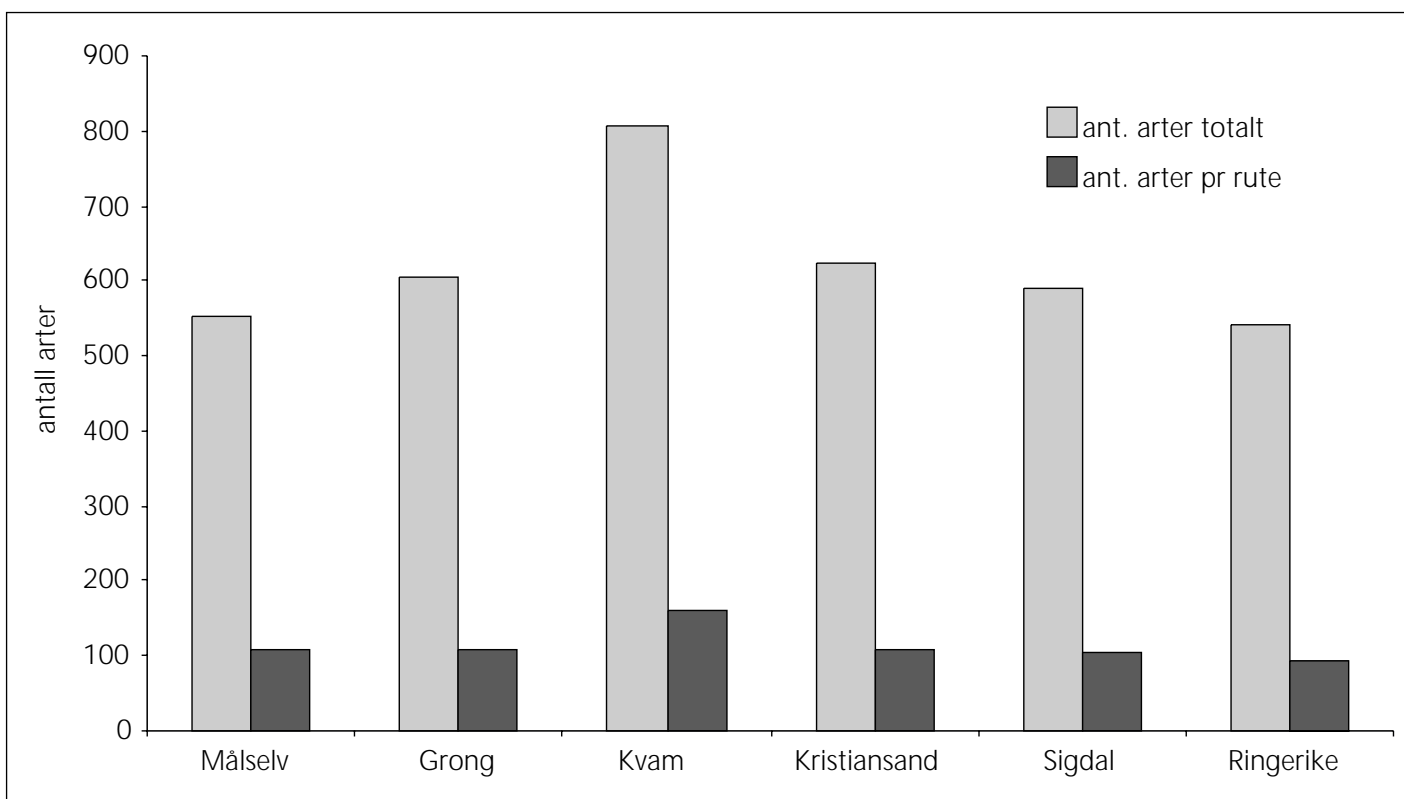
områder av reservatkarakter og størrelse som skiller seg ut ved å ha et betydelig høyere artsmangfold, iallfall for et begrenset antall organismer.

Det var svak korrelasjon mellom totalt artsmangfold for de 4 undersøkte organismegruppene, og antall rødlistearter og andre sjeldne arter som ble registrert i studieområdene (figur 8.2). I datasettet var der altså ingen klar sammenheng mellom totalt artsmangfold og forekomst av prioriterte arter (rødlistearter) for forvaltning.

Videre ble det funnet svært lite overlapp mellom studieområdene mht forekomst av rødlistearter. Ingen art ble funnet i alle områdene, og hele 75,3% av artene ble bare registrert i ett område. Dette er ikke overraskende da studieområdene nettopp var valgt ut for å kunne representere ulike naturgeografiske regioner. Men selv for de to nærliggende områdene i Sigdal og Ringerike (Oppkuven) var det svært lite overlapp og store forskjeller i antall rødlistearter som ble registrert. For antall rødlistearter innen de enkelte organismegruppene og for enkeltarter var det lite sammenfall i hvilket område som var viktigst (Sætersdal et al. 2002).

8.1.2 Regionale prioriteringer basert på fordeling av rødlistearter

Kunnskapen om mange – kanskje de fleste – av skoglevende rødlistearter er sterkt mangelfull (se Blom et al. 2002a). Å argumentere for mangler ved eksisterende skogvern basert på



Figur 8.1

Totalt antall arter og gjennomsnittlig antall arter per 50x50m rute for 4 organismegrupper i 6 skogområder undersøkt ved prosjektet Miljøregistreringer i skog (MiS).

Total number and mean number of species per 50x50 m sample square for 4 groups of organisms in 6 forest sites studied in the project Miljøregistreringer i skog (MiS).

kjente forekomster av et fåtall rødlistearter, eller begrensede artsregistreringer er i beste fall urimelig i forhold til den store delen av det biologiske mangfoldet som ikke inngår i argumentasjonen (mange grupper er ennå ikke vurdert for rødlista). MiS-prosjektets analyser av indikatorarter påpeker bl.a. store variasjoner i indikatorverdi fra område til område, også mellom nærliggende skogsområder, og er en av grunnene til at strukturelle indikatorer blir benyttet for de fleste livsmiljøene (Sætersdal et al. 2002). Analyserer en imidlertid levesteder økologisk som geografisk for en stor andel av artene på rødlisten, kan det framtre mønstre som peker mot mulige prioriteringer av arealer, nasjonalt eller regionalt.

MiS-prosjektet undersøkte også fordelinger av alle skoglevende rødlistearter tilhørende 6 organismegrupper (biller, karplanter, makrolav, moser, sopp, sommerfugler) (se Blom et al. 2002a,b). I alt omfatter analysene 1421 arter som utgjør 85,7 % av skoglevende arter på rødlisten. Kunnskap om enkeltartene bygger på ulike kommenterte rødlistearter og annen artsinformasjon sammenstilt i en database ved Skogforsk (se Gundersen & Rolstad 1998) og oppdatert i tråd med artsutvalget på gjeldende rødliste (DN 1999a). Det er særlig lagt vekt på fordelinger av arter med begrenset forekomst – arter kjent fra én region, én skogtype, ett livsmiljø, én substrattype – fordi disse artene ut fra dagens kunnskap bare kan forvaltes på en spesifikk, begrenset del av skogarealet.

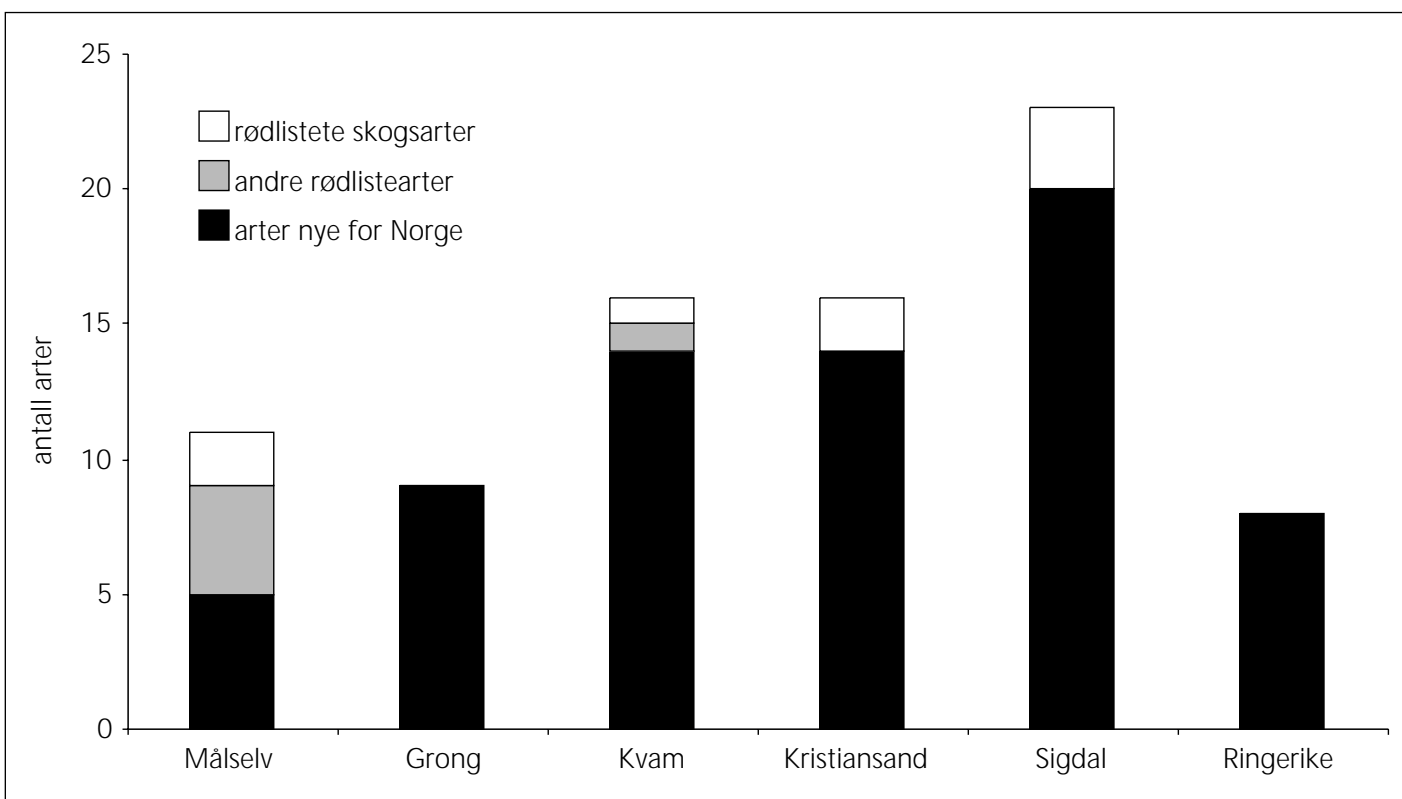
Her skal vi bare peke på noen hovedkonklusjoner fra disse analysene.

Hovedskogtyper

Edellauvskog og barskog har et tilnærmet likt antall "unike" rødlistearter (356 vs. 338 arter), mens kun 121 arter bare er kjent fra boreal lauvskog. Edellauvskog utgjør ca 1,7 % av skogarealet, og er følgelig disproporsjonalt viktig for rødlistearter i forhold til arealet skogtypen utgjør, mens det motsatte er tilfellet for nordlig lauvskog som utgjør ca 22,7% av det produktive skogarealet (se Blom et al. 2002a, deres figur 2).

Ser en videre på den regionale fordelingen av "unike" rødlistearter i edellauvskog, finner en at 4,7% av artene bare er kjent fra Vestlandet, mens hele 68,5% av artene bare er kjent fra de boreonemorale og nemorale områdene på Sørlandet og Østlandet (MiS region Sørøst Norge). Med hensyn på forvaltning av rødlistearter skulle dette tilsi at et betydelig større areal med edellauvskog burde vernes på Sør- og Østlandet enn på Vestlandet. Dette står i kontrast til det gjennomførte vernet av edellauvskog i disse landsdelene (se kap. 6 og 7).

Eik er det viktigste treslaget for rødlistearter knyttet til trær (epifytter, saprofytter, mykorrhiza-arter, insekter) i Norge selv om treslaget bare utgjør ca 0,8 % av stående kubikkmasse. Hele 85 rødlistearter er bare kjent fra eik i Norge (Blom et al. 2002a, deres figur 5). Det store flertallet av disse artene har en utbredelse begrenset til Sørlandet og boreonemorale og sørboreale deler av Østlandet. Med tanke på forvaltning av rødlistearter gjennom skogvern burde eikeskog følgelig prioriteres blant edellauvskogstypene i disse landsdelene.



Figur 8.2

Antall truede og sjeldne (rødlistete) arter og arter nye for Norge registrert i 6 skogområder i prosjektet Miljøregistreringer i skog (MiS). Number of threatened and rare (red-listed) species and species new for Norway recorded in 6 forest sites studied in the project Miljøregistreringer i skog (MiS).

"Unike" rødlistearter for ulike skogregioner er meget forskjellig fordelt på skogtyper innen de ulike regionene og gir grunnlag for regionale prioriteringer for forvaltning av biologisk mangfold på skogtypenivå (Blom et al. 2002b). På Sørlandet og den boreonemorale delen av Østlandet (MiS region Sørøst Norge) er edellauvskog klart viktigste hovedskogtype med mer enn 60% av rødlisteartene bare kjent fra regionen (Blom et al. 2002b, deres figur 6). I det boreale granskogsområdet i Norge (MiS region Boreal hovedregion) er barskog nesten tilsvarende viktig, mens de unike rødlisteartene er nokså jevnt fordelt på hovedskogtyper på ytre Vestlandet (MiS region 3). Hovedtyngden av antallet rødlistearter bare kjent fra én region, finnes altså hovedsakelig i de dominerende skogtypene i vedkommende region. Dette gjenspeiler fordelingene av de regionalt dominerende biogeografiske elementene (tagaelement, nemoralt lauvskogelement), mens det oseaniske elementet er mer jevnt fordelt både på furuskog, edellauvskog, bjørkeskog og hagemarkskog i kulturlandskapet.

Regioner

Mangfoldet av arter på gjeldende rødliste er ekstremt skjevt fordelt regionalt. MiS region Sørøst Norge er desidert rikest på rødlistearter. 1123 arter som utgjør 79 % av artene i de 6 analyserte organismegruppene er registrert i region Sørøst-Norge, hvorav 53,3% bare er kjent fra denne regionen (Blom et al. 2002b, deres figur 4). Dette er, til sammenlikning, 2,7 ganger flere arter totalt, og 6,8 ganger flere "unike" arter enn i den betydelig større boreale hovedregion som omfatter granskogsområdene på Østlandet, Trøndelag og i Nord-Norge. Med tanke på forvaltning av flest mulig rødlistearter gjennom skogvern, vil det altså være mest effektivt å sette av arealer til reservater på Sørlandet og på Sørøstlandet.

8.1.3 Hva registreres og hvor registreres det?

Miljøregistreringer gjøres i forbindelse med den vanlige skogtakseringen i forbindelse med utarbeidelse av skogbruksplaner. Et planområde er derfor den fysiske enheten for registrering. Registreringene foretas bare på eiendommer hvor det er bestilt skogbruksplan, og geografisk er registreringsarbeidet i dag begrenset til Norge nord til Helgeland og Rana. Registreringene foretas med noen få unntak i drivverdige skog i hogstklasse 4 og 5. Det er altså de skogarealene som er aktuelle for avvirkning som registreres.

Hvilke livsmiljøer registreres?

Det er gjort et utvalg av livsmiljøer og habitattyper som registreres (**tabell 8.1**). Særlig habitater som er avhengig av skogens alder og tilstand (f.eks. død ved og gamle trær) og hvor hyppigheten og mengden av tilgjengelig habitat i skogen direkte påvirkes av skogbruksvirksomhet er vektlagt. Utvalget bygger videre på kunnskap om hvilke skogtyper og livsmiljøer som har særlig stort artsinventar og forekomst av rødlistearter. Rike skogtyper er derfor vektlagt. Samlet representerer utvalget en stor del av viktige leveområdene for arter, inkludert de fleste som kan bli negativt påvirket av skogbruket, men det ligger også klare begrensninger i utvalget. Mange arter har levesteder utenfor de arealene som blir tilgodesett, blant annet bakkeboende organismer knyttet til fattige skogtyper.

Det er skilt ut 12 elementer av hovedhabitater (**tabell 8.1**). Hvert element inndeles i livsmiljøer etter viktige miljøgradienter, særlig fuktighet og rikhet/treslag slik at det i alt registreres 29 livsmiljøer. De aller fleste av disse vil normalt forekomme innen ethvert planområde (unntak er særlig hule lauvtrær, brannflater og leirraviner). De ulike livsmiljøene identifiseres ved hjelp av indikatorer. For de fleste miljøene brukes ulike strukturelle indikatorer, mens artsindikatorer bare blir benyttet i begrenset grad (Sætersdal et al. 2002).

Ved miljøregistreringene deles skogen prinsipielt i tre deler etter forekomsten av miljøkvaliteter:

- der det finnes konsentrasjoner av miljøkvaliteter
- der det finnes spredte forekomster av livsmiljøer som ikke oppfyller kravet til inngangsnivåer for konsentrasjoner av de ulike livsmiljøene
- der det finnes lite eller ingenting

Konsentrasjonen kartfestes, mens de spredte forekomstene utkrysses på bestandsnivå.

Samlet gir MiS-registreringen en ressuroversikt over miljøkvaliteter i skoglandskapet. Denne kan kartlegges og gi et visuelt bilde av fordeling og eventuelle konsentrasjoner av en eller flere miljøkvaliteter også på større skala som landskapsnivå. Registrerte forekomster kan i prinsippet benyttes til alle former for tiltak.

Den store verdien i dette ligger selvsagt i at arealene blir registrert etter samme metode. Helt åpenbart vil sammenstilling av slike kart, f.eks. for en kommune, avsløre områder av reservatstørrelse med stor tetthet av utfigurerte miljøkonsentrasjoner av ett eller flere ulike livsmiljøer, altså arealer av stor verneinteresse med tanke på biologisk mangfold (se Gjerde et al. 2002c, deres **figur 1**). Disse arealene vil imidlertid være for store til i sin helhet å kunne bli gitt fri utvikling gjennom skogbrukets miljøhensyn. For eventuelt å kunne sikre slike områder gjennom skogvern, må en kontinuerlig ha tilgang til midler for vern etter naturvernloven.

Hvis et planområde registreres flere ganger over tid gjennom flere skogtakster, vil en kunne analysere utviklingen i mengde og eventuelle forandringer av fordeling i landskapet for de ulike livsmiljøene. Dette vil også være en evaluering av om skogbrukets miljøhensyn faktisk fungerer i praksis, og eventuelt belyse behov for ytterligere vern gjennom naturvernloven. Koblet med artsregistreringer, kan en analysere populasjonsforandringer av rødlistearter over tid og korrelere dette til forandringer i fordeling og mengde av habitater, noe som nok vil være et krav for å kunne drive et seriøst rødlistearbeid. Rent metodisk vil det trolig være mer hensiktsmessig å skille mellom overvåking av miljøtilstand (strukturer og utvalgte arter) lagt til et nettverk av faste flater, og resultatkontroll basert på stikkprøver i skogbruket.

Med et ambisjonsnivå på ca 2 % for konsentrasjoner av livsmiljøer som blir avsatt for særskilte tiltak gjennom fri utvikling eller plukkhogst (**tabell 8.3**), vil konsentrasjoner av samme livsmiljø ligge omtrent 2 km fra hverandre hvis alle (26) livsmiljøer blir tilgodesett med samme areal. Dette vil kunne medføre at arealet for hvert livsmiljø blir for lite for at (del-) populasjoner av

Tabell 8.1

Oversikt over elementer og livsmiljøer definert i prosjektet Miljøregisteringer i skog, med forslag til skjøtsel og avgrensning av disse. Avgrensninger med buffersoner er påkrevd der det er mest vindutsatt eller der det vil være høy solinnstråling etter hogst. Det må tas hensyn til lokale forhold som treslag, skogstruktur, fuktighet (topografi) og herskende vindretning. Det er liten dokumentasjon på hvor store buffersoner bør være, men 25-50 m kan brukes som veiledende. Det forutsettes at buffersonen varieres etter hvor påvirkningen er størst (sydvendte områder, i kanten mot vann m.m).

Overview of environmental elements and habitats (livsmiljøer) defined in the project Miljøregisteringer i skog, with proposals for management and delimitation of these. Buffer zones are required for wind-exposed sites or where insolation is high after forest cutting. Local conditions like tree species, forest structure, topography (moisture) and dominant wind direction should be considered. There is little documentation on requirements for buffer zones, but 25-50 m may be suggested. The buffer zone should be varied according to where the effect is the greatest (south-facing slopes, edge against water etc).

| element | livsmiljø | mest aktuelle skjøtseltiltak | bruk av buffersone |
|------------------------|--|---|--|
| 1. stående død ved | lauvtrær - fuktig lauvtrær - tørt bartrær - fuktig bartrær - tørt | fri utvikling gjennomhogst fri utvikling gjennomhogst gjensetting av tregruppe | buffersone ca 25 m ingen buffersone buffersone ca 25 m ingen buffersone |
| 2. liggende død ved | lauvtrær - fuktig lauvtrær - tørt bartrær - fuktig bartrær - tørt | fri utvikling gjennomhogst fri utvikling gjennomhogst gjensetting av tregruppe | buffersone ca 25 m ingen buffersone buffersone ca 25 m ingen buffersone |
| 3. rikbarkstrær | fuktig tørt | fri utvikling gjennomhogst | buffersone ca 25 m ingen buffersone |
| 4. trær med hengelav | fuktig tørt | fri utvikling gjennomhogst | buffersone ca 50 m ingen buffersone |
| 5. eldre lausuksesjon | fuktig tørt | fri utvikling fristillingshogst fri utvikling fristillingshogst | ingen buffersone ingen buffersone |
| 6. gamle trær | lauvtrær - fuktig lauvtrær - tørt bartrær - fuktig bartrær - tørt | fri utvikling fristillingshogst gjennomhogst fri utvikling gjennomhogst gjensetting av tregruppe | ingen buffersone ingen buffersone ingen buffersone ingen buffersone |
| 7. hule lauvtrær | | gjensetting av tregruppe fristillingshogst | ingen buffersone |
| 8. brannflate | | fri utvikling | ingen buffersone |
| 9. rik bakkevegetasjon | fuktig tørt | gjennomhogst fristillingshogst gjennomhogst fristillingshogst | ingen buffersone ingen buffersone |
| 10. bergvegg | rik - fuktig rik - tørt fattig - fuktig fattig - tørt | (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) | (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) |
| 11. leirravine | | (som livsmiljø 1-9) | (som livsmiljø 1-9) |
| 12. bekkekløft | rik fattig | (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) | (som livsmiljø 1-9) (som livsmiljø 1-9) |

arter kan ivaretas over tid i planområdet. Dessuten vil avstanden mellom like miljøer kunne være for stor for at spredning og reetablering effektivt kan finne sted mellom avsatte konsentrasjoner innen et gitt tidsrom (se Gjerde et al. 2002c). For å kunne motvirke disse svakhetene legges opp til en utvelgelse hvor en søker å kunne opprettholde levedyktige populasjoner av arter innen noen prioriterte livsmiljøer i hvert planområde, og søker å minske avstanden mellom utvalgte konsentrasjoner av samme livsmiljø. Utvalg av livsmiljøer eller arealprioriteringer mellom livsmiljøene innen planområdet gjøres på bakgrunn av regionale prioriteringer av livsmiljøer mht forekomst av rødlistearter (Blom et al. 2002b, deres tabell 1, Gjerde et al. 2002c, deres tabell 1), lokale prioriteringer i forhold til kunnskap om planområdet (hva planområdet har av spesielle kvaliteter i forhold til nærliggende planområder), og kunnskap om miljøkvaliteter i reservater og null-områder i planområdet. For å unngå for stor fysisk avstand mellom livsmiljøer av samme type, kan konsentrasjoner som ligger nær hverandre bli prioritert for tiltak selv om disse ikke rangerer høyest i miljøverdi innen området (Gjerde et al. 2002c).

Det legges opp til en differensiert, arealeffektiv forvaltning av de utvalgte arealene for særskilte tiltak, som bygger på arters ulike tålegrenser i ulike livsmiljøer (**tabell 8.1**). Kunnskapen om arters tålegrenser for ulike hogstpåvirkninger i ulike livsmiljøer er mangelfull, og det er her sterkt behov for videre forskning (se Rolstad & Gjerde 2002) samt oppfølging og evaluering av tiltakene i planområdene.

Størrelsen på utvalgte arealer for tiltak

Normalt er 2 daa nedre grense for registreringer av konsentrasjoner for livsmiljøene. Størrelsen på utfigurerte konsentrasjoner vil variere sterkt mellom ulike livsmiljøer og i ulike planområder. Vi skal se på et eksempel på registrerte arealer for ulike elementer utført med MiS-metodikken i Trøgstad kommune, Østfold (**tabell 8.2**). Registreringen er utført av Prevista AS i 2001. Kommunen ligger i overgangen mellom boreonemoral og sørboreal sone øst for Glomma og ved sørenden av innsjøen Øyeren.

Produktivt registrert skogareal er 70 000 dekar. Størrelse på eiendommer og bestand er omtrent som for gjennomsnittet av gårdsskoger på Østlandet. Det vil si ca 400 dekar store eiendommer og ca 12 dekar store bestand. Tabellen viser foreløpige tall basert på anslått areal av planlegger. Tallene kan bli noe endret når de foreligger digitalt beregnet.

Skogen i kommunen er preget av at hele skogarealet er og har vært tilgjengelig for hogst. Vi ser av tabellen at antallet registrerte konsentrasjoner varierer sterkt mellom de ulike elementene. Det er få konsentrasjoner av ribbarktrær og trær med hengelav og karakteristisk bare én med hule lauvtrær. Gjennomsnittstørrelsen på konsentrasjonene er delvis positivt korrelert med antallet registrerte konsentrasjoner. Miljøfigurene for registrerte konsentrasjoner (uten bufferzoner på fuktig vegetasjonstype/topografisk posisjon) utgjør ca 4% av produktivt areal i kommunen før en velger ut konsentrasjoner for spesielle tiltak og bestemmer skjøtsel. I tillegg kommer registreringer av spredte forekomster på bestandsnivå, men dette materialet er ikke arealberegnet så langt.

Som vi ser av eksempelet er objektene som miljøregistreres atskillig mindre enn naturreservater. Arealer som blir forvaltet som små nøkkelbiotoper vil kunne være mer sårbare for kanteffekter enn skogreservater. De vil ofte ligge fordelt i et intensivt drevet skoglandskap og være utsatt for fragmenteringseffekter. På den andre siden vil arealer bli avsatt til særskilte tiltak over hele skogarealet, og vi vil få et nettverk av forvaltede arealer som er mer finmasket enn nettverket av skogreservater sett i forhold til arealer av samme miljøkvalitet (livsmiljø/skogtype). Viktigst er kanskje at arealene som utvelges til forvaltning i skogbruket er direkte basert på indikatorer for livsmiljøer med et stort og variert artsmangfold.

8.1.4 Implikasjoner fra MiS – forvaltningsstrategi for truede og sårbare rødlistearter

De fleste rødlistearter er sjeldne, og er nettopp derfor blitt rødlistet, selv om kunnskap om eventuell tilbakegang (det viktigste kriterium for rødlisting) for disse artene i beste fall er svært mangelfull (se Blom et al. 2002a). MiS-prosjektets systematiske feltundersøkelser bekrefter den akkumulerte, mer tilfeldige kunnskap (i museenes samlinger) om at rødlistearter faktisk er sjeldne. 36 av i alt 86 registrerte rødlistearter (6 studieområder + 9 i prøvekommuner) ble bare funnet i én eneste 50x50 m rute.

Det svake kunnskapsnivået om arter belyses også gjennom våre undersøkelser der vi fant nye arter for Norge i 4 av 6 studieområder, selv for relativt godt kjente grupper. En undersøkelse i MiS-prosjektet av trekronefauna i til sammen 24 furutrær i 2 områder ga 9 nye arter for vitenskapen og ca 100 (av i alt ca 500 registrerte arter) arter nye for Norge (Thunes et al. 2002).

De fleste rødlistete artene i Norge er kjent fra få lokaliteter. Feltundersøkelser bekrefter at mange av dem faktisk er sjeldne i skognaturen (selv om undersøkelser av meget begrensede arealer kan få fram mange nye lokaliteter for disse artene, noe som tyder på at mange av dem er vanligere enn antatt (se Blom et al. 2001, Blom et al. 2002a)). Gjennomsnittlig antall kjente lokaliteter for truede (kategori E) og sårbare (kategori V) skogsarter med små arealkrav (488 arter) er ca 10, mens det for truede arter (153 arter) er ca 5 lokaliteter. Antall kjente lokaliteter er typisk høyere i gjennomsnitt for godt kjente organismegrupper enn for organismegrupper med sterkt mangelfull kunnskap. Gjennomsnittlige antall kjente lokaliteter for truede og sårbare karplanter og makrolav som representerer godt kjente grupper er henholdsvis 28,9 og 36, mens det for dårligere kjente grupper som sommerfugler (4,1), moser (3,5) og sopp (4,1) er en størrelsesorden lavere.

For naturlige sjeldne arter med små populasjoner gjelder at ethvert inngrep kan føre til en prosentvis stor nedgang i den nasjonale populasjonen, med fare for at arten ikke kan overleve på sikt. Selv om lokaliteter for disse artene vil bli fanget opp både gjennom skogvern og skogbrukets miljøtiltak basert på miljøregistreringer, sikrer ikke dette artenes overlevelse. Mange arter vil ikke bli fanget opp selv med et betydelig ambisjonsnivå. For de artene som ennå ikke er oppdaget i Norge, vil andelen naturlig sjeldne arter være større enn for de artene vi kjenner, iallfall for de gruppene vi har noe kunnskap om og som er blitt vurdert for rødlisten.

Tabell 8.2

Registrerte konsentrasjoner av ulike elementer i Trøgstad kommune i prosjektet Miljøregistreringer i skog.
Recorded concentrations of various elements in Trøgstad municipality in the project Miljøregistreringer i skog.

| element | antall figurer | sum areal figurer (daa) | minste areal (daa) | største areal (daa) | gjennomsnitts-areal (daa) |
|----------------------|----------------|-------------------------|--------------------|---------------------|---------------------------|
| stående død ved | 16 | 133 | 2 | 39 | 8,3 |
| liggende død ved | 115 | 581 | 1 | 39 | 5,1 |
| rikkbarkstrær | 7 | 47 | 2 | 30 | 6,7 |
| trær med hengelav | 12 | 21 | 2 | 3 | 1,8 |
| eldre lauvuksesjon | 114 | 1019 | 2 | 86 | 8,9 |
| gamle trær | 35 | 191 | 2 | 20 | 5,4 |
| hule lauvtrær | 1 | 2 | 2 | 2 | 2,0 |
| rik bakke-vegetasjon | 105 | 900 | 2 | 87 | 8,5 |
| sum | 405 | 2894 | - | - | 7,2 |

For de naturlige sjeldne artene vil en ikke kunne forvente stort overlapp i forekomstene av ulike arter. Å sikre disse artene gjennom naturreservater av vanlig størrelse vil derfor være en svært lite arealeffektiv forvaltningsstrategi. Artsvern vil likeledes være en dårlig strategi bl.a. fordi artene bare kan gjenkjennes av et fåtall spesialister.

En form for direkte rødlistebiotopvern vil kunne være en tilleggsstrategi til skogvern og miljøtiltak i skogbruket. Denne må ta utgangspunkt i kjent kunnskap om artene til enhver tid og må forsøke å dekke opp de manglene som vil måtte ligge i skogvern og miljøtiltak i forhold til en målsetting om ivaretagelse av alle arter. En slik strategi er en aksjonsplan hvor artene som står oppført i høyeste trøethetskategori, bør prioriteres først. Det er en naturlig og konsekvent oppfølging av arbeidet med rødlistete arter.

I skogbruket vil arealer med truede og sårbare rødlistearter bli prioritert. Dette kan være lokaliteter som er angitt nøyaktig nok i litteraturen eller i databaser, men også lokaliteter som oppdages under registreringen i planområdene. En meget stor del av disse artene kan bare identifiseres av spesialister. Biologisk ekspertise må innkoples for å undersøke om arten faktisk er tilstede i bestanden, og for å vurdere arealbehov og eventuell skjøtsel for å kunne opprettholde populasjonen på lokaliteten. Dette er ressurs- og kostnadskrevede og ligger ikke inne i føringene for utvalg og forvaltning basert på miljøregistreringer gjennom skogbruket i dag. I praksis vil nok disse tiltakene i skogbruket først og fremst føre til at skogbestander med lett identifiserbare rødlistearter, som f.eks. huldrestry (*Usnea longissima*), ikke blir hogd.

En vil også kunne hevde at "vern" av disse rødlistebiotopene gjennom skogbrukets forvaltning ikke er sikkert nok. Det bør diskuteres om en forvaltningsstrategi basert på samarbeid mellom skogbruket og forvaltningsmyndighetene kan være en mulighet. En form for midlertidig vern (som tar høyde for at rødlisten er under konstant revisjon) kan være en løsning.

På gjeldende rødliste (DN 1999a) er 488 skogarter med små arealkrav oppført som truede (E) eller sårbare (V). Til sammen er disse artene kjent fra ca 5050 lokaliteter i Norge. Regner vi at 10 dekar i gjennomsnitt per lokalitet vil være et stort nok areal for å

opprettholde populasjonen av artene, vil dette samlet utgjøre 50,5 km². Ser vi bare på truede arter (i alt 153 arter), er disse samlet kjent fra 802 lokaliteter, som tilsvarende vil utgjøre ca 8 km². Fra dette arealet må trekkes arealet for lokaliteter som fanges opp gjennom skogvern, og arealet for overlappende lokaliteter for ulike arter.

Fordelingen av arter i de øverste rødlistekategoriene (E og V) på skogtyper og regioner er sterkt korrelert med fordelingen av alle rødlistearter. Dette gir de samme anbefalingene om hvor en mest effektivt kan øke forvaltningsinnsatsen i form av skogvern for å fange opp også disse artene, f.eks. i edellauvskog på Sørlandet og Sørøstlandet (se kap. 6 og 7).

8.2 Skogbrukets miljøtiltak – Levende Skog

Som ledd i å forvalte skogen i forhold til et bredt spekter av samfunnsinteresser, og som del av oppfølgingen av skogbrukets sektoransvar for miljøet, innledet skogbruket på 1990-tallet et samarbeid med ulike miljøorganisasjoner for å komme fram til samforente oppfatninger om hva skogbrukets miljøansvar burde innebære. Denne såkalte Levende Skog-prosessen baserte sitt arbeid med kriterier og indikatorer for bærekraftig skogbruk på det grunnlaget som var lagt i det europeiske skogpolitiske samarbeidet, og utviklet spesielt indikatorer for norske forhold. I sammenheng med utviklingen av kriterier og indikatorer ble det også formulert en del forslag til standarder for bærekraftig skogbruk knyttet til de ulike kriterieområdene – flere av disse standardene er nå vedtatt av partene. Flere av disse er av stor betydning for biologisk mangfold, og en oppfølging av skogbrukets miljøansvar etter Levende Skog-standardene vil være svært viktig for å bevare artsmangfoldet i skogen. En forutsetning for vellykket gjennomføring av flere av disse standardene er imidlertid at en kan identifisere og kartfeste viktige områder for biologisk mangfold. De siste årene har bl.a. registrering av nøkkelbiotoper gitt viktige bidrag for å identifisere slike områder. Metodene utviklet i prosjektet Miljøregistreringer i skog vil representere en viktig tilnærming for å få integrert hensiktsmessige registreringer av områder for biomangfoldet i framtidig skogforvaltning.

Skogbruket vil nå, tidlig i praksisen med det nye registreringsopp-
legget utviklet i MiS-prosjektet, ikke sette noe flatt tak for pro-
senter av det produktive skogarealet som ambisjon for areal
avsatt til spesielle tiltak for miljøkvaliteter. I tråd med den spredte
fordelingen av rødlistearter som er vist gjennom MiS-prosjektet,
forsøker en å avsette så stor del som mulig av de registrerte kon-
sentrasjonene til spesielle hensyn. Den samlede andelen areal vil
varierte fra planområde til planområde, i forhold til skogbruk-
saktivitet og registrerte miljøverdier. Registrering og utvelgelse av
arealer etter MiS-metoden er imidlertid forventet å gi som
resultat at minst 1% av produktivt skogareal vil bli unntatt fra
hogst på landsbasis. På kommunenivå vil variasjonen trolig bli på
mellom ca 0,5 og 5 %. En stor andel av dette arealet vil være
skog på fuktige og rike vegetasjonstyper. Videre vil livsmiljøer
registrert etter MiS-metoden, og som kan forvaltes ved gjennom-
hogst, utgjøre minst én prosent på landsbasis. Dette er skog hvor
det til enhver tid skal være minst ca 40 trær per dekar.

Livsmiljøer som kan ivaretas ved at en setter igjen treklynger eller
holt (arealer inntil 2 dekar) er det i dag vanskelig å anslå areal for.
Tiltaket vil i noen grad kunne overlappe med gjensetting av
livsløpstrær etter standarden "gamle trær" og "død ved".

Skogeiersamvirket har som mål å registrere biologisk viktige
områder basert på MiS-registreringer på medlemmenes areal (ca
70 prosent av det produktive skogarealet) innen 2007.

Helt åpenbart må omfanget av tiltakene basert på miljøregistrering-
en, evalueres når flere planområder er blitt registrert, både hvor
stor andel arealet utgjør hvor det er gitt tilrådinger om tiltak, og i
hvilken grad tilrådingene blir fulgt opp av den enkelte skogeier.

Skogbrukets miljøtiltak basert på MiS-registreringer er ett av flere
tiltak for å opprettholde livsvilkår for arter i skogen, og bør sees i
sammenheng med andre tiltak gjennom Levende Skog-prosessen
for å kunne gi et samlet bilde av skogbrukets miljøhensyn. I det
følgende skal de ulike tiltakende presenteres og i **tabell 8.3** er det
gitt en sammenstilling av de arealmessige effektene av hvert enkelt
tiltak. I en oppsummering er overlapp mellom ulike tiltak vurdert.

Denne gjennomgangen bygger i sin helhet på et notat fra Norges
Skogeierforbund

Brannpåvirket skog

Antall branntilløp i eldre skog kan ut i fra statistikk settes til ca 300
per år (se Levende Skog 1998a, s. 67.) Gjensetting av minst 5
dekar per brann i ti år gir at en etter ti år vil ha ca 15 000 dekar
med brannpåvirket skog. Arealet utgjør ca 0,04% av produktiv
eldre skog. Det er etablert en prosedyre i alle skogeierforeningene
for utvelgelse av arealer som skal settes igjen urørt etter brann.

Fjellskog

Fjellskogen er vurdert til å utgjøre ca 20% av det produktive
skogarealet i landet. Ca 65% er eldre skog (hogstklasse 4 og 5)
(Levende Skog 1998a, s. 85 og 95). En stor andel av fjellskogen
inneholder en eller flere naturskogkvaliteter som gjør at hogst
skal tilpasses standardene for hogstform, skogsveier, myr og
sumpskog, gamle trær og død ved. Det kan forventes ut fra
dagens praksis at den delen av fjellskogen som ikke er

økonomiske null-områder, vil bli forynget med lukket hogst på
halve arealet (gjennomhogst og småflater inn til 2 dekar) og
småflatehogst (inn til 5 dekar) på den andre halvparten. Det er for
tiden liten hogstaktivitet i fjellskogen som følge av lave
tømmerpriser og høye kostnader.

Gamle grove trær og død ved

Gjensetting av 5 til 10 livsløpstrær per hektar sammen med
gjensetting av tregrupper og holt vil akkumulert over tid utgjøre
ca 1–1,5% av det produktive skogarealet. (Ved 50 til 100 trær
per dekar ved hogst vil livsløpstrærne dekke ca 1 prosent av
treantallet og arealet). Resultater fra Landsskogtakseringens 7.
landstakst (Tomter 2000) viser at det er 67 mill. kubikkmeter dødt
virke på det produktive skogarealet. Det utgjør 10% av samlet
volum stående levende virke. Levende Skog vil bidra til at alt godt
nedbrutt og grovt virke vil bli spart på hele skogarealet. I tillegg
vil konsentrasjoner av stående og liggende død ved bli registrert
og forvaltet som biologisk viktige områder etter MiS-metoden.

Hogstformer

Standarden har som intensjon at arealet som forynget med bruk
av lukket hogst skal økes. I opplæringen knyttet til Levende Skog
er det lagt vekt på at der det er sjiktet skog, skal det brukes lukket
hogstform. Det finnes ennå ikke statistikk som viser effekten av
standarden. Resultatkontroll skogbruk/miljø som utføres av NIJOS
(Tomter 2000), har data fra hogster utført 1997. Av rapporten
går det fram at en for det meste velger riktig hogstform i forhold
til foryngelse. Det er grunn til å tro at dette vil forsterkes
ytterligere som følge av Levende Skog. Pr dato er det relativt liten
hogstaktivitet i sjiktet skog da slik skog jevnt over har mindre
kubikkmasse pr dekar og blir vurdert til bedre å kunne overholdes
sammenliknet med en-etasjet skog som ofte er høyt oppkvistet
som følge av tidligere lavtynning. En kan forvente at det meste av
den sjiktete skogen som er tilgjengelig for hogst, vil bli forynget
med lukket hogst som følge av Levende Skog. Tall fra 7.
landstakst viser at 33% av skogarealet i hogstklasse 3, 4 og 5 (73
% av produktiv skog) er to- eller flersjiktet. (Tomter 2000).

Standarden for hogstformer sier at det skal brukes lukket hogst
der det er egnet for å oppnå foryngelse i edellauvskog. I praksis
vil det si at det vil bli brukt plukkhogst der det hogges i
edellauvskog som ikke blir unntatt fra all hogst som biologisk
viktig område. Kombinasjonen av standarden for biologisk viktige
områder og hogstform vil i praksis føre til at all edellauvskog på
rik og tørr og rik og fuktig mark vil bli forvaltet unntatt fra hogst
eller med lukket hogst. Dette arealet utgjør ca 2% av produktivt
skogareal inklusive rike områder med nordlige lauvtrær
(hagemarkskog) (Tomter 2000). Etter standarden for hogstformer
er det ikke anledning til treslagsskifte i edellauvskog.

Landskapsøkologi

Mer enn 20% av skogarealet kommer inn under standardens
krav om at det skal utarbeides en landskapsplan på teiger større
enn 10 000 dekar produktiv skog (Levende Skog 1998c, s. 338).
En viktig konsekvens av standarden er at det vil foreligge planer
for å sikre gammelskogandel og hensyn til arealkrevende arter
som storfugl og sårbare rovfugler. Det anbefales at minst 30% av
skogen i hogstklasse 4 og 5 skal ha en struktur som gjør at den
er et bra leveområde for storfugl.

Myr og sumpskog

Standarden fører til at myr (furumyrskog), sumpskog og overgangssonen mellom myr og sumpskog og fastmark i all hovedsak forynges med lukket hogst. Myr og sumpskog utgjør ca 3% av det produktive skogarealet (Tomter 2000). I praksis er det ikke anledning til å foreta grøfting i myr og sumpskog.

Overgangssonen (kantsonen) er beregnet å utgjøre ca 2% av skogarealet forutsatt ca 5 m bredde (Levende Skog 1998c, s. 314). I praksis vil kantsonen i gjennomsnitt bli bredere enn 5 m, kanskje nærmere 10 m (se under).

Arbeidsgruppen for sikring av enhetlig forståelse av Levende Skogs standarder fastsatte 16. mai 2001 følgende om forvaltning av kantsoner til myr og sumpskog:

Hovedproblemstillingen ved praktisering av standarden har vært bredden på kantsonen mot myr. I tillegg til å være et estetisk element har en kantsonen mot myr følgende økologiske funksjoner:

- Gir skygge - regulerer lys- og temperaturforhold
- Skaper død ved i et miljø
- Er leveområde for mange arter
- Skaper korridorer i landskapet
- Det er disse funksjonene som er målet ved opprettelsen av en kantsonen.

Kantsonenes bredde

De økologiske forhold indikeres av vegetasjonstypene. Det er viktig å skape stabile kantsoner. Bredden må tilpasses forholdene på stedet og kan variere innen én og samme kantsonen. Bare unntaksvis vil det være behov for kantsoner med bredde på mer enn én tre høyde. Enkle trekker som kantsonen har knapt noen økologisk funksjon. Mot myrer skal vegetasjonstypene og terrengform være retningsgivende for kantsonenes bredde. Med utgangspunkt i en kantsonebredden på 10-15 m bør en justere for følgende:

- Edellauv-, høgstaude-, storbregne- og sumpskog – vesentlig bredere (25-30m).
- Bratt terreng mot myra – smalere kantsonen.
- Tørr vegetasjon og tørt terreng mot myra – smalere kantsonen.
- Enslikta furuskog – smalere kantsonen.
- Tett sjikta lauvskog mot myra - smalere kantsonen.
- Enslikta granskog – svært smal kantsonen.
- Mindre myrer – ned mot 5 m.

Vannbeskyttelse

Intensjonen er at det skal bevares eller utvikles en stabil kantsonen til vann og vassdrag. Slik en er enige om bredden på kantsonene i Levende Skog, utgjør de til sammen ca 5% av det produktive skogarealet (Levende Skog 1998c, s. 501). Kantsoner som ikke har kvaliteter som gjør at de er biologisk viktige områder, vil som hovedregel bli forvaltet med plukkhogst. Kantsonene til vann og vassdrag har prosentvis en større andel av næringsrik og fuktig mark enn resten av skogen.

Arbeidsgruppen for sikring av enhetlig forståelse av Levende Skogs standarder fastsatte 16. mai 2001 følgende om forvaltning av kantsoner til vann og vassdrag:

Hovedproblemstillingen ved praktisering av standarden har vært hvor bred kantsonen må være for å ivareta økologiske funksjoner og andre formål. I tillegg til å være et estetisk element har en kantsonen mot vann og vassdrag følgende økologiske funksjoner:

- Gir skygge - regulerer lys- og temperaturforhold
- Tilfører føde i form av strø og smådyr
- Tilfører død ved - skjul for fisk
- Filtrerer næringssig fra hogsten
- Er leveområde for mange arter
- Skaper korridorer i landskapet

Det er disse funksjonene som er målet ved opprettelsen av en kantsonen. Enkle trekker langs vann og vassdrag vil ikke ivareta disse funksjonene i et skoglandskap.

Kantsonenes bredde

De økologiske forhold i og langs et vassdrag indikeres av vegetasjonstypene. Det er viktig å skape stabile kantsoner. Bredden må tilpasses forholdene på stedet og kan variere innen en og samme kantsonen. Bare unntaksvis vil det være behov for kantsoner med bredde på mer enn en tre høyde. Langs elver og bekker bredere enn to meter skal vegetasjonstypene og terrengform være retningsgivende for kantsonenes bredde. Med utgangspunkt i en kantsonebredden på 10-15 m bør en justere for følgende:

- Edellauv-, høgstaude-, storbregne- og sumpskog – vesentlig bredere (25-30 m)
- Sumpskog mot vassdraget – bredere kantsonen.
- Bratt terreng opp på begge sider av vassdraget – smalere kantsonen.
- Tørr vegetasjon og tørt terreng mot vassdraget – smalere kantsonen.
- Enslikta furuskog – smalere kantsonen.
- Tett sjikta lauvskog mot vassdraget - smalere kantsonen.
- Enslikta granskog – svært smal kantsonen.
- Smalere bekker enn 2 m – ned mot 5 m.

For å fange opp de spesielle forholdene som oppstår i periodevis oversvømte arealer, skal normalt oversvømmingsareal inngå i kantsonen. Av hensyn til friluftslivet kan kantsonene stedvis åpnes. Men bare dersom de økologiske verdiene blir ivaretatt andre steder lang vassdraget.

Kulturlandskap

Intensjonen er at det skal bevares eller utvikles et stabilt skogbryn rundt verdifulle kulturlandskap der det er naturlig grunnlag for det. Ca 15 m bredde på skogbryn til innmark er av NIJOS beregnet å utgjøre ca 2,5% av produktivt skogareal (Levende Skog 1998b, s. 226). Trolig kan en forvente at minst 1% kan defineres til "verdifulle" kulturlandskap som på sikt vil bli skjattet med et betydelig innslag av stedegne lauvtrær.

Arbeidsgruppen for sikring av enhetlig forståelse av Levende Skogs standarder fastsatte 16. mai 2001 følgende om forvaltning av skogsbrynene i kulturlandskapet:

Hovedproblemstillingene ved praktisering av standardene har vært bredden på skogbrynene. Mot kulturlandskap må kantsonen være mest mulig fullsjiktet med innslag av store trær. Det kan med fordel gjøres unntak der overgangssonen beites. Trær ved innmark som er brukt til lauving skal uansett tas vare på. Ut over dette er det tilstrekkelig med en kantson på 5 – 10 m.

Arbeidsgruppa gir følgende bemerkning om verdifulle kulturlandskap:

Det er gjennomført registreringer av spesielt verdifulle kulturlandskap. Dette gjelder imidlertid kun en mindre del av det som må anses som verdifullt. Er skogeier i tvil om kulturlandskapet er verdifullt, kan en søke råd hos fylkesmannen, kommunen eller andre med kompetanse på området. Der det allerede finnes utviklede skogbryn mot innmark, bør en imidlertid generelt bevare disse ved hogst.

Oppsummering av tiltak gjennom Levende Skog

Den arealmessige effekten av Levende Skogs standarder er i hovedsak knyttet til tiltak i fjellskog, biologisk viktige områder, kantsoner og hogstform. **Tabell 8.3** oppsummerer tiltakenes effekt i prosent av produktivt skogareal. Tallene er basert på skjønn ut i fra beskrivelser i avsnittene over. Samlet berører tiltakene minst en fjerdedel av det produktive skogarealet. Dette utgjør nærmere halvparten av all skog i hogstklasse 4 og 5.

8.3 Null-områders fordeling og betydning for biologisk mangfold

Null-områder er produktive skogarealer hvor driftskostnadene i dag er så høye at det gir en negativ driftsnetto ved hogst. Arealene er altså uegnet for skogbruksvirksomhet under de økonomiske (tømmerprisene) og tekniske (f.eks. nettet av skogsbilveier) rammebetingelsene som råder i en gitt tidsperiode. Årsakene til et negativt økonomisk driftsresultat for null-områdene ligger delvis i arealenes beliggenhet (veiløst terreng) og store transportdistanser, og delvis i at disse skogsarealene i utgangspunktet er marginale for skogsdrift, dvs har lav produktivitet. Oftest er det disse to faktorene i kombinasjon som gjør at null-områdene ikke er økonomisk drivverdige. Arealet for null-områdene er altså ikke konstant, mens derimot sterkt konjunkturavhengig. Hoen et al. (1998a, deres **tabell 1.5**) viser at andelen null-områder av det produktive skogarealet (sør for Saltfjellet) mer enn firedobles hvis en gjør beregninger basert på Landsskogstakseringens data og opererer med henholdsvis et lavt og et høyt tømmerprisnivå (se Hoen et al. 1998b, deres **tabell 4.1**). Anslag gjort av landbruksavdelingene over null-områdearealet, viste at det i 10 års-perioden fra 1986 til 1996 hadde økt med hele 44 % (Landbruksdepartementet 1998). Null-områdene er altså meget følsomme for økonomiske svingninger, og større endringer av arealet kan skje i løpet av relativt kort tid. I dagens situasjon (med lavkonjunktur) konkluderte Hoen (se Tilley 2001) at null-områdene i de tradisjonelle skogbrukslanddelene Østlandet og Trøndelag ikke ville øke vesentlig med en nedgang i tømmerprisene, men kan øke for resten av landet. For skogreisningsområdene og Vestlandet spesielt, vil andelen null-områder helt åpenbart avhenge av i hvilken grad en velger å satse på skogbruket etter at erfaringene med avvirkning av første generasjons planteskog om en 30-40 års tid blir evaluert.

Tabell 8.3

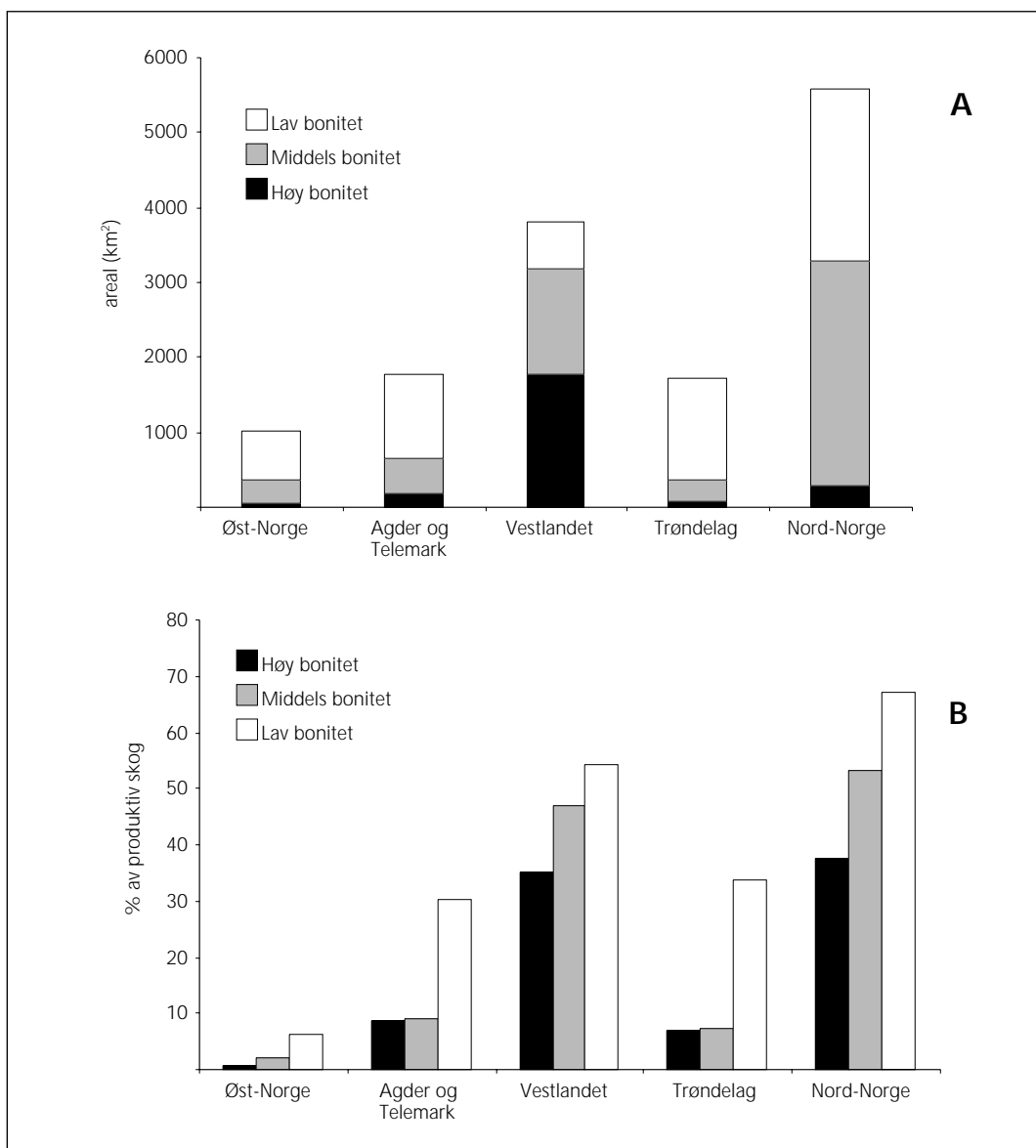
Anslag av areal (% av produktivt skogareal) for ulike tiltak etter Levende Skog. Tabellen er basert på vurdering av all produktiv skog (herav er ca 20 prosent i dag vurdert som økonomiske null-områder).

Assessment of the areal extent (as % of productive forest) of various measures according to the Levende Skog standards. The table is based on assessment of all productive forest (of which about 20% is currently estimated as economically non-accessible).

| tiltak | tiltaket berører brutto areal | netto berørt areal | forvaltes urørt | forvaltes med gjennomhogst | forvaltes som enkelttrær eller holt |
|--------------------------------|-------------------------------|--------------------|-----------------|----------------------------|-------------------------------------|
| biologisk viktige områder | 2,5 | 2,5 | 1 | 1 | 0,5 |
| livsløpstrær | 1 | 1 | | | 1 |
| edellauvskog | 2 | 1,5 ¹ | | 1,5 | |
| myr og sumpskog | 5 | 4 ¹ | | 4 | |
| kantsoner til vann og vassdrag | 5 | 4 ¹ | | 3 | 1 |
| kantsoner i kulturlandskap | 2,5 | 1 ¹ | | 1 | |
| hogstform | 33 | 13 ² | | 13 | |
| sum % | - | 27 | 1 | 23,5 | 2,5 |

¹ noe av arealet under edellauvskog, myr og sumpskog og kantsoner til vann og vassdrag vil inngå i biologisk viktige områder som forvaltes urørt eller med plukkhogst

² arealet er redusert for overlapping med andre tiltak beskrevet i tabellen og ved å utelukke hogst i to-sjiktet skog (skjermstillingshogst)

**Figur 8.3**

Fordeling av skog i skogbruksmessige null-områder på ulike boniteter og regioner, som areal (A) og som prosent av produktivt skogareal (B).

Distribution of forest on economically inaccessible forest land, by site classes and regions, as area (A) and as percent of all productive forest (B).

Utbygging av veinettet i skogen synes i mindre grad å påvirke størrelsen av null-områdene (se NIJOS 1999).

Null-områdene utgjør 19,4% av det produktive skogarealet i Norge basert på tømmerpriser i perioden 1992-1996 (NIJOS 1999). Dette er et høyt tall, og størrelsen på totalarealet alene tilsier at null-områdene er viktige for det biologiske mangfoldet.

Fordelinger

Arealene av null-områder er til dels svært ulikt fordelt regionalt, på ulike høydelag, boniteter og skogtyper. Disse fordelingene sett i relasjon til fordelinger av det drivverdige og det vernete skogarealet kan gi argumenter for vernestrategier og belyse regionalt eller økologisk betingete behov for ytterligere vern etter naturvernloven.

Fordelingen av null-områder på hovedskogtyper skiller seg sterkt fra fordelingen av det drivverdige arealet, eller det produktive arealet sett under ett. Lauvskog utgjør 62,9% av null-områdene, og mer enn halvparten av det produktive skogarealet for lauvskog i Norge. Størstedelen av dette arealet er boreal lauvskog, med bjørkeskog som viktigste skogtype. Motsatt utgjør

barskog og særlig granskog en betydelig mindre andel av null-områdene enn av det drivverdige skogarealet. 12,6% av produktiv furuskog og 6,9% av produktiv granskog ligger i null-områder i dagens situasjon.

Et annet generelt mønster er at en større del av null-områdene enn av drivverdig skog ligger i bratt og sterkt kupert terreng. Ut fra null-områdenes beliggenhet i veiløse områder eller i stor avstand fra brukene, kan en slutte at en stor del av arealene ikke har vært drevet på lang tid. En kan derfor forvente en større andel gammel skog her enn i dagens drivverdige områder. Dette er logiske slutninger som imidlertid er vanskelig å tallfeste.

Null-områdene er meget ulikt fordelt på landsdelene. De tradisjonelle skogbruksområdene skiller seg fra skogreisningsstørkene og da særlig Vestlandet. De ikke-drivverdige områdene utgjør et større totalareal og en betydelig større del av det produktive skogarealet på Vestlandet og i Nord-Norge enn i resten av landet (figur 8.3).

Fordelingen av null-områder på ulike boniteter er ganske lik for Østlandet, Agder og Telemark, og Trøndelag (figur 8.3). Her

dominerer arealer på lav bonitet. På Vestlandet dominerer arealer på høy bonitet, mens middels bonitet utgjør det største arealet i Nord-Norge, hvor også høy bonitet, i likhet med på Vestlandet, utgjør en vesentlig del av det totale produktive arealet (**figur 8.3b**).

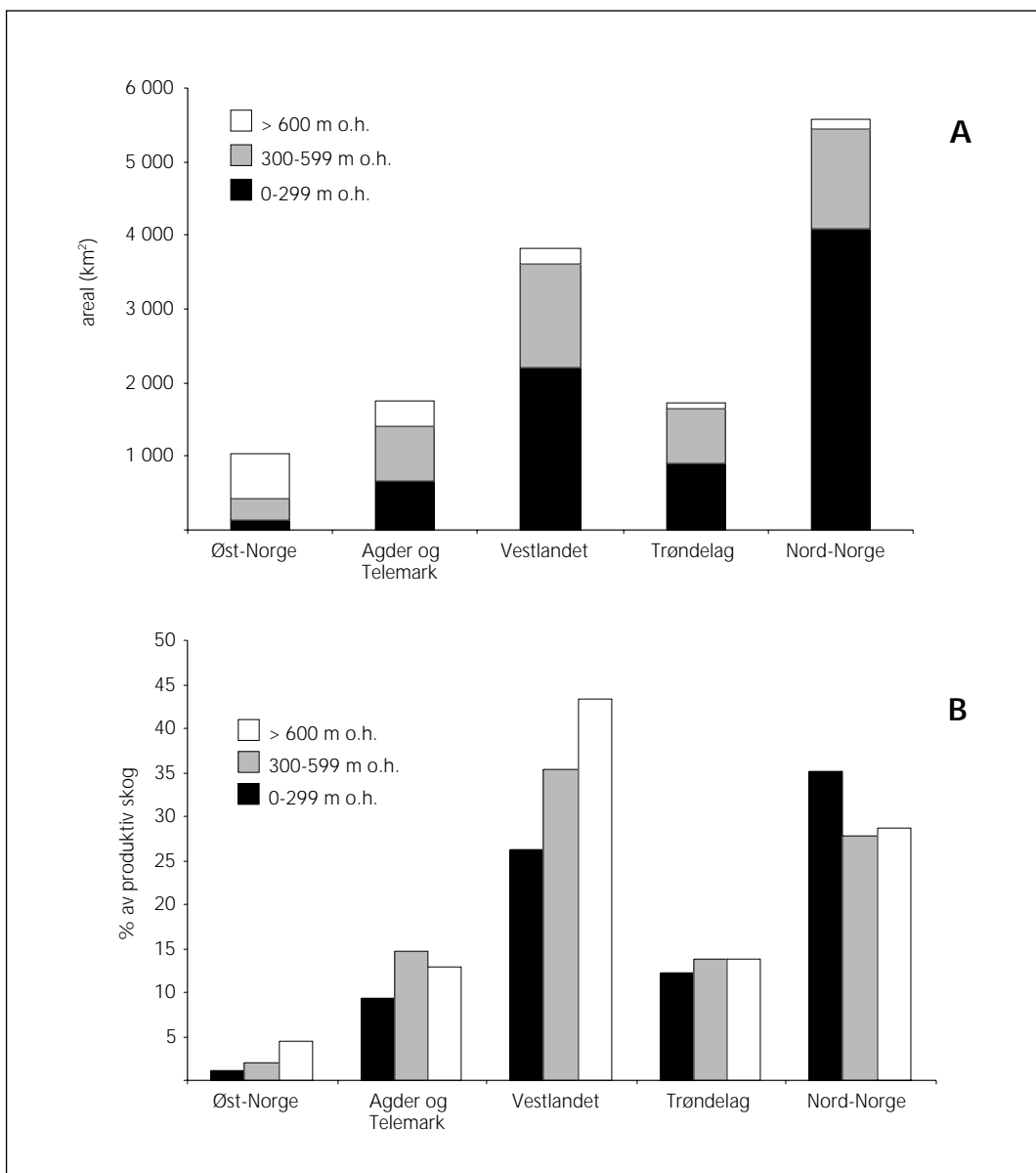
Den regionale fordelingen på høydelag (**figur 8.4**) viser at null-områdene domineres av høytliggende skog (> 600 m o.h.) i Øst-Norge, mens lavereliggende skog dominerer i de andre landsdelene. Lavlandsskog (< 300 m o.h.) utgjør et betydelig areal og en stor andel av det produktive arealet på Vestlandet og i Nord-Norge (**figur 8.4b**).

Høyproduktive lavlandsarealer er underrepresentert i eksisterende skogvern (se kap. 6), og disse arealene er også hardest utnyttet til skogsdrift. Ser vi på den regionale fordelingen av slike høyproduktive lavlandsskoger i null-områdene sammenliknet med drivverdige arealer, trer det klar fram at null-områdene på Vestlandet utgjør betydelige arealer, også av det totale produktive skogsarealet (**figur 8.5**).

Null-områders betydning for forvaltning av arter

Null-områder skulle i utgangspunktet ikke skille seg fra drivverdige områder mht hvor viktige de er for det biologiske mangfoldet, hvis vi sammenlikner arealer av lik størrelse og miljøkvalitet. Det er forskjeller i arealfordelingene mellom null-områdearealene og den drivverdige skogen i forhold til ulike økologiske og geografiske parametre som er avgjørende for hvilken betydning null-områdene har for arter og miljøer.

MIS-prosjektet testet forekomst av rødlistearter i 50x50 ruter i bestand klassifisert som null-områder og i bestand klassifisert som drivverdig skog, dels mellom tilfeldig utvalgte ruter og dels mellom ruter utvalgt på bakgrunn av høye miljøverdier (Gjerde et al. 2002c). Analysen viser at null-områdene hadde like mange rødlistearter som drivverdig skog på samme areal, og samme tetthet av rødlistearter ved sammenlikning av ruter utvalgt med hensyn på miljøverdier. Tilfeldige utvalgte ruter i null-områder hadde noe lavere tetthet av rødlistearter enn ruter i drivverdig skog, men dette skyldes en (typisk!) høyere andel skog på lav bonitet i null-områdene. Hvis lavbonitetsrutene (bonitet 6-8) ble



Figur 8.4

Fordeling av skog i skogbruksmessige null-områder på ulike høydelag og regioner, som areal (A) og som prosent av produktiv skogareal (B).

Distribution of forest on economically inaccessible forest land, by elevation interval and regions, as area (A) and as percent of all productive forest (B).

ekskludert fra analysen, var det ingen forskjell i tetthet av rødlistearter mellom null-områdene og de drivverdige bestandene.

Null-områdene i skogbrukets forvaltning basert på Miljøregisteringer

Miljøregisteringer skjer normalt i liten grad i null-områdene. For planområder med stor andel null-områder arbeides det med et opplegg for innhenting av opplysninger om null-områdene (som for verneområder), og å utføre enkle takseringer for å avgjøre hvilke livsmiljøer som er godt representert på disse arealene. Hensikten med dette er å kunne prioritere livsmiljøer som ikke er godt representert i null-områdene (eller i verneområder) i utvelgelse av arealer for spesielle forvaltningshensyn på det drivverdige arealet. I skogbruket legges det altså opp til en strategi der fordelinger av kvaliteter for det biologiske mangfoldet i null-områdene brukes i prioriteringer på det resterende arealet av produktiv skog (se ovenfor).

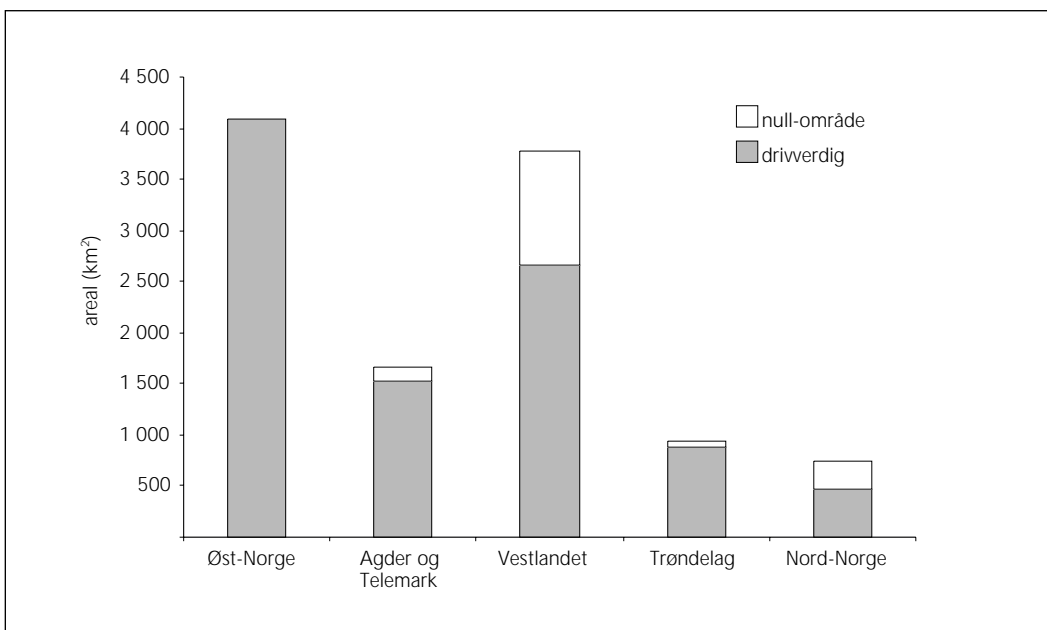
Null-områdenes betydning for biologisk mangfold og behov for ytterligere skogvern

Det foreligger ikke gode data om artsmangfold i dagens null-områder, men en kan forvente at disse arealene har et tilsvarende artsantall som i drevet skog hvis en sammenlikner arealer av samme størrelse, lik skogtype, bonitet osv. En vurdering av null-områdenes rolle for biologisk mangfold må derfor gjøres på grunnlag av det areal de representerer, og hvordan ulike levesteder for arter er fordelt på dette arealet.

Null-områdene er på ingen måte "vernete arealer". En mulig strategi for å øke ivaretagelsen av det biologiske mangfoldet er selvsagt å fremme verneforslag nettopp for arealer klassifisert som null-områder fordi dette i dagens situasjon vil være mindre konfliktfylte arealer med hensyn på næringsinteressene i skogbruket. Dette forutsetter at null-områdene har kvaliteter som kan dekke opp eventuelle mangler ved eksisterende vern.

Hvis en tenker seg en situasjon der null-områdene iallfall ikke minsker dramatisk i omfang, vil en kunne bruke null-områdenes miljøkvaliteter som argument for å prioritere vern av drivverdige områder med kvaliteter som i mindre grad fanges opp av dagens null-områder. Dette burde forutsette en avsatt "vernebuffer" for framtida hvis det inntreffer mer stabile høykonjunkturer med det resultat at null-områdenes omfang avtar sterkt. For livsmiljøer hvor null-områdene utgjør en virkelig stor del av det produktive skogarealet, svekker dette behovet for ytterligere vern av slik skog. Selv om null-områdene skulle minke betydelig i omfang, er det rimelig grunn til å tro at hovedtrendene i fordelingene av dette arealet ikke vil forandre seg dramatisk. Fordelingene som er gjennomgått, gir da følgende oppsummering og konklusjon:

- Boreal lauvskog i null-områder utgjør en så stor del av det totale produktive skogarealet at behovet for ytterligere vern av disse skogtypene er lavt. Behovet for ytterligere vern av bjørkeskog bør belyses som del av et eventuelt behov for å verne storområder (se kapittel 5.2), og eventuelle spesialområder for vern av truede arter (se kapittel 7.3).
- Fattige skogtyper dominerer sterkt i null-områdene i de tradisjonelle skogbruksstrøkene, mens særlig granskog på høy bonitet her utgjør små arealer. Bortsett fra i Øst-Norge er skogen i null-områdene nokså jevn fordelt på høydelag, men lavlandskog utgjør en liten del av det produktive skogarealet. Null-områdene kan i liten grad "dekke opp" eventuelle mangler ved eksisterende vern på høyproduktiv skogsmark på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag. Dette gjelder særlig granskog.
- I Nord-Norge og på Vestlandet finnes de største arealene med null-områder, og disse viser en fordeling nokså lik fordelingen av det produktive skogsarealet sett under ett. På Vestlandet utgjør høyproduktiv skog i null-områder et stort areal og en betydelig del av det produktive arealet, også i lavlandet (< 300 m o.h.). Totalarealet av null-områdene i disse landsdelene utgjør store leveområder for arter med ulike biotopkrav og kan i større grad enn for andre landsdeler "dekke opp" eventuelle mangler ved skogvernet. Dette gjelder særlig Vestlandet.



Figur 8.5

Areal (km²) av produktiv skog på høy bonitet i lavlandet (< 300 m o.h.) fordelt på drivverdige områder og null-områder, for ulike regioner. Area (km²) of productive forest on low-lying (< 300 m a.s.l.) land of high productivity distributed on economically accessible and inaccessible forestry land, for various regions.

9 Behov for vern av skog

I de foregående kapitlene har vi presentert vurderinger av i hvilken grad dagens vern av skog synes å tilfredsstille de politiske målsettingene for slikt vern. Med utgangspunkt i dagens status skal vi her se på noen forskjellige tilnærminger for å vurdere behovet for vern av skog. Vi vil nærme oss en slik vurdering i to trinn. Først vil vi drøfte en del av de problemstillingene som knytter seg til de politiske målene for vern av skog. Dette legger noen premisser for vurdering av vernebehovene. Deretter vil vi se hvordan gitte forutsetninger knyttet til disse premissene kan føre fram til anslag for vern av skog. Hensikten med dette kapitlet er å utforske om det, med utgangspunkt i gitte forutsetninger og en faglig argumentasjonsrekke, er mulig å komme fram til konkrete forslag til hvor omfattende vernet av skog bør være.

9.1 Mål og kriterier for vurdering av vernebehov

Mål for vern av norsk natur har vært vektlagt noe forskjellig opp gjennom årene (jf kap. 1), men i forhold til våre vurderinger kan vi skissere de viktigste målene for vern av skog som følger:

- sikre et representativt utvalg av norsk skognatur
- sikre et antall store sammenhengende verneområder i ulike deler av landet
- bevare sjeldne, truete og andre spesielle skogtyper og forekomster
- bidra til å sikre tilfredsstillende leveområder for skogens naturlig forekommende arter, spesielt truete og sårbare arter

I forarbeidet med verneplanen for barskog (DN 1988) ble det også angitt som mål for vern av skog å sikre referanseområder for forskning, undervisning og sammenlikning med påvirkete områder. Skogreservater ble også framholdt å kunne fungere som genbank for trær. Dessuten ville verneområdene kunne gi folk rike opplevelser av urørt natur bl.a. i forbindelse med friluftsliv. I vår sammenheng vil slike mål kunne ses i forhold til å sikre vern av representative skogområder, ikke minst store verneområder, som kan fungere som en viktig arena for forskning og undervisning, og som kan gi folk en opplevelse av villmark og urørt natur. Vi vil altså i all hovedsak bedømme vernebehovene i forhold til målene skissert i de fire punktene over.

Representativitet

Ett av målene for vern av skog er å sikre et representativt utvalg av norsk skognatur i verneområdene. Dette kan skje på flere måter og reiser ulike problemstillinger knyttet til hvilke egenskaper i naturen representativitet vurderes i forhold til, tematisk og geografisk detaljering i vurderingene, samt hva slags kriterier for representativitet som brukes.

En grunnleggende forutsetning for å kunne vurdere aspekter ved representativitet, er at man har en hensiktsmessig og omforent forståelse av variasjonen i norsk skognatur å forholde seg til. All natur er i utgangspunktet unik, men vi kan observere at egenskaper i naturen synes å variere langs visse gradienter

knyttet til bl.a. klima, topografi og næringstilgang. I noen grad kan vi også gruppere slike egenskaper på en måte som gjør at objekter innen hver gruppe har større grad av fellestrekk enn objekter i ulike grupper. Inndeling av norsk natur i ulike vegetasjonstyper, skogtyper, vegetasjonssoner og liknende representerer forsøk på slike grupperinger eller klassifiseringer av naturen. Disse kan være nyttige i mange sammenhenger, men prinsipielt representerer slik klassifisering av naturen en kunstig inndeling i enheter som inneholder betydelig variasjon. I praktisk sammenheng, f.eks. når vi skal vurdere verneområdenes representativitet, er det likevel nærmest uunngåelig å måtte ty til slike inndelinger av naturen. Da oppstår imidlertid et problem knyttet til hvor detaljert (romlig og tematisk) en skal forsøke å dele opp naturen i enkelte enheter. Inndeling i mange ulike typer, fordelt på mange små enheter, gir mulighet for detaljert og presis karakterisering av de enkelte typene og hver enkelt lokalitet, men skaper også problemer med å få oversikt over variasjonen og overordnede sammenhenger. I praksis vil det ofte være datagrunnlaget som bestemmer hvor detaljert vi kan gå til verks. Dessuten vil landsdekkende oversikter og analyser kreve grovere inndeling enn lokale vurderinger for ikke å bli urimelig omfattende og uoversiktlige.

I mandatet for denne utredningen (jf kap. 1) er det spesifisert noen naturlige gradienter og inndelinger av norsk skognatur som det er forventet at utredningen skal vurdere verneområdene i forhold til. Dessuten har vi et datamateriale (jf kap. 3 og 4) som både bestemmer hvilke gradienter og klassifikasjoner vi kan benytte, og som setter klare grenser for hvor detaljert det er mulig å gå til verks. I all hovedsak vil vi derfor være nødt til å følge inndelinger av naturen som er forholdsvis grove, etter noen gradienter og klassifikasjoner som er bredt akseptert i fagmiljøer og forvaltning. Disse er presentert i foregående kapitler. For vurderingen i dette kapitlet vil vi i hovedsak vurdere representativitet i forhold til geografi (fylker/regioner) og vegetasjonssoner. I tillegg vil vi kvalitativt vurdere representativitet i forhold til en del utvalgte vegetasjons- og naturtyper der vi ikke har kvantitative data for verneområdene eller naturen for øvrig.

Selv om vi har en forståelse av hvordan norsk skognatur bør være inndelt for vårt formål, gjenstår fremdeles å vurdere hva vi skal forstå med betegnelsen representativitet. I utgangspunktet kan dette tolkes som at verneområdene skal utgjøre et tilfeldig utvalg fra norsk skognatur. At verneområdene og deres innhold av skog er fordelt proporsjonalt som skognaturen for øvrig innen hver av våre definerte oppdelinger av naturen, vil da være en rimelig tolkning av representativitet. Dette forutsetter imidlertid at vår grove inndeling av naturen kan oppfattes som grunnleggende riktig og at vi kan avgrense de enkelte enhetene på en presis måte. Hvis ikke, vil vårt utvalg ikke være representativt i forhold til naturen slik den egentlig er, bare i beste fall i forhold til vår beskrivelse av naturen. Dessuten har det vært et rimelig krav at verneområdene ikke skal være altfor sterkt påvirket av menneskelige aktiviteter i nyere tid. Dette fører imidlertid til at utvalget av verneområder innen hver av våre enheter neppe vil framstå som et tilfeldig utvalg fra skognaturen i den aktuelle enheten. Se for øvrig mer teknisk diskusjon av problemstillinger knyttet til representativitet ved områdeutvalg i Yoccoz et al. (2001).

Det kan imidlertid være noen deler av skognaturen, knyttet f.eks. til visse regioner, skogtyper eller høydeler, som av ulike grunner kan kreve en høyere andel av verneområder enn for skog generelt. Våre inndelinger av skognaturen er forholdsvis grove, og det vil derfor alltid være mer eller mindre intern variasjon innen hver av våre enheter. Et representativt vern bør kunne ta hensyn til dette, ved f.eks. å sikre en forholdsvis større andel av verneområder i naturtyper som har stor intern variasjon. Et formål med vernet er også å sikre de utvalgte områdene for ettertiden. Skogtyper som enten er truet av ytre påvirkninger fra menneskelige aktiviteter i omgivelsene, eller som har en naturlig skogdynamikk som kan føre til drastiske endringer i områdenes innhold og struktur, kan det derfor være nødvendig å verne i større grad enn omfanget av typens forekomst generelt skulle tilsi. Dessuten kan visse skogtyper ha særlig stor artsrikhet, forekomst av truede/sårbare arter eller forekomst av spesielle arter som vi særlig ønsker å bevare. Endelig kan det være visse skogtyper (eller arter knyttet til bestemte skogtyper) som Norge kan sies å ha et særlig internasjonalt ansvar for, enten fordi de står på lister over globalt eller regionalt truede naturtyper (eller arter) eller fordi Norge har en stor del av forekomstene av slike typer/arter. Også slike skogtyper kan kreve mer omfattende vern enn et proporsjonalt utvalg av skog generelt skulle tilsi.

Vi har nå en forståelse av hvordan skognaturen kan inndeles, og hva det betyr å sikre et representativt utvalg av skog i verneområder fordelt etter vår inndeling av skognaturen. Selv om vi sikrer oss verneområder med en andel av skog som er representativ for hver av våre definerte enheter, er det likevel ikke gitt hvilket nivå vernet bør ligge på. Er det tilstrekkelig at det finnes ett verneområde innen hver enhet, eller at vernet skog dekker en viss andel av skogarealet? Det kan tenkes flere ulike tilnærminger til svar på et slikt spørsmål:

- For det første må antall områder innen hver av våre valgte hovedinndelinger av naturen være tilstrekkelig til å dekke opp den interne variasjonen i naturforholdene. Slik variasjon kan knyttes til ulike skog- eller vegetasjonstyper, høydeler, terrengformer eller grunnforhold (geologi, jordsmonn). Dessuten kan det tenkes at større nedbørfelt bør være representert med sine spesifikke verneområder (dette er ikke minst aktuelt i forbindelse med EUs Vanndirektiv som har sterkt fokus på nedbørfeltbasert forvaltning). Ellers kan det være behov for ekstra representasjon av hver naturtype i verneområder som sikkerhet mot potensielle irreversible endringer i enkeltområder. Ut fra slike vurderinger kan det være behov for et betydelig antall verneområder pr hovedinndeling av naturen.
- For å representere de naturforholdene som det enkelte verneområdet er ment å dekke, må området ha et omfang som spenner over passende enheter av den lokale naturvariasjonen. Størrelsen bør være tilstrekkelig til at området kan vedlikeholde deler av sine økologiske prosesser ved intern dynamikk. Passende enheter kan knyttes til lokale nedbørfelt eller helhetlige terrengformasjoner. Dette vil variere med den romlige skalaen for naturforholdene i regionen.
- Det enkelte verneområdet må også ha et visst areal for å sikre at verneområdet ikke blir negativt påvirket fra omgivelsene, bl.a. i form av uheldige kanteffekter (jf også diskusjonen om store områder). Hvor stort er slikt minste areal må være, kan

det ikke gis noe generelt svar på. Det vil bl.a. avhenge av formen på verneområdet, skogtype, terrengform, klima, type av påvirkningsfaktor og forvaltningen av omkringliggende arealer. I en undersøkelse av kantsoner for gammelskog mot hogstflater fant Olsen (1988) ut at lokale klimatiske effekter innen en avstand på 200 m lot seg påvise, og Angelstam (1992) refererer flere studier med tilsvarende rekkevidde på biologiske kanteffekter. Dersom vi regner med sirkulære verneområder og skal ha minst 50% av arealet uten kanteffekter, tilsier slike betraktninger at disse minst bør ha sammenhengende skogareal på 1,5 km² (men se også **tabell 5.1**).

- Vernnivå utover dette vil knyttes til hvor mye som trenges for å gi god sikkerhet for artene i verneområdene, noe som henger sammen med andre verneformål, og som vi vil drøfte nedenfor.

Store områder

Å sikre utvalgte deler av norsk skognatur i store sammenhengende områder er også et uttalt mål for vern av skog i Norge. I utredningen som lå til grunn for arbeidet med verneplanen for barskog (DN 1988), er dette målet klart uttrykt, og det er gitt en rekke argumenter for hvorfor dette er viktig (jf også kap. 5). Siden mye av norsk skognatur allerede er sterkt påvirket av ulike menneskelige aktiviteter, kan en tilnærming til vern av store områder være å sikre alle gjenværende, noenlunde intakte områder med en viss mengde skog (eller produktiv skog). Det kan likevel være grunn til å drøfte nærmere hva formålet med vern av store skogområder bør være, ikke minst i forhold til biologisk mangfold, og hvordan dette kan ha følger for hvordan man bør velge slike områder og ev. hvor mange og store slike områder man bør ha.

Store verneområder vil ha potensial for å fungere som større sammenhengende villmarkspregete områder der naturlige forstyrrelser og suksessjoner kan løpe mest mulig upåvirket av mennesker. Dette vil gi en naturlig utvikling av skogøkologiske prosesser og egenskaper, samt fordeling av ulike naturtyper og suksessjonsstadier innen området (gitt klima, topografi og andre naturgitte forhold). Skogområder under naturlig dynamikk vil vanligvis ha en annen mengde og fordeling av habitatkvaliteter som er viktige for arter knyttet til naturskog (f.eks. gammel skog, død ved, brannflater), enn skog under ulike former for drift (jf kap. 5 for mer detaljert diskusjon). Store områder vil lettere kunne opprettholde slik naturlig dynamikk med mindre påvirkning fra omgivelsene enn små områder. Store områder gir også bedre muligheter for å opprettholde levedyktige populasjoner av en del arealkrevende arter enn samme verneareal fordelt på mange mindre områder (men her vil skogtilstanden utenfor verneområdene kunne være avgjørende).

De mest arealkrevende funksjonene setter krav til områdenes størrelse som kan ligge på kanten av det realistiske i Norge i dag. For at storskala naturlige forstyrrelser skal få virke og kunne skape et reelt villmarkslandskap med levedyktige populasjoner av store vertebrater, vil det kanskje kreves områder på mer enn 500 km² (Yaroshenko et al. 2001). Områder på minst 10 km² må til for at naturlig dynamikk med småskala forstyrrelser skal kunne virke innenfor områdene. I arbeidet med barskogsplanen er store områder sagt å skulle være minst 10 km² (DN 1988), og i kapittel

5 har vi vurdert tilstanden for områder med minst 10 km² produktiv barskog. Det synes klart at en slik størrelse (dvs vel 3 x 3 km) på områdene er i minste laget for å sikre skogarealer med naturlig dynamikk og fordeling av naturtyper, men vesentlig større områder med lite påvirket skog (f.eks. over 100 km²) synes (med noen unntak) å være vanskelig å få representert innenfor dagens arealstruktur i Norge. Det er dermed desto viktigere å ta vare på de forekomstene av en slik størrelse som ennå finnes. Dessuten kan det være verdt å vurdere om flere mindre, nærliggende verneområder kan opprettholde en del av egenskapene knyttet til store områder (f.eks. bevaring av levedyktige populasjoner av arealkrevende arter) dersom skogarealet mellom verneområdene drives på en måte som letter utvekslingen av arter mellom verneområdene (jf diskusjonen om reservatgrupper i kap. 5.3). Slike samlinger av flere verneområder kan være svært viktige der arealdisponeringen for øvrig gjør det vanskelig å få etablert store sammenhengende verneområder, ikke minst i lavereliggende strøk.

Det kan diskuteres om store skogområder trenger å bestå av sammenhengende områder med skog av en gitt kvalitet, f.eks. produktiv skog. I utgangspunktet må det være viktig at slike områder reflekterer den naturlige fordelingen av ulike skogtyper og andre naturtyper for den regionen de skal representere. Dermed vil f.eks. andelen av produktiv skog variere mellom ulike regioner og høydesoner. I følge data fra Landsskogtakseringen varierer andelen av produktiv skog i forhold til alt skogareal fra knapt 90% i boreonemoral sone i Trøndelag til 55% i nordboreal sone i Nord-Norge (utenom Finnmark). For eksisterende verneområder større enn 1 km² i totalareal (utenom nasjonalparkene) varierer andelen produktiv skog av verneområdenes totalareal fra vel 50% i nemoral og boreonemoral sone i Øst-Norge til 15% – 20% i nordboreal sone. Selv om mange av verdiene knyttet til store verneområder er nokså uavhengige av hvor mye av skogen som er produktiv, vil dette likevel være en viktig parameter i forhold til artsmangfoldet, spesielt for rødlistearter (jf Cederberg et al. 1997). Det kan derfor være nyttig å ta utgangspunkt i omfanget av produktiv skog når vi skal vurdere hvor store verneområdene bør være, samtidig som vi må være klar over at totalt skogareal kan bli anslagsvis dobbelt så stort i noen regioner.

Gitt at vi har satt noen rammer for hvor stort areal hvert av de store verneområdene bør dekke, gjenstår spørsmålene om hvor mange slike verneområder vi bør ha, og hvordan de bør være fordelt. Ut fra et krav til representativitet vil det være naturlig å tenke seg at grove enheter av norsk skognatur bør ha minst ett slikt stort verneområde der naturlig dynamikk kan forløpe mest mulig uforstyrret, f.eks. knyttet til regioner og vegetasjonssoner. Variasjon innen disse enhetene kan imidlertid tilsi at flere slike områder innen hver enhet bør etterstribes (jf diskusjonen om representativitet over). Noen enheter, f.eks. nemoral og boreonemoral sone, vil ha mer detaljert naturgeografisk variasjon og større artsmangfold enn f.eks. nordboreal sone. Dessuten bør vi ta hensyn til at naturlig skogdynamikk vil ha noe forskjellig forløp i ulike regioner og vegetasjonssoner, særlig avhengig av klima, terreng og landskapsstruktur. Størrelsen på områdene bør reflektere skalavariasjonen for naturlig skogdynamikk, med større områder i regioner dominert av storskala dynamikk. Her kan vi forestille oss at skogbranner vil være hyppigere og vil få et større

omfang i tørrere strøk med landskapsformer på stor skala, som i sørboreal og mellomboreal sone i deler av Øst-Norge, enn i fuktigere og mer oppbrutte skogområder lengre vestover. På kysten og mot fjellet kan imidlertid store stormfellingene være en viktig naturlig forstyrrelsesfaktor, mens omfattende insektangrep er velkjent i fjellbjørkeskog. Dessverre har vi få kvantitative data for det arealmessige omfanget av slike naturlige forstyrrelser, noe som begrenser oss til kvalitative vurderinger av deres betydning for den regionale variasjonen i størrelsen av storområder.

Sjeldne og truede skogtyper og andre spesielle biotoper

Det er også et mål for vern av skog at det spesielle og særegne i skognaturen skal tas vare på. Dette kan bl.a. knyttes til bevaring av sjeldne skogtyper, der noen også kan karakteriseres som truede (jf Aarrestad et al. 2001). Forekomster av slike typer er fåtallige og kan ofte være små, spredt beliggende og vanskelige å få oversikt over. De kan være knyttet til spesielle naturforhold betinget av klima, topografi og grunnforhold. Bevaring innenfor et bredt nettverk av verneområder, innrettet mot det typiske i skognaturen, vil derfor sjelden være godt nok for å ivareta sjeldne og særegne typer. Selv om betraktninger om representativitet ovenfor også i en viss grad kan gjøres gjeldende for sjeldne skogtyper, vil forekomster av slike typer ofte være så fåtallige eller fordelt på spesielle regioner at de må identifiseres og ev. vernes der de finnes. Vurderingene vil ofte måtte gjøres i form av en detaljert gjennomgang av spesielle forhold ved hver enkelt forekomst (jf kap. 6). Hvor mange forekomster og hvilket areal de vil dekke, vil i stor grad avhenge av de enkelte forekomstenes kvaliteter snarere enn av generelle krav til representativitet, områdestørrelse etc. Som vi har sett i kapittel 6, vil slike skogtyper særlig omfatte næringsrike og/eller artsrike forekomster av barskog og lauvskog (som utforminger av edellauvskog, høgstaude- og lågurtskog), samt spesielle utforminger knyttet til klimatiske soner (typisk varmekjære edellauvskoger, oseaniske kystskoger). En del av de aktuelle typene finnes særlig i lavereliggende kyststrøk til Nordland, mens andre finnes mer spredt, knyttet til rik berggrunn eller spesielle landskapsformer (f.eks. sørberg, bekkekløfter). Slike mønstre i forekomst kan legges til grunn for å bedømme generelle vernebehov og kan i noen grad styre innsatsen for å identifisere aktuelle områder.

Bevaring av artsmangfoldet, spesielt truede og sårbare arter

Et svært aktuelt og prioritert mål for vern av skog er å bevare artsmangfoldet knyttet til norske skoger, ikke minst de truede og sårbare artene. Dette må forstås slik at alle arter som naturlig hører hjemme i norsk skognatur skal kunne opprettholde sine populasjoner nasjonalt og regionalt (om ikke bokstavelig knyttet til enhver forekomst). Som et minimum må det bety at det skal finnes i det minste noen levedyktige populasjoner i landet. Med en levedyktig populasjon mener vi ofte en populasjon som har gode muligheter for å overleve i lengre tid, f.eks. 100 år. Avhengig av artenes egenskaper og forutsetninger om miljøendringer som kan inntreffe, viser teoretiske studier at slike populasjoner bør bestå av i størrelsesorden 50-5000 reproduserende individer (jf også Gilpin & Soulé 1986). I praksis er det imidlertid svært vanskelig å teste slike sammenhenger for mer enn noen ganske få arter, som ofte er knyttet til spesielle miljøer hvor det er mulig å avgrense de enkelte populasjonene.

For det meste av artsmangfoldet i norske skoger har vi åpenbart betydelig kunnskapsmangel. Selv om vi kjenner til et stort antall arter, kjenner vi ikke alle som naturlig forekommer i skog (artsinventaret vil også endre seg naturlig ved immigrasjon og lokal utdøing). Vi vet så godt som ingenting om de fleste artenes populasjonsøkologi, spredningsbiologi og ev. krav til areal. Vi vet en del om hvordan mange arter forekommer i forhold til viktige skogparametere, men lite om hvilke spesifikke habitatkrav de har, dvs hvilke habitategenskaper som er kritiske for artene. De fleste artene er trolig også såpass forskjellige i sine økologiske krav at en ikke kan forvente allmenngyldige mønstre, selv om noen få godt studerte arter skulle indikere slike mønstre. Dermed er det egentlig ikke mulig å angi presise kriterier, basert på artenes spesifikke økologi, for å ta vare på artsmangfoldet i sin fulle bredde. Likevel har vi en god del kunnskap om noen artsgrupper og ganske god kvalitativ forståelse av deres habitatkrav. Denne kunnskapen kan legges til grunn for mer generelle og kvalitative argumenter for skogarters økologiske krav, også i forhold til antall og fordeling av verneområder.

Selv om vi ikke kan gi klare og presise anvisninger på hvordan vernet av skog må være innrettet for å ta vare på alle arter med tilfredsstillende sikkerhet, mener vi at verneområder vil være nyttige for å sikre visse områder der arter kan få utvikle seg i forhold til mer eller mindre naturlig skogdynamikk. Hunter (1990) har foreslått at skogforvaltning bør søke å imitere naturlige bestandsfordelinger og skogdynamikk under den antakelsen at dette trolig best tilfredsstillende habitatkrav hos en rekke arter som vi mangler tilstrekkelig kunnskap om. Der skogbruket ikke med rimelighet kan imitere naturlige prosesser på en tilfredsstillende måte, er det viktig at verneområder kan ivareta mange nok miljøer under naturlig dynamikk. Dessuten mener vi at det lar seg gjøre å finne noen områder som bedre sikrer gode miljøer for flere arter enn om man la ut noen slike arealer tilfeldig, dvs at arter, også rødlistearter, kan finnes konsentrert til visse livsmiljøer, på en romlig skala som egner seg for håndtering som reservater. Dette kan gi grunnlag for å anslå hvilket omfang og hvilken fordeling verneområder bør ha for å ta vare på biomangfoldet.

For å få en idé om hvor mye areal som kan være interessant å avsette i verneområder ut fra hensyn til artsmangfoldet, kan vi ta utgangspunkt i noen sammenhenger for arter og arealet av deres habitater.

- For en del problemstillinger knyttet til habitatreduksjon og fragmentering har man i ulike studier forsøkt å anslå hvor mye opprinnelig habitatareal som er nødvendig for at arter skal kunne overleve i et område. Svar på et slikt spørsmål vil avhenge av artenes populasjons- og spredningsbiologi, samt områdenes sammensetning av habitater knyttet til kvalitet, kvantitet og romlig struktur av både sentralt habitatareal og omgivelsene (Fahrig 2001). I en oppsummering av flere studier av fugler og pattedyr har Andrén (1994) anslått at når rundt 20-30% av opprinnelig habitatareal gjenstår, vil artene stå i fare for å ha en raskere nedgang i populasjonsstørrelse enn mengden gjenværende habitat skulle tilsi. Angelstam & Andersson (2001) har tatt utgangspunkt i slike betraktninger og har anslått at rundt 20% av opprinnelig habitatareal representerer en kritisk terskel for overlevelse av arter som er spesialisert tilpasset den aktuelle habitattypen (hos dem representert ved hele skogarealet). I kapittel 5 har vi gjengitt en tabell fra Angelstam

(2001) som viser at en del vertebrater synes å ha krav til habitatareal på 10-40% av totalarealet, mens det er indikasjoner på at grupper av invertebrater kan ha krav som ligger betydelig høyere (60%). Disse tallene gir uttrykk for habitatareal på landskapsnivå, dvs hvor mye av et gitt habitat som må finnes i skoglandskapet for at de aktuelle artene som er avhengige av dette habitatet, skal opprettholde sine populasjoner. Innenfor spesielle skogtyper kan tallene ligge enda høyere.

- I et studium av karplanter, moser, lav og sopp i skog i Trøndelag ble det undersøkt hvordan ulike arter av disse gruppene fordelte seg i forhold til lokale miljøforhold, skogbrukspåvirkning og landskapsstruktur (Framstad et al. 1995b). Resultatene fra dette prosjektet kan tolkes slik at områder med gammelskog (minst Hkl V, helst eldre) ikke bør ligge for langt fra hverandre for at de aktuelle artene skal kunne ha tilgang til tilstrekkelig mange forekomster av gammelskog. Gitt størrelsen på de enkelte habitatflekkene impliserer dette at minst 10% av arealet i dette området må være igjen som gammelskog for å sikre artenes leveområder og artenes spredning mellom dem.
- De siste årene har det vært foretatt en god del registreringer av arter i skog, ikke minst av rødlistearter, knyttet til bl.a. kartlegging av biomangfold i kommunene (DN 1999b) og Miljøregistreringer i skog (MiS) (Gjerde & Baumann 2002). I vedlegg til kapittel 7 er det vist kurver for forekomst av rødlistete sopparter og undersøkte edellauvskogområder for kommuner i Aust-Agder, og i kapittel 8.1 er det referert en del resultater fra undersøkelser i regi av MiS. Begge disse undersøkelsene gir artarealkurver for rødlistearter i skog, dvs kurver som sier noe om hvor mange områder (egentlig hvor mye areal) som må undersøkes for å få representert en viss andel av det registrerte artsmangfoldet (f.eks. 50%). En tolkning av data fra MiS er at 20% av undersøkt areal er nok til å representere 50% av alle registrerte arter, mens 40% er nok for å dekke 50% av registrerte rødlistearter. Data for fordelingen av rødlistete sopp i Aust-Agder kan tilsvarende tolkes som at 20% av et tilfeldig utvalg av undersøkte lokaliteter dekker forekomster med 50% av registrerte arter, mens et komplementært utvalg av 10% av undersøkte lokaliteter gir 50% av artene. Her er det verdt å merke seg at undersøkte lokaliteter representerer områder som i utgangspunktet er vurdert som lovende for biomangfoldet. Ved et tilfeldig utvalg av lokaliteter med samme mengde areal og samme fokus på rødlistete arter er det grunn til å tro at en vesentlig større del av arealet måtte undersøkes for å fange opp like stor del av disse artene. Dessuten representerer disse dataene kun forekomster (dvs minst ett individ registrert) og gir ikke grunnlag for å bedømme om populasjoner er levedyktige.

Vi må anta at de fleste artene stiller krav til omfang og fordeling av sitt foretrukne habitat for å kunne opprettholde levedyktige populasjoner. For mange arter kan det tenkes at nedre terskelverdier ikke vil kunne nås i et norsk skoglandskap. Undersøkelser fra Finland og Russland tyder på at de mest følsomme artene faller ut når deres habitat blir for spredt innen svært store arealenheter (Siitonen et al. 2001). Vi har imidlertid for dårlig kunnskapsgrunnlag for de aller fleste artene til å kunne fastslå om det finnes slike terskler og i tilfelle hvor de ligger. Dessuten er det stor variasjon i habitatkravene til enkeltarter, slik at det ikke er sannsynlig at vi vil finne veldefinerte terskler som omfatter mange arter fra ulike grupper, selv med et bedre kunnskapsgrunnlag.

Data for sammenhenger mellom artsforekomster og undersøkt areal (jf 3. prikkpunkt over) tyder på at vi vil få stadig flere arter ettersom vi undersøker mer areal, men at vi får forholdsvis færre arter for hver ny arealenhet vi tar inn i undersøkelsen (gitt at biotopene ikke er for forskjellige) – kurver for artsantall i forhold til areal viser en gradvis krumming. Selv om slike kurver gir oss grunnlag for å si at en forholdsvis stor del av artsmangfoldet kan representeres ved en begrenset mengde areal, gir de oss ingen klare terskler som indikerer når vi ikke lenger trenger å undersøke mer areal for å oppfange en fundamental andel av artsmangfoldet. Hvor vi setter grensen for hvor mye av artsmangfoldet som skal dekkes av undersøkelsen, er i all hovedsak en subjektiv vurdering.

Selv om vår kunnskap om artenes krav til habitat og størrelse på leveområder er mangelfull, tyder ulike observasjoner på at en god del av artene i skog har habitatkrav som ikke uten videre kan tilfredsstilles i drevet skog, selv med ulike miljøtiltak (jf kap. 5 og 7). Til sammen har disse artene sannsynligvis et forholdsvis bredt spekter av krav til skogmiljøet, dels knyttet til spesielle skogtilstander (gammelskog, lang kontinuitet), dels til miljøkvaliteter særlig knyttet til skogdynamikk under naturlige forstyrrelsesregimer (mengde/kvalitet av død ved etc). Slike arter vil også ha krav til leveområdenes størrelse som går utover den normale skalaen i drevet skog (ellers ville de kanskje kunne tilfredsstilles ved skogbrukets miljøtiltak). For å kunne dekke slike arters ulike habitatkrav, uten at vi kan spesifisere kravene nærmere enn at de er knyttet til skog under naturlig dynamikk, synes det på generell basis rimelig å knytte omfanget til en andel av skogarealet (jf også tilnærmingen til Angelstam & Andersson 2001).

Ut fra betraktningene ovenfor kan det være grunnlag for å slutte at 10-30% av skogarealet avsatt til verneområder kan fungere som en veiledende ramme som vil bidra til å sikre habitater for en del arter som presumtvt har dårlige kår i et aktivt drevet skoglandskap. Vi kan imidlertid ikke bedømme om levedyktige populasjoner av artene dermed blir tilstrekkelig ivaretatt innen en slik ramme. En arealramme på 10-30% bør ev. også nyanseres ut fra (i) ulike skogtypers variasjon, artsrikhet og Norges internasjonale ansvar, og (ii) skogbrukets muligheter til å dekke vernebehovene i ulike skogtyper ved egne miljøtiltak og ikke-hogst. Spesielt varierte, artsrike eller viktige skogtyper bør kanskje også vernes i enda større utstrekning enn et måltall på 30% gir uttrykk for, særlig om typen har svært begrenset utbredelse. Mer vanlige og med hensyn til artsrikhet mindre interessante skogtyper kan på den andre siden kanskje vernes i mindre grad enn et måltall på 10% skulle tilsi, ikke minst skogtyper der skogbrukets miljøhensyn også kan være en viktig faktor for artsbevaring. Merk for øvrig at skogbrukets miljøtiltak på ikke-vernede arealer uansett må ses på som et nødvendig supplement for tilstrekkelig bevaring av alle arter i norsk skognatur, siden vi ellers trolig måtte avsette en ekstremt stor andel av arealet i verneområder for å sikre levedyktige populasjoner av alle arter.

Strategier for utvalg av verneområder

Hvis vi tar utgangspunkt i de ulike målene for vern av skog skissert stikkordsmessig ovenfor, kan det se ut til at målene lett kan komme i konflikt med hverandre. Optimalisering av vernet

for å ta vare på arter kan medføre at mindre interessante skogtyper ikke vernes i tilstrekkelig grad og at målet om representativitet går tapt. Ved å vurdere verneområder individuelt kun ut fra verdikriterier som forekomst av rødlistearter, kan det også bli vanskelig å oppnå best mulig total dekning av verneformålet om sikring av størst mulig del av artsmangfoldet. Gjennomtenkte strategier for vern av skog er nødvendig for å sikre best mulig måloppfyllelse. I slike strategier vil det være nyttig å legge prinsipper om hierarkisk tilnærming og komplementaritet til grunn.

- Ved en hierarkisk tilnærming vil vi forutsette at kriterier for representativitet har førsteprioritet, dvs at en i første rekke forsøker å plassere et antall eller areal av verneområder slik at alle hovedgrupper av norsk skognatur blir ivaretatt. Dernest må den interne variasjonen innen hovedgruppene, knyttet til skogtyper og landskapsutforminger, dekkes opp. En del av prosessen for å sikre representativitet vil også omfatte variasjon i størrelsen til de enkelte verneområdene, inklusive dekning av store områder. Til sist må verneområdene innen hver hovedgruppe og skogtype tilrettelegges slik mht antall, areal og plassering at det aktuelle artsmangfoldet for hovedgruppen og skogtypene blir tilfredsstillende dekket.
- Komplementaritet vil i dette tilfellet si å velge potensielle verneområder slik at det totale artsmangfoldet innen en gitt hovedgruppe og dens skogtyper blir dekket best mulig innenfor et gitt areal. Nyansering ved prioritering av truede og sårbare arter, ansvarsarter etc, framfor artsmangfoldet generelt, synes rimelig ut fra målet at verneområdene bl.a. skal gi sikkerhet for bevaring av arter som kan ha problemer med å greie seg i skog under skogsdrift eller annen menneskelig påvirkning.

En viktig problemstilling for diskusjonen nedenfor (kap. 9.2) er hvor presist vernebehovene kan vurderes og hvilken rolle skogbrukets miljøtiltak og områder med ikke-hogst kan ha i en helhetlig strategi for bevaring av norsk skognatur. Som vi har referert over, er kunnskapsgrunnlaget knyttet til biomangfoldet i skog på mange måter utilstrekkelig. Det er derfor ikke mulig å anslå vernebehovene presist eller å si nøyaktig hvor balansen mellom vern i reservater og miljøtiltak i skogbruket bør ligge. I stedet må man etterstrebe robuste løsninger som ikke er for følsomme for brudd på forutsetninger eller mangler i kunnskapsgrunnlaget. Dette har følgende implikasjoner for våre vurderinger i kapittel 9.2:

- Omfanget og fordelingen av verneområder må være stort og bredt nok til å representere et solid fundament for bevaring av norsk skognatur. Nivået må heller ligge litt over enn litt under det minimumet som kan synes forsvarlig i lys av vår beste kunnskap i dag.
- Siden det synes ganske urealistisk å legge opp til vern som gir full sikkerhet for biomangfoldet innenfor verneområder alene (jf f.eks. vurderinger av arealbehov på 60% eller mer av skogarealet for visse invertebrater), er en kombinert strategi med vern og miljøtiltak på drevet areal påkrevet. Gode miljøtiltak i skogbruket er en helt nødvendig forutsetning for at nettverket av verneområder skal kunne fungere etter hensikten for bevaring av biomangfoldet.

9.2 Anslag for vernebehov knyttet til ulike mål

Her vil vi drøfte vernebehovene ut fra en hierarkisk tilnærming slik som skissert over. Vi tar utgangspunkt i hvordan og i hvilket omfang vernet av skog bør innrettes for å sikre at nettverket av verneområder dekker hovedgrupper av norsk skognatur på en forholdsvis proporsjonal måte sammenliknet med skog i sin allminnelighet. For en slik sammenlikning vil vi basere oss på en inndeling i geografiske regioner (Øst-Norge, Vestlandet, Trøndelag, Nord-Norge) og vegetasjonssoner (jf Moen 1998). Dernest vil vi vurdere hvordan behovet for vern av store områder kan dekkes opp innenfor en slik inndeling, og så hvordan sjeldne og truede skogtyper kan fanges opp. Dessuten vil vi bruke vurderinger knyttet til artsmangfoldets behov for å se om vi kan anslå hvor omfattende vernet av skog bør være ut fra et slikt hensyn. Endelig vil vi forsøke å se de ulike behovene i sammenheng, for å se om vi kan anslå et omfang og en innretning på vernet av skog som vil kunne tilfredsstille alle de spesifiserte målene.

Vår tilnærming til disse vurderingene av vernebehov er basert på noen klare premisser knyttet til hvert verneformål og en utledning av hva slags konsekvenser disse premissene vil ha for vurdering av vernebehovene. Premissene er nedfelt på basis av vårt beste faglige skjønn, men på grunn av omfattende mangler i kunnskapsgrunnlaget vil premissene også ha subjektive elementer. Alternative utgangspunkt for vurderingene kan derfor også ha sin verdi, og de vil trolig føre til noe annerledes konklusjoner. I sammenfatningen av vernebehovene vil vi imidlertid ta hensyn til usikkerheten som knytter seg til utledningene for hvert enkelt verneformål.

For å anslå behovene for vern av skog kunne vi ta utgangspunkt i forskjellige uttrykk for skogens arealmessige representasjon, f.eks. skogarealet totalt, produktiv skog totalt eller produktiv barskog. For verneområdene har vi mangelfulle data for skogarealet totalt, mens nesten alle områdene har data for produktiv barskog (og dermed også et brukbart grunnlag for å bedømme all produktiv skog, selv med noen mangler for produktiv lauvskog; jf kap. 3.1). Produktiv skog (ikke minst lauvskog, jf kap. 7) er også mer meningsfylt for å bedømme skogens verdi for biomangfoldet enn det totale skogarealet (jf

kap. 9.1, Store områder). Vi vil derfor basere vurderingene av vernebehov på omfang og fordeling av produktiv skog. Dette vil også være konsistent med tyngden av tidligere vurderinger av skogvern, også i våre naboland Sverige og Finland.

Representativitet av norsk skognatur

Generelle problemstillinger knyttet til verneområdenes representativitet er drøftet ovenfor (kap. 9.1). Verneområdenes fordeling langs ulike naturgeografiske gradienter, sett i forhold til skog generelt, er behandlet i kapittel 4. Her skal vi se om vurderinger av verneområdenes representativitet kan gi grunnlag for å bedømme behovet for vern av skog, vurdert for hver geografiske region for seg.

For å kunne vurdere arealmessige konsekvenser av vern av skog for å få god representativitet tar vi utgangspunkt i produktivt skogareal for henholdsvis skog generelt og dagens verneområder. En representativ fordeling skulle tilsi at skog i verneområdene var fordelt omtrent som skog generelt, eller at det var forholdsvis mer skog i verneområdene i de regionene og vegetasjonssonene som ble ansett å ha størst vernemessig verdi. Fordelingen av produktiv skog i verneområder og for skog generelt i hver enkelt region og vegetasjonssone viser at det er vernet størst andel (2,6%) av produktiv skog i nordboreal sone i Nord-Norge (utenom Finnmark) (**tabell 9.1**). Selv om det kan være enkelte problemer med klassifiseringen av de enkelte verneområdene til ulike vegetasjonssoner (jf kap. 3 og 4), viser forskjellige tilnærminger at nordboreal sone i Nord-Norge (utenom Finnmark) har størst andel av skogen i verneområdene.

Dersom vi antar at ingen region og vegetasjonssone i dag har vernet for mye skog, vil et minimumskrav for å oppnå tilfredsstillende representativitet for hver region og vegetasjonssone medføre at den høyeste andelen for vernet produktiv skog legges til grunn. I lys av de omfattende prosessene som har foregått omkring vern av skog, kan det synes lite sannsynlig at omfattende vern av skog ville fått gjennomslag i noen region dersom det ikke var faglig gode grunner for det. Likevel kan det være spesielle forhold ved nordboreal sone i Nord-Norge (utenom Finnmark) som kan ha ført til at denne sonen og regionen kan sies å ha fått vernet uvanlig mye skog. Vår oversikt omfatter 23 verneområder i nordboreal sone i Nordland og 9 i Troms, herav er 6 nasjonalparker med stor andel (84%) av vernet

Tabell 9.1

Fordelingen av produktiv skog i dagens verneområder, inkludert nasjonalparker, angitt som areal (km²) og andel (%) av øvrig produktiv skog for ulike regioner og vegetasjonssoner. Nord-Norge inkluderer ikke Finnmark pga manglende dekning av Landsskogtakseringen. Distribution of productive forest in the current protected areas, including national parks, given as area (km²) and proportion (%) of productive forest in general for each region and vegetation zone. Northern Norway does not include Finnmark due to lack of coverage for this county in the national forest inventory.

| vegetasjonssone | Øst-Norge | | Vestlandet | | Trøndelag | | Nord-Norge | |
|-------------------------|-----------------|------|-----------------|------|-----------------|------|-----------------|------|
| | km ² | % | km ² | % | km ² | % | km ² | % |
| nemoral og boreonemoral | 98 | 1,03 | 18 | 0,76 | 2 | 2,38 | – | – |
| sørboreal | 15 | 0,12 | 6 | 0,15 | 15 | 0,65 | 0 | 0,04 |
| mellomboreal | 132 | 0,86 | 44 | 2,43 | 71 | 1,29 | 30 | 0,64 |
| nordboreal og alpin | 51 | 0,80 | 18 | 2,49 | 16 | 0,81 | 126 | 2,62 |
| samlet | 296 | 0,67 | 87 | 0,95 | 104 | 1,06 | 156 | 1,59 |

Tabell 9.2

Anslag for behovet for vern av produktiv skog fordelt på regioner og vegetasjonssoner ut fra vurdering av verneområdenes representativitet (tall i km²). Det er tatt utgangspunkt i andelen vernet produktiv skog i nordboreal sone i Nord-Norge (2,6%). Ut fra skjønsmessig vurdering av intern variasjon i naturforhold og verdier for biomangfold er vegetasjonssonene gitt ulik relativ vekt: nemoral og boreonemoral 2, sørboreal 1,5 og mellomboreal og nordboreal 1. Nord-Norge inkluderer ikke Finnmark pga manglende data fra Landsskogtakseringen.

Assessment of needs for representative protection of productive forest distributed on regions and vegetation zones (numbers in km²). The proportion of protected productive forest in the north boreal zone of Northern Norway (2.6%) is taken as a basis. Qualitative assessment of internal variation and value to biodiversity leads to weighting of the various zones: nemoral and boreonemoral 2, south boreal 1.5, middle and north boreal 1. Northern Norway does not include Finnmark due to lack of coverage in the national forest inventory.

| vegetasjonssone | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|-------------------------|-----------|------------|-----------|------------|
| nemoral og boreonemoral | 495 | 122 | 5 | – |
| sørboreal | 507 | 168 | 89 | 12 |
| mellomboreal | 403 | 48 | 144 | 124 |
| nordboreal og alpin | 167 | 19 | 53 | 126 |
| samlet | 1572 | 357 | 291 | 261 |

produktiv skog (av dette igjen er 80% produktiv lauvskog). Dominans av mye vernet produktiv lauvskog i nasjonalparker kan ses på som uvanlig på landsbasis (selv om nasjonalparker typisk har mye av vernet produktiv skog i nordboreal sone i alle regioner). Dermed kan omfanget av vernet skog i nordboreal sone i Nord-Norge synes mindre egnet som utgangspunkt for vurdering av vern i forhold til representativitet. På den andre siden er bare 0,05% av produktiv skog i høydelaget under 300 m o.h. vernet i denne sonen, noe som indikerer en mangelfull dekning av den interne naturvariasjonen i nordboreal sone i Nord-Norge. Et omfang på vernet skog i denne sonen på i alt 2,6% av produktiv skog kan altså ses som utilstrekkelig til å dekke den interne variasjonen godt nok, gitt fordelingen på ulike typer verneområder. For øvrig er det også andre vegetasjonssoner og regioner som har en andel av vernet produktiv skog over 2% (jf **tabell 9.1**). Samlet sett virker det derfor ikke urimelig å ta utgangspunkt i andelen vernet produktiv skog i nordboreal sone i Nord-Norge som et minimumsanslag for hvor mye som bør vernes for å sikre en representativ dekning av skog.

Det vil imidlertid også være rimelig å ta hensyn til naturgeografisk variasjon og generelle verdier for biologisk mangfold innen hver sone og region når vi skal bedømme vernebehovet knyttet til representativitet (jf kap. 9.1). Både variasjon i skogtyper og forekomst av rødlistete arter tyder på at nemoral og boreonemoral sone bør ha høyere verdi enn de øvrige sonene; tilsvarende vil nordboreal sone kunne sies å ha lavere verdi (jf også kap. 6, 7). En slik rangering reflekteres også i den grove inndelingen i vegetasjonstyper som Landsskogtakseringen bruker. For alle regioner viser de rikeste vegetasjonstypene (lågurtskog, høgstaueskog, rik lauvskog) klart lavere frekvens i mellom- og nordboreal sone enn i nemoral, boreonemoral og sørboreal sone. Vi vil derfor vekte de ulike vegetasjonssonene slik at nordboreal og mellomboreal sone gis verdi 1, sørboreal verdi 1,5 og boreonemoral og nemoral sone verdi 2. Vi får da et anslag for behovet for vern av produktiv skog i de ulike regionene og vegetasjonssonene slik **tabell 9.2** viser.

Til sammen gir dette et behov for vernet areal på 2481 km²

produktiv skog for landet (utenom Finnmark), hvorav 1838 km² kommer i tillegg til dagens 643 km² vernete areal av produktiv skog. I tillegg er det hittil vernet 103 km² produktiv skog i Finnmark og vedtatt vern av ytterligere 30 km² i tilknytning til Øvre Pasvik nasjonalpark. Gitt at vi legger til grunn dagens vern i den regionen og vegetasjonssonen med best dekning av vernet areal, samt at vi vektlegger vegetasjonssonene som ovenfor, vil denne betraktningmåten lede fram til et minimum for å sikre representativt vern av skog. Eksplicit vurdering av behov knyttet til andre mål for vern av skog kan ev. gi høyere eller lavere tall.

Ut fra analysene av manglende representativitet ved dagens verneområder presentert i kapittel 4, framgår det at det er særlig behov for supplering av verneområdene for:

- Øst-Norge, til dels også Vestlandet
- lavereliggende strøk i alle regioner
- sørboreal vegetasjonssone spesielt, men det er også behov for ytterligere supplering i nemoral og boreonemoral sone, ikke minst pga stor intern variasjon og omfattende verdier knyttet til skogtyper og biomangfold i disse sonene

Store skogområder

I kapittel 5 har vi presentert en diskusjon knyttet til store verneområders betydning og fordeling i henhold til våre inndelingskriterier. Det er svært få store verneområder, ikke minst områder med mye (> 10 km²) produktiv skog, og de fleste ligger i Nord-Norge. Store verneområder med mindre areal av produktiv skog er mer jevnt fordelt over landet, men med noen åpenbare mangler (jf kap. 5).

For å sikre en mer representativ fordeling og bedre dekning av store verneområder kan det være aktuelt å vurdere en fordeling av antall store verneområder i forhold til arealet av produktiv skog (jf kap. 9.1 og foregående avsnitt om representativitet). Dagens store verneområder (med mer enn 10 km² produktiv skog) kan brukes som et utgangspunkt. Det er nordboreal sone i Nord-Norge (utenom Finnmark) som har flest slike verneområder i forhold til arealet av produktiv skog (men ut fra størrelse og

Tabell 9.3

Vurdering av vernebehov knyttet til store områder (med mer enn 10 km² produktiv skog). Det er tatt utgangspunkt i nordboreal sone i Nord-Norge som har flest store områder i forhold til mengden produktiv skog. Det relative behovet for antall områder er anslått ut fra naturgeografisk variasjon og generell verdi for biomangfold (A). Gjennomsnittlig areal av produktiv skog pr område (B) er et uttrykk for den romlige skalaen for naturlige forstyrrelser i hver region og sone (knyttet til type forstyrrelse og landskapets romlige struktur), samt gjennomsnittsarealet for eksisterende store verneområder. Ved å ta utgangspunkt i antall store områder i nordboreal sone i Nord-Norge i forhold til arealet av produktiv skog og vekte dette med tallene i A for antall områder og tallene i B for arealet, framkommer henholdsvis antall og samlet areal for store områder pr region og vegetasjonssone som i C. Finnmark er ikke inkludert i tallene for Nord-Norge pga manglende data fra Landsskogtakseringen. Arealer er gitt i km² produktiv skog.

Assessments of protection needs tied to large areas (with more than 10 km² of productive forest). The north boreal zone of Northern Norway has the most large protected areas relative to the amount of productive forest and is therefore taken as a basis. The relative need for large protected areas is assessed from internal variation and value to biodiversity of each region and zone (A). Mean amount of productive forest per area (B) is an expression of the spatial scale of natural disturbances in each region and zone (tied to type of disturbance and landscape structure), as well as the mean size of existing protected areas. The number of large areas in each region and zone (C, ant.) is derived from the relative number of such areas in the north boreal zone of Northern Norway, weighed by the numbers in (A). The total area of these large protected areas (C, areal) is derived from the number of such areas, multiplied by their assessed mean size (B). Northern Norway does not include Finnmark due to lack of coverage by the national forest inventory. Area is given in km² of productive forest.

| vegetasjonssone | Øst-Norge | | Vestlandet | | Trøndelag | | Nord-Norge | |
|-------------------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|
| A | | | | | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 2 | | 2 | | 2 | | – | |
| sørboreal | 2 | | 2 | | 2 | | 2 | |
| mellomboreal | 1 | | 1.5 | | 1.5 | | 1.5 | |
| nordboreal og alpin | 1 | | 1 | | 1 | | 1 | |
| B | | | | | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 12,5 | | 10 | | 5 | | – | |
| sørboreal | 15 | | 12,5 | | 10 | | 5 | |
| mellomboreal | 20 | | 12,5 | | 15 | | 15 | |
| nordboreal og alpin | 30 | | 12,5 | | 20 | | 30 | |
| C | | | | | | | | |
| | ant. | areal | ant. | areal | ant. | areal | ant. | areal |
| nemoral og boreonemoral | 12 | 147 | 3 | 29 | 0 | 0 | – | – |
| sørboreal | 16 | 242 | 5 | 67 | 3 | 28 | 0 | 0 |
| mellomboreal | 10 | 192 | 2 | 21 | 5 | 77 | 4 | 66 |
| nordboreal og alpin | 4 | 119 | 0 | 0 | 1 | 25 | 3 | 90 |
| sum | 42 | 700 | 10 | 117 | 9 | 130 | 7 | 156 |

naturvariasjon for denne sonen kunne nok antallet store områder vært enda større for å gi bedre representativ dekning). Antallet slike store områder i hver vegetasjonssone og region bør reflektere den naturgeografiske variasjonen og generelle verdier for biomangfold som forekommer innen hver sone og region. På den andre siden bør områdenes størrelse reflektere den romlige skalaen som skapes av terrenget og naturlig skogdynamikk i de ulike regionene (jf 9.1). I **tabell 9.3** har vi forsøkt å anslå relative forskjeller i naturgeografisk variasjon (som kan si noe om hvor mange store områder det bør være) og gjennomsnittlig areal av produktiv skog for det enkelte storområdet i ulike regioner. Generelt er "varmere" vegetasjonssoner vektet høyere enn "kaldere", mens gjennomsnittlig areal er anslått å være større for nordboreal (og dels mellomboreal) enn for de øvrige sonene (jf **tabell 9.3**).

En slik betraktningssmåte fører fram til anslått behov for fordeling av antall store områder og areal av produktiv skog i disse som det framgår av **tabell 9.3C**. Dette utgjør i alt 68 store områder. I tillegg kommer et antall områder i Finnmark som må vurderes på uavhengig grunnlag; i dag er det 4 slike verneområder her. Til

sammen medfører dette også et behov for vern av vel 1100 km² produktiv skog (utenom Finnmark), noe som utgjør en økning på ca 970 km² i forhold til dagens nivå for slike områder. Det er her ikke foretatt noen vurdering av behovet for vernet areal i forhold til andre mål for vernet av skog. Slike vurderinger kan gi høyere eller lavere tall.

For å sikre store skogområder som i større grad og på en mer representativ måte kan ivareta en naturlig dynamikk i skogøkosystemene, bør det følgelig legges betydelig vekt på å få flere store verneområder, ikke minst av de aller største områdene (> 100 km²) der egnete områder forekommer. Ellers fordeler behovet for supplering av slike store områder (med mer enn 10 km² produktiv skog) seg særlig som følger:

- i landsdeler der slike områder mangler, dvs på Vestlandet og i Trøndelag, dessuten i sentrale deler av indre/vestlige Øst-Norge.
- i høydelag under 300 m for alle regioner
- i boreonemoral og spesielt sørboreal sone, til dels også i mellomboreal sone

Der det ikke er mulig å finne store sammenhengende arealer som egner seg som verneområder, kan det også være mulig å se flere mindre verneområder innen samme område i sammenheng og sørge for tilpasset drift på omgivende arealer for å sikre en del av funksjonene som er knyttet til store verneområder.

Sjeldne, truede og andre spesielle skogtyper

I kapitlene 6 og 7 har vi gjort rede for hvordan dagens verneområder tar vare på sjeldne, truede og andre spesielle skogtyper, inklusive områder som er særlig viktige for biomangfoldet. Vi har også pekt på hvor dagens verneområder er utilstrekkelige i vern av slike skogtyper og forekomster. I hovedsak er disse vurderingene av kvalitativ art, siden vi i liten grad har kvantitative data tilgjengelig for slike forekomster, verken for verneområdene eller for skogarealene generelt. Spørsmålet er da om det er mulig å utlede noe om omfanget av identifiserte vernebehov for slike skogtyper etc.

I noen grad er det mulig å knytte forekomstene av sjeldne, truede og artsrike skogtyper til bestemte (mer vidt definerte) skogtyper, vegetasjonssoner og/eller regioner. Edellauskog omfatter en rekke spesielle og artsrike skogtyper som alle i overveiende grad forekommer i nemoral og boreonemoral sone i Øst-Norge og på Vestlandet. En del andre typer er også i hovedsak knyttet til lavereliggende skog, i boreonemoral eller sørboreal sone, f.eks. oseanisk skog på Vestlandet og i Trøndelag. Ved å ta utgangspunkt i slike mønstre og kunnskap om de rikeste og mest spesielle skogtypenes fordeling (basert på Landsskogtakseringens data), kan det argumenteres for en differensiert vektlegging av visse vegetasjonssoner og regioner ut fra sannsynlig forekomst av slike skogtyper som er av interesse her.

I forhold til en fordeling av skogarealet på regioner og vegetasjonssoner anslår vi følgelig at disse vernebehovene særlig er knyttet til lavereliggende skog langs kysten (nemoral og boreonemoral sone til Nordland), sørboreal sone generelt, så vel som forekomster av rikere skogtyper i ulike regioner og vegetasjonssoner. Landsskogtakseringens data viser at noen av de aktuelle vegetasjonstypene (lågurtskog, høgstaudekog og rik lauvskog) utgjør forholdsvis større andel av produktiv skog i

nemoral, boreonemoral og sørboreal sone enn i mellomboreal og nordboreal sone: andelen varierer mellom 6,5% og 30% for ulike regioner og soner. Arealomfanget av vernebehov knyttet til spesielle skogtyper etc er vanskelig å anslå, men kan forsøksvis knyttes til kjente forekomster og antakelser om manglende dekning av visse typer som andel av produktiv skogareal. Tentativt anslår vi at ca 2% av produktiv skog i nemoral og boreonemoral sone, 1% i sørboreal sone og 0,5% i mellomboreal og nordboreal sone bør avsettes til slike formål. Vi får da en fordeling av vernet produktiv skog på regioner og vegetasjonssoner som det framgår av **tabell 9.4**. Dette utgjør til sammen 642 km².

Verneområder knyttet til behov for artsmangfoldet

Som vi har drøftet ovenfor, kan vi med forholdsvis greie kriterier vise om verneområdene er fordelt på en representativ måte i norsk skognatur og om de fanger opp viktig variasjon knyttet til ulike skogtyper (selv om datagrunnlaget er for svakt til å gjøre den siste delen på en kvantitativ måte). Under gitte forutsetninger kan vi dermed peke på hvordan vern av skog bør innrettes for å sikre et representativt utvalg av skog. Dette gir imidlertid ikke hele svaret på hvor mye skog som bør vernes innen hver region, vegetasjonssone og skogtype. For å komme nærmere et slikt svar må vi også forsøke å vurdere verneområdenes funksjon som leveområder for deler av artsmangfoldet.

Angelstam & Andersson (1997, 2001) har beskrevet en framgangsmåte for å vurdere hvor mye skog som vil være nødvendig å verne for å ta vare på artsmangfoldet i ulike deler av Sverige. Denne vurderingen var en del av grunnlaget ved svenske myndigheters vurdering av behovet for vern av skog (SOU 1997). Tilnærmingen til Angelstam & Andersson (1997, 2001) baserer seg på en del forutsetninger som er vanskelige å få verifisert med dagens kunnskapsgrunnlag, men en del av elementene som inngår kan være interessante også i vår sammenheng.

Kort skissert er den svenske vurderingen av behovet for verneområder basert på følgende elementer:

- Man starter med å anslå en terskelverdi for den habitatmengden som kreves for å ivareta kravet til levedyktige

Tabell 9.4

Anslag for vernebehov for å ta vare på truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper og forekomster. Anslaget er basert på antatte sammenhenger mellom regioner og vegetasjonssoner og forekomst av en del av de viktigste typene, der særlig kystområdene til Nordland (nemoral, boreonemoral og dels sørboreal sone) er viktige. Det er anslått et vernebehov for dette formålet på 2% av produktiv skog i nemoral og boreonemoral sone, 1% i sørboreal og 0,5% for øvrig. Nord-Norge inkluderer ikke Finnmark siden Landsskogtakseringen ikke har data her. Arealer er gitt i km² produktiv skog.

Assessment of protection needs for conservation of threatened, rare and other special forest types and sites. The assessment is based on assumed relationships between regions and vegetation zones and the occurrence of some of the most important types, where especially coastal regions to Nordland are important. For this purpose the protection needs are assessed as roughly 2% of productive forest area in the nemoral and boreonemoral zones, 1% in the south boreal zone, and 0.5% in the middle and north boreal zones. Northern Norway does not include Finnmark due to the lack of coverage by the national forest inventory. All areas are in km².

| vegetasjonssone | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|-------------------------|-----------|------------|-----------|------------|
| nemoral og boreonemoral | 189 | 47 | 2 | – |
| sørboreal | 129 | 43 | 23 | 3 |
| mellomboreal | 77 | 9 | 27 | 24 |
| nordboreal og alpin | 32 | 4 | 10 | 24 |
| samlet | 427 | 102 | 62 | 51 |

populasjoner, representert ved de mest arealkrevende artene (såkalte umbrella species). Denne habitatmengden blir anslått til 20% av opprinnelig skogareal (i hovedsak basert på data for en del vertebrater (Andrén 1994)).

- En viss andel (4-12%) av disse 20% trekkes fra for skogtyper der det vurderes at skogbrukets driftsmetoder langt på vei kan sies å etterlikne skogens naturlig dynamikk. Dette gir et langtidsmål for areal i verneområder på 8-16% av skogarealet for ulike svenske regioner (basert på regionenes innhold av ulike skogtyper; den svenske fjellskogen er her ikke vurdert fordi den i stor grad allerede er vernet).
- Andel allerede vernet areal i disse regionene legges til grunn (utgjorde 0,4-1,6%) og trekkes fra langtidsmålet; dermed framkommer behovet for ytterligere vern.
- Noe (0-2%) av dette behovet forutsettes imidlertid å kunne dekkes av skogbrukets miljøtiltak, avhengig av skogtype.
- Andelen areal som utgjør nye vernebehov, framkommer så ved å trekke tallene for allerede vernet areal og areal som skogbrukets miljøtiltak kan ivareta, fra langtidsmålene for vernet areal.
- Det er imidlertid ikke gitt at det faktisk finnes tilstrekkelig mye egnet areal. Det anslås derfor hvor mye areal som har høy nok kvalitet (1,9-3,5%) og hvor mye som ev. må baseres på mer eller mindre påvirkete arealer som ev. må restaureres (3-11%).

Selv om det er lett å finne en rekke problemer med den svenske tilnærmingen (ikke minst knyttet til et svakt kunnskapsgrunnlag, se drøfting i kap. 9.1, Bevaring av artsmangfoldet), kan det likevel være interessant å se hvor en tilsvarende, men forenklet og mer kvalitativ argumentasjonsrekke kan føre oss. Denne kan ha følgende elementer:

- **Brutto vernebehov:** Ut fra observasjoner og argumentasjon gjengitt ovenfor (kap. 9.1, Bevaring av artsmangfoldet) kan vi anslå at 10-30% av skogarealet bør tilgodeses for bevaring av artsmangfoldet. Det er en forholdsvis klar sammenhengen mellom produktivitet og artsmangfold, også for truede og sårbare arter. Prosenttallet kan dermed knyttes til skogtype slik at lavt anslag gjelder for fattigere og vanligere skogtyper (f.eks. vegetasjonstypene A1-A4 (jf Fremstad 1997), uproduktiv og lavproduktiv skog, særlig i Øst-Norge, Trøndelag og Nord-Norge, spesielt i mellomboreal og nordboreal sone), mens det høye anslaget gjelder for sjeldne typer, typer med stor intern variasjon og ev. høyt artsmangfold (f.eks. vegetasjonstypene B1, B2, C2, C3, D2-D6, E2, E4-E6). Øvrige skogtyper og regioner kan ligge et sted i mellom.
- **Effekt av skogbrukstiltak etc:** I hvilken grad og hvordan noe av dette vernebehovet kan ivaretas ved skogbrukets miljøtiltak og ikke-hogst i nullområder og på uproduktive arealer, kan sikkert diskuteres. I tallene for brutto vernebehov ovenfor forutsetter vi allerede at bare deler av artsmangfoldet kan ivaretas i verneområdene; skogbrukets miljøtiltak vil uansett være nødvendig på ikke-vernet areal (jf avslutningen av kap. 9.1). Dermed ser vi også på skogbrukets potensielle bidrag til bevaring av artsmangfoldet på ikke-vernete arealer som viktig. To typer vurderinger kan særlig trekkes inn her:
 - 1 Skogbrukets driftstiltak synes å falle i to klasser. (i) Dels vil skogbrukets driftsformer i noen grad kunne etterlikne naturlige

forstyrrelsesregimer for fattige skogtyper (f.eks. typene vegetasjonstypene A1-A3; jf Fremstad 1997). Kortere omløpstider, mindre mengder/andre kvaliteter av død ved, landskapsstruktur av annen skala etc i drevet skog tilsier likevel at skog unntatt fra hogst har kvaliteter som drevet skog vanskelig kan etterlikne fullt ut. (ii) Ved spesielle miljøtiltak for å ta vare på visse skogtyper og kvaliteter kan skogbruket også bidra til å ta vare på biologisk mangfold. Slike tiltak etter standarder fastsatt i Levende Skog (jf kap. 8), vil være innrettet mot ulike, ofte små arealer, med verdi for biologisk mangfold, til dels også i fuktigere og rikere skogtyper. Skogbruket anslår arealene som berøres av slike tiltak er minst 25% av det produktive skogarealet (jf kap. 8). I vår sammenheng vil det trolig særlig være tiltak for biologisk viktige områder, edellauvskog, myr- og sumpskog, samt kanter mot vann, vassdrag og kulturlandskap som vil være mest relevant å trekke inn. Disse tiltakene er anslått å ha effekt på vel 10% av produktivt skogareal. For at slike tiltak skal få reell effekt for biomangfoldet, er det en forutsetning at de faktisk gjennomføres. Dessuten vil tiltakene være innrettet mot små arealer som neppe kan forventes å tilfredsstille kravene til alle arter. Likevel synes det ikke urimelig, som en hypotese, å anslå at ca 1/4 av brutto vernebehov (dvs 2,5-7,5% av produktivt skogareal, jf våre anslag i første prikkpunkt over) kan ivaretas ved skogbrukets miljøtiltak. Betydningen av slike tiltak vil være noe større for rikere og fuktigere skogtyper og kan dermed i noe større grad gjelde for boreonemoral og sørboreal sone enn for mellomboreal og nordboreal sone, men forskjellene er trolig marginale.

2 Det omfattende arealet av uproduktiv skog og nullområder kan tyde på et visst potensial for at en god del "skog verner seg selv". For Øst-Norge og Trøndelag er det særlig arealet av uproduktiv skog som betyr noe i denne sammenhengen, og slikt areal er alt forsøkt tatt inn i vurderingen av brutto vernebehov. For Vestlandet og Nord-Norge er det imidlertid et betydelig areal med produktiv skog i nullområder. Slik skog kan ha verdi for bevaring av biomangfoldet i skog (jf kap. 8), selv om arronderingen av slikt areal neppe er optimalt i forhold til representativitet etc. Siden nullområder vil kunne tas inn i skogsdrift ved endrete rammebetingelser, er det viktig å følge utviklingen av slike arealer og deres betydning for biomangfoldet. Vi vil likevel forsøksvis anslå at 1/5 av brutto vernebehov på Vestlandet og i Nord-Norge, samt 1/20 i Øst-Norge og Trøndelag kan dekkes av nullområder og annet areal som i praksis er unntatt fra hogst.

- **Behov for ytterligere vern:** Andel allerede vernet areal i ulike regioner har vi god oversikt over. Den mest robuste inndelingen er å fordele vernet areal på hovedregioner (Øst-Norge etc) og vegetasjonssoner (høydelag er mindre interessant), selv om det kan være enkelte problemer med klassifiseringen av hvert enkelt verneområde til en gitt vegetasjonssone (jf kap. 3). Det er vanskelig å sammenlikne fordelingen av vernet areal med skog generelt på basis av skogtype/vegetasjonstype, siden slik informasjon ikke er konsistent tilgjengelig for verneområdene. Her kan det imidlertid gjøres en kvalitativ vurdering (jf kap. 6, 7). Tallene for vernet areal som framkommer på basis av inndelingen i regioner og vegetasjonssoner, kan så ses i forhold til brutto vernebehov og effekter av skogbrukstiltak og ikke-hogst (jf over). Ut fra dette framkommer et spesifisert behov for ytterligere vern.

Tabell 9.5

Anslag for vernebehov knyttet til bevaring av artsmangfoldet i skog, basert på en modifikasjon av modellen til Angelstam & Andersson (2001). Det er tatt utgangspunkt i anslag for bruttovernebehov som andel av produktiv skog basert på antatte verdier av hver enkelt vegetasjonstype, fordelt skjønsmessig på vegetasjonssoner innen hver geografiske region (A). Vegetasjonstypene lågurtskog, høgstaudeskog, edellauvskog er gitt vekt 30%, småbregneskog, storbregneskog, sumpskog, myrskog, hagemarkskog er gitt vekt 20%, mens øvrige skog- og marktyper er gitt vekt 10%. Dette gir brutto vernebehov som areal innen hver region og vegetasjonsregion (B). Dernest er det anslått hvor mye areal skogbrukets miljøtiltak kan bidra med, antatt å være 1/4 av brutto vernebehov i alle regioner og vegetasjonssoner, samt hva effekten av null-områder vil være, anslått til 1/5 av vernebehovene for Vestlandet og Nord-Norge, 1/20 for Øst-Norge og Trøndelag (C). Ved å trekke (C) fra (B) framkommer anslag for netto vernebehov (D), som utgjør prosentandel av produktiv skog som vist i (E). Merk at Nord-Norge ikke inkluderer Finnmark pga manglende data fra Landsskogtakseringen.

Assessments of protection needs tied to the conservation of species diversity, based on a modification of the model presented by Angelstam & Andersson (2001). Gross protection needs as proportion of productive forest for each region and vegetation zone is given in (A). This is based on assessment of needs for various vegetation types (30% for the richer and 10% for the poorer types). This results in gross protection needs as area of productive forest (B). The conservation effects of environmental measures in forestry are judged to constitute 1/4 of the gross needs, whereas the conservation effects of economically non-accessible forest is judged to be 1/5 of the gross needs in Western Norway and Northern Norway and 1/20 in Eastern Norway and Trøndelag. By subtracting (C) from (B), estimates of net protection needs result (D). This constitutes a percentage of all productive forest as shown in (E). Northern Norway does not include Finnmark due to lack of coverage by the national forest inventory.

| vegetasjonssone | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|---|-----------|------------|-----------|------------|
| A Anslag for brutto vernebehov knyttet til produktiv skog (%) | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 20 | 20 | 20 | – |
| sørboreal | 15 | 15 | 20 | 20 |
| mellomboreal | 10 | 10 | 15 | 20 |
| nordboreal og alpin | 10 | 10 | 10 | 10 |
| samlet | 14 | 15 | 15 | 15 |
| B Anslag for brutto vernebehov som areal av produktiv skog (km ²) | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 1890 | 465 | 20 | – |
| sørboreal | 1936 | 643 | 451 | 60 |
| mellomboreal | 1537 | 182 | 823 | 943 |
| nordboreal og alpin | 638 | 74 | 203 | 481 |
| samlet | 6000 | 1364 | 1497 | 1483 |
| C Anslag for areal tilgodesett ved miljøtiltak i skogbruket, ikke-hogst etc (km ²) | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 567 | 209 | 6 | – |
| sørboreal | 581 | 289 | 135 | 27 |
| mellomboreal | 461 | 82 | 247 | 424 |
| nordboreal og alpin | 191 | 33 | 61 | 216 |
| samlet | 1800 | 614 | 449 | 668 |
| D Anslag for netto vernebehov (km ²) | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 1323 | 256 | 14 | – |
| sørboreal | 1355 | 354 | 316 | 33 |
| mellomboreal | 1076 | 100 | 576 | 519 |
| nordboreal og alpin | 446 | 41 | 142 | 264 |
| samlet | 4200 | 750 | 1048 | 816 |
| E Anslag for netto vernebehov som andel av produktiv skog (%) | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 14,0 | 11,0 | 14,1 | – |
| sørboreal | 10,5 | 8,3 | 14,0 | 11,0 |
| mellomboreal | 7,0 | 5,5 | 10,5 | 11,0 |
| nordboreal og alpin | 7,0 | 5,6 | 7,0 | 5,5 |
| samlet | 9,5 | 8,2 | 10,6 | 8,3 |

- *Potensielt areal for ytterligere vern:* Vi vil her ikke gi noen detaljert vurdering av i hvilken grad dagens skogarealer kan tilby potensielle verneområder av tilstrekkelig kvalitet (jf siste punkt i den svenske modellen). Men vi vil gi noen mer kvalitative vurderinger av hvordan vernebehovene kan imøtekommes gitt dagens skogtilstand og tidligere undersøkelser av verneverdige områder (jf siste hovedavsnitt i dette kapitlet).

På grunnlag av argumentasjonen ovenfor kan vi sette opp anslag for de ulike elementene i argumentasjonsfølgen som leder fram til forsøksvise anslag for vernebehov knyttet til artsmangfoldet, fordelt på ulike regioner og vegetasjonssoner. Disse elementene er skissert i **tabell 9.5**. Ved denne framgangsmåten får vi et samlet netto vernebehov for landet utenom Finnmark, når effekter av skogbrukets miljøtiltak etc er forsøkt tatt hensyn til. på 6814 km² produktiv skog, dvs 9,3% av arealet av produktiv skog (med en variasjon på 5,5-14% for ulike regioner og soner, jf **tabell 9.5E**). I dag er ca 643 km² produktiv skog vernet (utenom Finnmark), dvs ca 0,9% av arealet av produktiv skog.

Argumentasjonen vi har gjennomført for å anslå behovet for vern av produktiv skog for å tilgodese artsmangfoldet, har to viktige problemer knyttet til seg. Det mest grunnleggende problemet er at våre anslag for brutto vernebehov (jf **tabell 9.5 A, B**) er basert på forestillinger om artenes fordeling på et gitt areal som ikke sier oss noe om vårt valg av arealomfang, eller antall arter innenfor et gitt areal, representerer noe fundamentalt bedre valg enn andre anslag vi kunne lagt til grunn. Basert på en faglig vurdering av noen relevante studier, har vi valgt et brutto vernebehov på 10-30% av produktiv skog ut fra en forestilling om at dette vil kunne sikre forekomster av kanskje rundt 50% av artene. Ved å verne mer areal, vil vi generelt kunne dekke større deler av artsmangfoldet. Med vårt nåværende kunnskapsgrunnlag kan vi imidlertid ikke si om det å sikre f.eks. 50% av artene i verneområder representerer en kritisk terskel for å ta vare på artsmangfoldet. Dermed blir valg av hvor mye av artsmangfoldet som bør sikres i verneområder, mer av et subjektivt verdivalg enn en stringent faglig vurdering.

Det andre problemet er mer trivielt, men likevel viktig i forhold til konkrete anslag for vernebehovene. Våre kunnskaper om artenes faktiske areal- og habitatkrav, så vel som vår innsikt i effektene av skogbrukets miljøtiltak etc, er så svake at anslagene gjøres med svært stor usikkerhet. Mangelen på presisjon i slike anslag medfører en stor risiko for å ta feil. Dette kan selvsagt motvirkes ved å legge inn en betydelig sikkerhetsmargin, f.eks. ved å doble arealanslagene for vernebehovene (uten at vi likevel er sikre på å ta vare på artsmangfoldet i tilstrekkelig grad). Men i lys av ulike samfunnsinteresser knyttet til vern av skog, synes ikke slike sikkerhetsmarginer å være lette å få aksept for.

Disse problemene knyttet til våre anslag for vernebehovene for artsmangfoldet i skog, gjør det vanskelig å gå videre med denne typen regnestykker i forsøk på å anslå et samlet vernebehov som kan tilgodese alle målene for vern av skog. Vi kan for så vidt betrakte våre anslag i **tabell 9.5** som uttrykk for vårt beste faglige skjønn ved vurdering av vernebehov som kan sikre en betydelig del av artsmangfoldet i skog, men samtidig må vi anerkjenne den store usikkerheten som knytter seg til disse anslagene. I et forsøk på å anslå samlede vernebehov for ulike

mål, vil vi derfor ta utgangspunkt i de øvrige målene og se hvordan behovene knyttet til artsmangfoldet så kan tilgodeses (jf under).

Sammenfatning av vernebehov

Ovenfor har vi diskutert premisser for å vurdere behovene for vern av skog i forhold til ulike mål for slikt vern. Under gitte forutsetninger kan vi skissere noen anslag for hvor mye areal av skog som bør avsettes i verneområder for at hvert enkelt mål skal bli oppfylt i rimelig grad. Her skal vi forsøke å sammenfatte disse vurderingene i en syntese som kan sies å tilfredsstillende behovene for samtlige mål.

De ulike målene for vern av skog er ikke gjensidig eksklusive. Til dels kan ulike mål dekkes ved de samme arealene, men dette gjelder ikke fullt ut. Som vi har skissert ovenfor, bør vi legge an en hierarkisk tilnærming for å få avklart hvor mye vernet areal som må fordeles på de enkelte regionene og vegetasjonssonene for å oppfylle alle målsettingene for vern av skog. Dette vil si at vi tar utgangspunkt i kravet til representativitet innenfor hver region og vegetasjonssone og så vurderer om vernet areal må suppleres her for å tilfredsstillende andre mål for vernet av skog.

Ut fra ønsket om en representativ fordeling av verneområdene har vi ovenfor anslått behovet for vernet produktiv skog til 2481 km² (utenom Finnmark), fordelt på regioner og vegetasjonssoner, slik at det utgjør ca 3,4% av all produktiv skog. I tillegg er det trolig behov for noe supplering av dagens vern i Finnmark, som utgjør 103 km² produktiv skog i etablerte verneområder og ytterligere 30 km² vedtatt vernet i tilknytning til Øvre Pasvik nasjonalpark. I Finnmark kan det i tillegg være behov for å sikre flere typiske områder med nordlig barskog, noe som kan dreie seg om rundt 15 km² produktiv skog.

For å verne representative deler av skognaturen i større sammenhengende områder har vi anslått behovet til 68 store områder, med et samlet areal av produktiv skog på 1103 km² (igjen utenom Finnmark), også dette fordelt på regioner og vegetasjonssoner, slik at vernet areal utgjør ca 1,5% av all produktiv skog. Sammenholdt med anslaget for representativ fordeling av verneområder generelt (jf foregående punkt) innebærer dette at ca 1378 km² vil bli tilgjengelig for andre typer vernebehov, f.eks. representasjon av sjeldne, truede eller andre skogtyper.

Vernebehovene for å ta vare på truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper er vanskelig å anslå kvantitativt. Ovenfor har vi likevel forsøkt å anslå at slike behov vil kreve 642 km² produktiv skog, dvs ca 0,9% av all produktiv skog utenom Finnmark. Det synes rimelig å anta at slike behov vanskelig kan dekkes gjennom vern av store områder, som langt på vei vil representere mer vanlige skogtyper i den generelle skognaturen. Dermed er disse vernebehovene komplementære. På den andre siden bør vernebehovene knyttet til spesielle skogtyper til dels kunne dekkes innenfor rammen for et representativt vern mer generelt, i det minste slik vi har skissert dette her, med forholdsvis grove inndelinger og et arealbehov på 3,4% av produktiv skog. Det bør langt på vei være mulig å finne en fordeling av anbefalt verneareal for representativitet slik at behovene knyttet til spesielle skogtyper innenfor hver region og vegetasjonssone, blir dekket.

Tabell 9.6

Samlet vurdering av vernebehovene knyttet til ulike formål, gitt som areal (km²) av produktiv skog (A) og som prosent av all produktiv skog (B). Vurderingen er basert på at samlet verneareal må dekke de mest omfattende behovene knyttet til henholdsvis representativitet og summen av behovene for store områder og truede, sjeldne etc skogtyper. I tillegg er det lagt på et anslag for ekstra behov for bevaring av artsmangfoldet på 1% av produktiv skog. Vurderingene for Nord-Norge omfatter ikke Finnmark, som er gitt en separat vurdering (jf teksten).

Assessment of protection needs for all purposes, given as area (km²) of productive forest (A) and as proportion (%) of all productive forest (B). The assessment is based on the need to cover both the protection needs for representativity and the sum of needs for large areas and special forest types and sites. An additional 1% of productive forest is added as a safety margin for conservation of species diversity. The assessments for Northern Norway do not include Finnmark, which is given a separate assessment (cf the text).

| vegetasjonssone | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|-------------------------|-----------|------------|-----------|------------|
| A | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 590 | 145 | 6 | – |
| sørboreal | 636 | 211 | 111 | 15 |
| mellomboreal | 556 | 66 | 199 | 171 |
| nordboreal og alpin | 231 | 27 | 74 | 174 |
| samlet | 2013 | 449 | 390 | 359 |
| B | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 6,2 | 6,2 | 6,2 | – |
| sørboreal | 4,9 | 4,9 | 4,9 | 4,9 |
| mellomboreal | 3,6 | 3,6 | 3,6 | 3,6 |
| nordboreal og alpin | 3,6 | 3,6 | 3,6 | 3,6 |
| samlet | 4,6 | 4,9 | 3,9 | 3,7 |

For å tilgodese behovene for å ta vare på artsmangfoldet har vi ovenfor forsøksvis anslått slike netto vernebehov (etter at effekter av skogbrukets miljøtiltak etc er trukket fra) til å utgjøre omtrent 6800 km², dvs 9,3% av all produktiv skog utenom Finnmark. Vi har imidlertid pekt på viktige problemer forbundet med å gjøre slike anslag, og den store usikkerheten som knytter seg til dette. Ved å ta utgangspunkt i vernebehovene knyttet til øvrige verneformål (jf over), vil behovene for artsmangfoldet også delvis bli tilfredsstillt, men det er vanskelig å si hvor mye mer areal som bør vernes for å gi artsmangfoldet god nok sikkerhet. Det må her også tas hensyn til hvordan våre forslag til vernet areal for øvrige formål fordeler seg på regioner og vegetasjonssoner. Dessuten vil skogbrukets ulike miljøtiltak åpenbart bidra til å ta vare på miljøkvaliteter av betydning for mange arter, så fremt slike tiltak settes i verk slik myndighetene forutsetter. I lys av den store usikkerheten som knytter seg til vurderinger av vernebehovene for artsmangfoldet, vil vi her begrense oss til å gi et helt summarisk anslag for det minste verneomfanget vi mener må til for å tilgodese artsmangfoldet. Dette er basert på anslåtte vernebehov for samtlige øvrige verneformål med et tillegg på 1% av produktiv skogareal for å kunne sikre spesielle artsforekomster. Merk at det ikke ligger noen konkrete faglige vurderinger av reelle behov for artsmangfoldet bak dette tallet, men det gir rom for noe innsats rettet spesielt mot vern av arter. Vi anser likevel dette som et minimumsanslag for å tilgodese artsmangfoldet, og det reelle behovet må antas å ligge høyere. Det er dessuten en nødvendig forutsetning at skogbrukets miljøtiltak gjennomføres fullt ut for å tilgodese artsmangfoldet.

For å komme fram til anbefalte arealrammer for hver region og vegetasjonssone som kan tilgodese samtlige verneformål, vil vi først se på arealbehovene for representativitet i forhold til summen av arealbehovene for store områder og spesielle

skogtyper etc. Dessuten vil vi legge inn det nevnte påslaget på 1% av produktiv skog for å tilgodese ekstra behov for artsmangfoldet. Endelig må vi ta hensyn til produktiv skog som allerede er vernet, og som vi forutsetter ikke skal reduseres i omfang selv om arealet av vernet skog skulle overstige våre øvrige vurderinger. Resultatet av disse vurderingene er sammenstilt for regioner og vegetasjonssoner i **tabell 9.6**. I hovedsak er arealbehovene som framkommer, knyttet til formålet om å sikre verneområdene tilfredsstillende representativitet, med et tillegg for bevaring av artsmangfoldet. For Finnmark utgjør eksisterende verneområder og vedtatt vern til sammen ca 133 km². Likevel ser det ut til at Finnmark kan ha behov for vern av ytterligere ca 15 km² produktiv skog for å sikre bedre representativitet internt i fylket, bl.a. av nordlig barskog. Utenom Finnmark får vi et samlet anslag for vernebehovene på vel 3200 km² produktiv skog, dvs 4,4% av det produktive skogarealet. Med tillegg av allerede vernet (og vedtatt vernet) 133 km² produktiv skog i Finnmark, samt ytterligere behov på 15 km², får vi et vernebehov for hele landet på ca 3360 km², dvs ca 4,6% av all produktiv skog.

Vernebehov sett i forhold til potensielt tilgjengelige arealer

I foregående avsnitt har vi forsøkt å anslå hvilke vernebehov som kan legges til grunn for å ivareta ulike målsettinger for vern av skog (oppsummert i **tabell 9.6**). Tar vi hensyn til hvor mye produktiv skog som allerede er vernet (jf **tabell 9.1**), vil det være behov for å verne ytterligere 2568 km² produktiv skog (utenom Finnmark) dersom våre anslag for vernebehovene skal oppfylles. Dette arealet er fordelt slik **tabell 9.7** viser.

Vi har ikke som ambisjon her å vurdere i detalj hvordan et slikt omfang av utvidet vern av skog kan løses innenfor rammene av

Tabell 9.7

Anslag for hvor mye produktiv skog (km²) som gjenstår å verne for å oppfylle anslåtte behov knyttet til ulike mål for vern av skog. Fordelingen av vernet produktiv skog er gitt i tabell 9.1 og anslag for samlede vernebehov i tabell 9.6. Vurderingene for Nord-Norge omfatter ikke Finnmark.

Assessment the amount (km²) of productive forest which remains to be protected in order to fill the identified needs for the various objectives for protection of forests. The distribution of protected productive forest is presented in Table 9.1 and the needs for all protection objectives in Table 9.6. The assessments for Northern Norway do not include Finnmark.

| vegetasjonssone | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|-------------------------|-----------|------------|-----------|------------|
| nemoral og boreonemoral | 492 | 127 | 4 | – |
| sørboreal | 621 | 205 | 96 | 15 |
| mellomboreal | 424 | 22 | 128 | 141 |
| nordboreal og alpin | 180 | 9 | 58 | 48 |
| samlet | 1717 | 362 | 286 | 203 |

Tabell 9.8

Fordeling av produktiv skog i hogstklasse 5 (A) og produktiv skog med bestandsalder eldre enn 120 år (B) (arealer i km²). Data fra Landsskogtakseringen. Nord-Norge omfatter ikke Finnmark.

The distribution of productive forest in cutting class 5 (A) and productive forest with stand age above 120 years (B). Data from the national forest inventory. All areas in km². Northern Norway does not include Finnmark.

| vegetasjonssone | Øst-Norge | Vestlandet | Trøndelag | Nord-Norge |
|-------------------------|-----------|------------|-----------|------------|
| A | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 2726 | 538 | 28 | – |
| sørboreal | 3516 | 1372 | 558 | 86 |
| mellomboreal | 4751 | 517 | 1795 | 1340 |
| nordboreal og alpin | 2839 | 262 | 986 | 1715 |
| samlet | 13832 | 2688 | 3367 | 3387 |
| B | | | | |
| nemoral og boreonemoral | 879 | 106 | 9 | – |
| sørboreal | 1642 | 248 | 293 | 23 |
| mellomboreal | 2540 | 78 | 1083 | 161 |
| nordboreal og alpin | 1705 | 53 | 544 | 122 |
| samlet | 6766 | 485 | 1920 | 305 |

dagens skogtilstand. Likevel kan det være interessant å vurdere om potensialet for ytterligere vern av skog er på et nivå som tilsvarer vårt anslag for vernebehovene. Et slikt potensial vil være knyttet til mulige forekomster av egnede skogområder av tilstrekkelig alder og med en viss karakter av naturskog (dvs skog som i hovedsak er formet av naturlige prosesser). En tilnærming til en slik vurdering kan vi f.eks. få ved å analysere arealfordelingen av Landsskogtakseringens data for skog i hogstklasse 5 eller skog med bestandsalder over 120 år. Ellers kan vi ta utgangspunkt i tidligere registreringer av verneverdige områder (som ennå ikke er vernet). Slike vurderinger vil bare være veiledende og en ny gjennomgang av aktuelle arealer vil være nødvendig for å få best mulig oppfyllelse av verneformålene (jf ellers kap. 10).

Data fra Landsskogtakseringen viser at produktiv skog i hogstklasse 5 utgjør til sammen 23 274 km², mens arealet av skog som er eldre enn 120 år utgjør 9 476 km². Fordelingen av slik skog på regioner og vegetasjonssoner (**tabell 9.8**) tyder på at det kan bli vanskelig å finne tilstrekkelig med områder med gammel skog for nemoral og boreonemoral sone så vel som sørboreal sone. Her utgjør nye vernebehov en stor andel av gjenværende skog i hogstklasse 5 (15-24%). For skog med bestandsalder over 120 år er situasjonen enda verre. Her

overskrider til og med vernebehovene gjenværende areal av slik gammel skog i nemoral og boreonemoral sone på Vestlandet, og for øvrig utgjør anslåtte nye vernebehov 33-83% av gjenværende gammel skog i nemoral og boreonemoral, samt sørboreal sone. Også i Nord-Norge er det forholdsvis lite slik gammel skog igjen sammenliknet med anslåtte vernebehov.

Tidligere registreringer av verneverdige områder utgjør en omfattende liste med en lang rekke områder (DN in litt.). Dessverre har vi ikke tilgjengelige data for produktiv skog (eller skogareal for øvrig) for mer enn noen få av disse områdene. Heller ikke vet vi hvor mange av disse områdene som fremdeles har sine verneverdier i behold. En del av de verneverdige områdene på DNS liste er også tatt inn som vedtatte eller foreslåtte verneområder som vi har behandlet over. DNS liste over verneverdige områder angir over 900 områder (utenom Finnmark) med et samlet totalareal på anslagsvis 1900 km², fordelt med ca 56% på Øst-Norge, 19% på Trøndelag og 12-13% på både Vestlandet og Nord-Norge. Tar vi hensyn til de områdene på denne lista som allerede er tatt ut som verneområder, står vi fremdeles igjen med en rekke områder med et totalareal på anslagsvis 1700 km². I tillegg til verneverdige områder på DNS liste er det også kjent en del andre potensielt verneverdige områder, men vi har ikke hatt mulighet til å anslå

størrelse eller fordeling av disse. Ut fra vår oversikt over mulige verneverdige områder ser det ut til at våre beregninger av nye vernebehov ligger noe over det som finnes i allerede kjente områder. Det vil mao være behov for en ny og oppdatert gjennomgang av mulige kandidater til nye verneområder dersom en skal kunne imøtekomme vernebehov på et nivå som vi har skissert ovenfor.

10 Konklusjoner og anbefalinger

Dagens vern av skog har et omfang og en fordeling som dekker betydelige deler av norsk skognatur, men som likevel framstår som utilstrekkelig. I vurdering av hvordan dagens vern bør suppleres, vil vi ta utgangspunkt i de enkelte målene for vern av skog og de manglene som har framkommet i analysene ovenfor (kap. 4-7). Deretter vil vi vurdere hvordan drøftingen av vernebehov for hvert mål (jf kap. 9) kan bidra til konklusjoner om samlede vernebehov. Endelig vil vi skissere hvordan arbeidet med ytterligere vern bør tilrettelegges fra et faglig perspektiv, og hvordan oppgavene bør prioriteres i tiden framover.

I kapittel 1 er ulike mål for vern av skog skissert, bl.a. slik disse har kommet til uttrykk i ulike offentlige dokumenter. I vår sammenheng kan de aktuelle målene for vern av skog sammenfattes som følger:

- sikre et representativt utvalg av norsk skognatur
- sikre et antall store sammenhengende verneområder i ulike deler av landet
- bevare sjeldne, truede og andre spesielle skogtyper og forekomster
- bidra til å sikre at skogens naturlig forekommende arter har tilfredsstillende leveområder

10.1 Mangler og suppleringsbehov for dagens vern av skog

Representativitet

Analyser av verneområdenes representativitet er presentert i kapittel 4, vurdert i forhold til grove inndelinger av naturgeografisk variasjon for hver geografiske region (Øst-Norge, Vestlandet, Trøndelag, Nord-Norge). Hovedtrekkene er som følger:

- Den relative fordelingen av skog i verneområdene på landsbasis viser en generell underdekning for verneområdene i Øst-Norge, men i mindre grad for høyproduktiv skog enn for skog generelt. Den relative andelen av skog i verneområder i Nord-Norge (utenom Finnmark) er tilsvarende stor, noe som dels skyldes nasjonalparkene. Finnmark har et relativt stort areal med vernet skog (828 km²), inklusive et betydelig areal med produktiv skog (103 km², samt ytterligere 30 km² vedtatt vernet i tilknytning til Øvre Pasvik nasjonalpark). Om Finnmark regnes med, blir den skjeve fordelingen mellom landsdelene forsterket.
- Verneområdene har forholdsvis mindre av sitt skogareal i høydelaget under 300 m sammenliknet med skog generelt, særlig i andre landsdeler enn Øst-Norge. Effekten av nasjonalparkene er medvirkende her, men også uten nasjonalparkene er skogen i verneområdene svakere representert i høydelaget under 300 m enn fordelingen av øvrig skog skulle tilsi. Det er derimot relativt mer skog i verneområdene i de to øvre høydelagene (selv uten nasjonalparkene) enn for annen skog. For produktiv skog er det samme mønsteret framtreddende, bortsett

fra for Øst-Norge som har noe bedre balanse mellom produktiv skog i verneområdene og utenfor.

- Verneområdene har en større andel av sitt skogareal i "nordlige" vegetasjonssoner enn skog generelt. Spesielt for Nord-Norge er dette delvis en refleksjon av skog i nasjonalparkene. For de øvrige landsdelene er det særlig verneområdenes manglende dekning av skog i sørboreal sone som gjør utslaget. Dette mønsteret gjelder også for produktiv skog. Selv om det i utgangspunktet synes å være forholdsmessig god dekning av verneområder i nemoral og boreonemoral sone, er dette soner som ofte vil ha stor variasjon i skogtyper og mange forekomster av truede og sårbare arter. Følgelig vil det være ønskelig med mer omfattende dekning av ulike skogtyper og forekomster i verneområder i disse sonene. (Dessuten kan vår tilordning av verneområdene til vegetasjonssoner ha overrepresentert nemoral og boreonemoral sone i noen grad, jf kap. 3.)

Analysen av verneområdenes fordeling i forhold til skog generelt basert på kartdata, viser også noen mangler i verneområdenes dekning langs andre gradienter:

- klima (oseanitet): manglende dekning i verneområdene for klart oseaniske områder (O2) og i noen grad for svakt oseaniske områder (O1); for øvrig noe manglende dekning i enkelte fylker i mer kontinentale strøk.
- geologi og jordtyper: manglende dekning av skog på rik berggrunn og på morene.
- avstand fra kyst: manglende dekning i kystnære områder generelt, men en del variasjon mellom fylkene.
- avstand fra bebyggelse: manglende dekning av skog nær bebyggelse i det fleste fylkene

Det er altså særlig behov for å supplere dagens vern av skog for å oppnå bedre representativitet knyttet til

- Øst-Norge, til dels også Vestlandet
- lavereliggende strøk i alle regioner
- sørboreal vegetasjonssone spesielt, men også nemoral og boreonemoral sone pga stor intern variasjon og omfattende verdier knyttet til skogtyper og biomangfold

Store skogområder

De aller fleste av dagens verneområder med skog er forholdsvis små; hele 64% er mindre enn 1 km² i totalareal. De er dermed utsatt for påvirkning fra omgivelsene og har liten mulighet for å ivareta skog som i hovedsak er styrt av naturlige økologiske prosesser og forstyrrelser. Det er bare vernet ganske få større områder med mer enn 10 km² produktiv skog, 4 i Øst-Norge og 7 i Nord-Norge. Verneområder av en viss størrelse (10 km² totalareal) med noe mindre produktiv skog har en jevnere fordeling over landet, men også her er det viktige mangler, bl.a. for noen sentrale skogområder i Øst-Norge.

For å sikre tilstrekkelig med skogområder av en størrelse som kan ivareta naturlig økosystemdynamikk på en mer representativ måte, bør det prioriteres sterkt å få vernet flere store områder. Behovet for supplering av store verneområder kan skisseres som følger:

- Førsteprioritet bør gis til å sikre de få ekstra store områder som fremdeles finnes, dvs områder på mer enn 50-100 km²
- Storområder (> 10 km² produktiv skog) bør sikres i landsdeler der slike mangler, dvs på Vestlandet og i Trøndelag, dessuten i sentrale deler av indre/vestlige Øst-Norge.
- Storområder (> 10 km² produktiv skog) bør sikres i høydelag under 300 m for alle regioner
- Storområder (> 10 km² produktiv skog) bør sikres i boreonemoral og spesielt sørboreal sone, antagelig også i mellomboreal sone (siden denne utgjør en betydelig del av arealet av produktiv skog)

Sjeldne, truede og andre spesielle skogtyper

I kap. 6 og 7 har vi gjort en vurdering av hvilke mangler som er knyttet til vern av skog for å ta vare på truede eller sjeldne skog- og naturtyper, spesielle skogtyper for truede/sårbare arter, og ellers spesielle typer som er mangelfullt representert innen dagens verneområder.

Summarisk er suppleringsbehovene knyttet til disse manglene som følger:

- Edellauvskoger trenger en oppdatering og betydelig utvidelse av vernet. Svært mye ny kunnskap, særlig om rødlistearter, er ervervet i det relativt lange tidsrommet siden de fleste aktuelle fylkene sluttbehandlet sine verneplaner. Den gangen fantes f.eks. ikke rødlistearter for kryptogamer og invertebrater. Edellauvskogen har en stor andel av norske rødlistearter, og et stort antall lokaliteter framstår i dag som svært verneverdige blant annet i forhold til bevaring av slike arter. Spesielt lindhasselskoger er nevnt som en type hvor vi har et særskilt internasjonalt ansvar.
- Også de fleste øvrige skogtypene karakterisert som truet (jf Aarrestad et al. 2001), trenger supplering av vernet, både for å dekke intern variasjon som ikke er representativt sikret, og for å ta vare på truede arter, der ny kunnskap har gitt bedre oversikt over manglene. Her kan særlig nevnes kalkskog, høgstaudegranskog og rik sumpskog.
- Oseaniske lågurtfuruskoger på Vestlandet er ytterst mangelfullt representert innen dagens verneområder. Furuskog på breelvsedimenter er mangelfullt representert, spesielt i Øst-Norge.
- Det er stort behov for vern av skog som har falt utenfor tidligere verneplankategorier, der blandingsskog og boreal lauvskog i stor grad har falt utenfor skogvernet til nå. Dette gjelder flere ulike typer og utforminger som alle er kjent for å ha et rikt artsmangfold; som boreonemorale blandingsskoger hvor edle og boreale lauvtrær vokser i blanding med bartrær, eldre boreale lauvskoger i ustabile habitater og ore- og vierdominerte flommarks- og ravineskoger. For fjellbjørkeskog og lavereliggende bjørkeskog utenfor granas naturlige utbredelsesområde trengs en egen undersøkelse for å finne ut i hvilken grad den store variasjonen som finnes her i forhold til økologiske gradienter, er tilstrekkelig fanget opp i eksisterende verneområder.
- Blant skogtyper som bør ha høy prioritet for ytterligere vern er kalkrik barskog, og i særdeleshet lågurtgranskog med høyt kalkinnhold i lavereliggende områder. Her er det dokumentert

et særlig høyt artsmangfold av bl.a. ektomykorrhizasopp, med en høy andel av rødlistearter. Andelen av gammel skog avtar svært raskt, boniteten er høy og arealene ofte lett tilgjengelige for skogsdrift. En rekke verdifulle og svært artsrike lokaliteter mangler sikring, og representativiteten for typen er også mangelfull.

- Naturskog med konsentrasjon av rødlistearter innenfor det boreale taigaelementet bør sikres innenfor flere verneområder. Landene i Fennoskandia har her et særlig ansvar. Mange kjente lokaliteter med høy verneverdi har til nå ikke kommet med, bl.a. som følge av begrensninger i vedtatt verneareal, samt at nye lokaliteter er oppdaget. Mesteparten er gammel granskog, men det finnes også noen urskogspregete furuskoger som ikke er sikret i form av vern.
- Det trenges mer omfattende vern av kystbarskog, spesielt regnskogselementet. Dette gjelder både boreal regnskog i Midt-Norge og oseaniske regnskogstyper på Vestlandet, begge kjent bl.a. for en rik epifyttflora, inkludert mange sterkt truede arter. Dette er også typer som Norge kan sies å ha et internasjonalt ansvar for.
- Det er dokumentert et mangelfullt vern for spesielle biotoper som bekkekløfter som er habitat for en rekke spesialiserte arter som krever konstant høy luftfuktighet.

Bevaring av artsmangfoldet

Å ta vare på truede og sårbare arter i skog kan skje på flere måter. Dels kan tilpasset forvaltning av skogen, spesielt i skogbruket, bidra til å ta vare på eksisterende artsforekomster og på miljøkvaliteter som er viktige for mange arter. Som vi har sett i kapittel 8 og som er understreket flere andre steder i denne rapporten, er god oppfølging av miljøtiltak, som bl.a. foreslått gjennom prosessen Levende Skog, både viktig og nødvendig for å ta vare på det meste av skogens naturlige artsmangfold.

I tillegg er det imidlertid også viktig å forsøke å sikre artsmangfoldet ved å sette av egnete verneområder som kan utvikle seg mest mulig naturlig. Viktige områder for artsmangfoldet kan dels identifiseres og avgrenses ved angrepsmåter og metoder som er utviklet i prosjektet Miljøregistreringer i skog (MiS) (jf kap. 8), eller ved liknende registreringer av miljøelementer og indikatorarter som er nær knyttet til forekomster av spesielle arter eller grupper (jf metoder brukt ved kartlegging av biomangfold i kommunene og registreringer av nøkkelbiotoper). Der identifiserte verdifulle områder for artsmangfoldet har en utstrekning som går ut over det som er egnet for generelle miljøtiltak og frivillig vern fra grunneiere, er det naturlig å vurdere avsetning som formelle verneområder. En grense for slikt arealomfang vil vanligvis ligge på 50-100 daa. For de fleste vanlige grunneiere vil frivillig vern av slikt (eller større) omfang kunne by på betydelige økonomiske og forvaltningsmessige problemer ved utnytting av egen eiendom. Sikring av identifiserte verneverdier i et lengre perspektiv tilsier også et offentlig ansvar for litt større områder med klare verdier for artsmangfoldet.

De viktigste skogtypene med behov for ytterligere vern av hensyn til artsmangfoldet er gjennomgått i kapittel 7 (se også over). I tillegg vil gjenværende forekomster av gammel skog uten omfattende menneskelig påvirkning i nyere tid også være viktige

for mye av artsmangfoldet. Viktige skogtyper og skogtilstander som fremdeles bør sikres ved mer omfattende vern, kan summarisk karakteriseres som følger:

- artsrike skogtyper som edellauvskog, kalkskoger, lågurtskog, høgstaudeskog
- boreal kystregnskog, rikere sumpskoger og flommarkskog
- skog i bekkekløfter og andre områder med naturlig fuktig mikroklima
- gjenværende urskogsliknende forekomster og andre gamle naturskogområder med karakter av lang kontinuitet

10.2 Mulig omfang for ytterligere vern av skog

I kapittel 9 har vi forsøkt å vurdere hvor omfattende vernebehov som vil følge som konsekvens av de ulike målene for skogvern. Avhengig av hva slags forutsetninger man legger til grunn, vil konsekvensene for anslåtte vernebehov variere.

Vi har lagt til grunn en hierarkisk tilnærming, der mål om verneområdenes representative fordeling på grove klasser av geografiske regioner og vegetasjonssoner er vektlagt først. Her har vi forsøkt å ta hensyn til de ulike klassenes antatte naturlige variasjon og forekomst av arter ved å vektlegge visse klasser mer enn andre (jf kap. 9.2). Deretter har vi vurdert om representasjon av store, sammenhengende skogområder og spesielle artsrike, truede eller sjeldne skogtyper kan tenkes å bli dekket innenfor de rammene vi har trukket opp for å sikre representativ fordeling av verneområdene. Endelig har vi forsøkt å vurdere om bevaring av artsmangfoldet vil kreve ytterligere vern på toppen av dette, når vi også tar hensyn til de positive effektene av skogbrukets miljøtiltak.

Med en slik tilnærming og forutsetninger som er presentert i detalj i kapittel 9, kommer vi fram til følgende omfang for totale vernebehov for skog:

- For å sikre en god og representativ fordeling av vernet skog bør det på landsbasis (utenom Finnmark) vernes skog tilsvarende ca 3,4% av produktivt skogareal (dvs knapt 2500 km², inklusive dagens verneområder). Dette bør fordeles på geografiske regioner og vegetasjonstyper slik som skissert i **tabell 9.2**. I tillegg vil et suppleringsbehov for å sikre intern variasjon i Finnmark trolig utgjøre 15 km² produktiv skog utover dagens vedtatte vern.
- Et slikt omfang og fordeling av vernet skog vil også gir rom for å verne et betydelig antall store, sammenhengende områder med mer enn 10 km² produktiv skog (gitt at slike områder kan identifiseres i dagens skoglandskap).
- Dessuten vil det også være mulig, ved passende lokalisering og arrondering av arealrammen, å dekke behovet for vern av spesielle, truede, sjeldne og artsrike skogtyper og forekomster. Dette forutsetter at slike forekomster i stor grad vernes der de finnes.
- For artsmangfoldet er det stor usikkerhet forbundet med å anslå et spesifikt behov for vern ut over hva som bør vernes for å tilgodese andre verneformål, samt av generelle miljøtiltak i skogbruket. Vi har anslått at vern av ytterligere 1% av produktiv skog vil gi mulighet for innsats rettet mot spesielle

delar av artsmangfoldet. Vårt samlede anslag for vernebehovene må imidlertid ses på som et minimum i forhold til artsmangfoldet.

- Til sammen, på landsbasis inklusive Finnmark, gir dette et vernebehov med omfang på 4,6% av arealet av produktiv skog, dvs ca 3360 km². Fordelingen av dette arealet på geografiske regioner og vegetasjonssoner framgår av **tabell 9.6**.

Et nivå på vern av skog som skissert over, framstår langt på vei som et minimum, spesielt i forhold til å ta vare på artsmangfoldet. Et så pass beskjedent arealanslag forutsetter at de fleste artene vil greie seg godt i det generelle skoglandskapet, der skogbrukets miljøtiltak vil være en nødvendig forutsetning for å skape gunstige livsmiljøer for artene. Våre arealanslag forutsetter altså en bevisst forvaltning av øvrige skogarealer for å tilrettelegge for bevaring av artsmangfoldet i skog.

Sammenliknet med eksisterende og planlagt vern av skog i våre naboland (jf kap. 2), framstår også vårt anslag som nøkternt. I Sverige var det i 1998 allerede vernet omtrent 3,8% av produktiv skog (herav riktignok svært mye i fjellnær skog). Det er dessuten uttrykt en ambisjon om å verne ytterligere 3% av produktiv skog (da lagt utenfor fjellnær skog). På lang sikt er det uttrykt et behov for vern av i alt ca 10% av produktiv skog utenfor det fjellnære området, fordelt på statlige reservater og andre avsetninger i verneområder. I Finland er det også en betydelig mengde skog i verneområder (5,3% av all produktiv skog), men som for Sverige er svært mye av dette i store områder i nord. Behovet for supplering av vernet skog i Sør-Finland er sterkt framhevet og vil trolig omfatte vern av ytterligere ca 5% av produktiv skog. Våre sammenliknbare naboland skisserer mao samlede vernebehov på opp mot 10% av produktiv skog.

I forhold til kjente verneverdige (men ikke vernet) områder og Landsskogstakseringens tall for fordelingen av gammel skog (hogstklasse 5 eller bestandsalder over 120 år), framstår et klart behov for ny og oppdatert gjennomgang av mulige kandidater til nye verneområder, samt supplering med nye områder, dersom en skal kunne imøtekomme vernebehov på et nivå som vi har skissert ovenfor.

10.3 Hvordan bør supplering av dagens vern foregå?

Ovenfor har vi pekt på hvor det er mangler ved dagens vern av skog, og hvordan ytterligere vern av skog bør innrettes for å bøte best mulig på disse manglene. Her skal vi gi noen nærmere anbefalinger om hvordan det praktiske arbeidet med videre vern av skog bør innrettes.

Som skissert i kapittel 9, vil vi anbefale at arbeidet med videre vern av skog følger en hierarkisk og komplementær tilnærming. Med en hierarkisk tilnærming mener vi her en prioritert rekkefølge av vern i forhold til de ulike verneformålene. Komplementaritet kan her ses på to nivåer, dels som en vurdering av hvordan vern for ulike formål kan dekkes opp ved felles eller supplerende områder, og dels hvordan områder bør velges ut slik at de til sammen gir best mulig total dekning av vernebehov knyttet til hvert enkelt formål.

I den hierarkiske tilnærmingen vil vi anbefale å prioritere verneformålene i følgende rekkefølge:

- sikre god representativitet av verneområdene i forhold til grove inndelinger av naturen, f.eks. knyttet til geografiske regioner og vegetasjonssoner
- sikre et tilstrekkelig og rimelig representativt utvalg av store, mer eller mindre sammenhengende skogområder
- sikre et nyansert utvalg av truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper for å sikre det særpregete i skognaturen
- bidra til å bevare artsmangfoldet ved dels å sikre et fundament av gode habitater i verneområder og dessuten bidra til å sikre deler av de truede og sårbare artene ved å verne viktige utvalgte forekomster av slike arter

På et overordnet nivå vurderer vi mulighetene for komplementaritet av ulike verneformål slik:

- Behovet for vern av store skogområder bør i utgangspunktet kunne tilfredsstilles innenfor samme ramme som formålet om verneområdenes representativitet (forutsatt et omfang og en fordeling omtrent som vi har anbefalt). For de aller største skogområdene (på mer enn 50-100 km²) kan det være behov for sikring av slike områder i tillegg, der hvor disse kan finnes.
- Behovet for vern av truede, sjeldne og andre spesielle skogområder vil i liten grad kunne dekkes ved vern av store skogområder (siden slike i stor grad vil favne nokså vanlige skogtyper i generell skognatur). Disse formålene må derfor ses som komplementære, som i stor grad må dekkes ved forskjellige verneområder.
- Gitt omfang og fordeling av våre anbefalte arealrammer for å sikre god representativitet av verneområdene, vil det trolig være mulig å dekke behovene for både store områder og truede, sjeldne etc skogtyper innenfor den totale rammen avsatt for å sikre en representativ fordeling av verneområdene.
- Behovene for vern for å ta vare på artsmangfoldet i skog vil dels bli tilfredsstilt ved vern av skog for andre formål og ved miljøtiltak i skogbruket. I tillegg vil det være et visst behov for vern for å sikre spesielle arter eller forekomster. Behovene for vern rettet mot artsmangfoldet vil altså delvis være komplementært til andre verneformål.

Fundamentet for vern av skog i Norge bør altså legges ved å sikre en rimelig representativ fordeling av skog i forhold til grove inndelinger av naturen basert på f.eks. regioner og vegetasjonssoner. På landsbasis har vi til dette formålet anbefalt vern av 3,4% av produktiv skog, fordelt på regioner og vegetasjonssoner som angitt i **tabell 9.2**. Vi har også pekt på klare mangler ved fordelingen av dagens verneområder, mangler som dermed viser hvordan nye verneområder bør fordeles for å få bedre representativitet. Innenfor hver av de grove klassene basert på regioner og vegetasjonssoner, må det videre legges stor vekt på best mulig å få representert intern variasjon knyttet til naturforhold og skogtyper. Det bør lages en nærmere analyse av slik intern variasjon innen hver klasse av regioner og vegetasjonssoner for å styre innsatsen best mulig.

Et viktig aspekt ved representativt vern av skog er knyttet til store områder. Slike områder har betydelige verdier i seg selv (jf kap.

5), verdier som til dels krever at også slike store områder har en god fordeling i forhold til variasjonen i norsk skognatur. Det aller viktigste vil imidlertid være å sikre de største eksisterende sammenhengende skogområdene, dvs områder med mer enn 50-100 km² skog. Dette er områder som ellers snart vil bli fragmentert ved skogsdrift og andre former for inngrep. For øvrig bør det etterstrebtes å finne egnete kandidater til store verneområder (med minst 10 km² produktiv skog) i alle regioner og vegetasjonssoner, i et antall og med en fordeling som vi har anbefalt over (jf **tabell 9.3**). Også områder med visse inngrep bør kunne vurderes i forhold til vern av store områder. Over tid vil også slike områder kunne by på verdifulle naturskogs-kvaliteter som tilfredsstillende målene for vern av slike områder (jf begrepet restaureringsreservat i kap. 5). Der det ikke er mulig å finne store sammenhengende skogområder for et slikt formål, bør en se ev. nærliggende egnete skogområder i sammenheng og legge opp til passende skjøtsel av omgivende skog for å ivareta noen av de viktige økologiske egenskapene ved store verneområder (jf diskusjonen av reservatgrupper i kap. 5). Arealrammen for slike områder bør i utgangspunktet kunne tilpasses innenfor de arealbehovene vi har skissert for å ivareta verneområdenes representative fordeling mer generelt.

I kapitlene 6 og 7 har vi presentert en rekke ulike skogtyper og forekomster som kan trenge spesiell oppmerksomhet innenfor et systematisk vern av skog. Dette dreier seg dels om truede og sårbare skogtyper eller vegetasjonstyper, dels spesielle skogtyper som Norge kan sies å ha et internasjonalt ansvar for, dels andre spesielle typer eller forekomster som bør vernes for å ta vare på variasjonen innen norsk skognatur. Dessuten har vi presentert en del skogtyper som er særlig viktige i forhold til artsmangfoldet, i hovedsak fordi mange arter er knyttet til dem. Disse ulike skogtypene har svært forskjellig omfang, forekomst, fordeling og økologiske rammer, men til dels har de et tyngdepunkt i nemoral, boreonemoral og sørboreal sone i Øst-Norge og langs kysten til Nordland. Selv om en slik regional fordeling kan gi oss veiledning om hvor innsatsen bør settes inn, vil typenes naturgitte forekomst langt på vei forutsette at egnete forekomster identifiseres og vernes der de finnes. Gitt våre anslag for arealomfang og -fordeling knyttet til vernebehov for ulike formål (jf kap. 9), vil det trolig være mulig å tilpasse vern av slike spesielle forekomster innenfor rammen av vernet areal avsatt til å dekke et representativt utvalg av norsk skognatur.

Vern av skog for å ta vare på artsmangfoldet representerer en særlig utfordring. Jo mer skog som vernes, jo bedre vil det være for arter knyttet til skog. Men hvor stort omfang slikt vern bør ha, hvordan det bør være fordelt, og hvordan det kan ses i forhold til vern for andre formål, er vanskelig å vurdere (jf drøfting i kap. 9). Et mål bør være å sikre et omfang og en fordeling av vernet areal som kan være kjernepunkter i en "grønn infrastruktur" som kan bidra til å bevare naturlig forekommende skogsarter innen hver region og vegetasjonssone av landet. En konkret tilnærming til et slikt konsept vil kreve utvikling av en slags landskapsmodell for større skogregioner, en modell som kan vurdere ulike skogtyper og områder under ulik forvaltning i forhold til hverandre og i forhold til behovene for ulike arter. Utviklingen av slike modeller krever en detaljering klart utenfor rammen av denne utredningen. I tillegg til et slikt overordnet perspektiv for å ta vare på artsmangfoldet i skog, vil

det være viktig å gjøre konkret innsats for å sikre de mest truede og sårbare artene. Her kan en ta utgangspunkt i kjente forekomster av rødlistearter og vurdere hvilke som bør bevares innen verneområder, dvs arter som vanskelig kan gis tilfredsstillende livsvilkår i et drevet skoglandskap med ulike miljøtiltak, nøkkelbiotoper etc. Hvorvidt det er behov for å avsette vesentlig mer vernet areal for artsbevaring enn vi har anslått ovenfor, er vanskelig å vurdere. Fordi usikkerheten er betydelig, er det imidlertid viktig ikke å fokusere for sterkt på faste arealrammer for å bevare artene i skog, men heller forsøke å finne mekanismer som kan tillate økt vern for slike formål når bedre kunnskap tilsier at det er behov for det.

I en hierarkisk tilnærming vil en først søke å identifisere gode kandidater til nye verneområder som vil dekke behovet for et representativt utvalg av skog innen hver enkelt region og vegetasjonssone. Det vil deretter være nødvendig å prioritere ulike områder i forhold til hvordan de dekker henholdsvis spesielle skogtyper/forekomster og artsmangfoldet i skog. Vi anbefaler også her en komplementær tilnærming ved prioritering av verneområder til slike formål. Dette vil si at en bør velge ut områder slik at summen av områder (eller vernet areal) gir en best og bredest mulig dekning av henholdsvis skogtyper og arter av interesse. Aktuelle prosedyrer er nærmere beskrevet av Sætersdal et al. (1993) og Stokland (1995, 1997).

Ved ytterligere vern av skog vil det være nødvendig først å skaffe en bedre og mer oppdatert oversikt over aktuelle kandidater til verneområder. Deretter må det velges mellom disse. Her vil vi anbefale følgende:

- I noen grad vil det være nyttig å ta utgangspunkt i oversikter over tidligere vurderte områder, spesielt de som da ble funnet mest interessante. Disse oversiktene må imidlertid vurderes kritisk. Dels har inngrep funnet sted i noen områder, slik at deres verneverdier kan være vesentlig redusert. Dessuten var særlig vurderingene for de eldste verneforslagene basert på et nokså begrenset kriteriesett i forhold til dagens kunnskap om faktorer som er viktige for valg av verneområder. Oppdatert kunnskap om artsmangfoldet og andre verdier knyttet til biomangfoldet, bør trekkes inn for å verifisere om vernevurderingene av områdene fremdeles holder mål.
- Det finnes også supplerende kunnskap om potensielle områder som ennå ikke er satt inn i en systematisk sammenheng. Kontakter med fagmiljøer og interesseorganisasjoner kan bidra til å identifisere slike områder.
- Endelig vil det være nødvendig å kartlegge potensielle områder på nytt. Ved hjelp av nyere satellitt-teknologi bør det være mulig forholdsvis raskt å kontrollere større regioner for områder med en skogstruktur som indikerer potensielle verneverdier. De mest lovende kandidatområdene må imidlertid også underkastes en kyndig undersøkelse for å kontrollere om området innehar skoglige kvaliteter og artstifang som forutsettes for verneområdene.
- Ved vurdering av nye områder for mulig vern bør de tidligere strenge kriteriene for urørthet mykes opp. Lite påvirket skog er fremdeles særlig interessant i forhold til vern, men krav til liten påvirkning må ikke være så strenge at de hindrer mulighetene for å sikre objekter som ellers er interessante. Snarere bør en vurdere potensialet for å la noe påvirkete verneområder utvikle

seg over tid, med eller uten skjøtsel, mot en tilstand mer lik naturskog.

- I prosessen med valg mellom ulike kandidatområder må det etterstrebtes å få til vern av de områdene som har de høyeste kvalitetene der disse forekommer. Dette kan dreie seg om store intakte områder eller områder med helt spesielle forekomster av arter eller verdifulle skogtyper. For områder som i større grad skal velges ut for å representere typiske deler av skognaturen, kan det imidlertid være mindre viktig at et konkret område plukkes ut. Her kan en i større grad ta hensyn til andre samfunnsinteresser i valg av de konkrete områdene, gitt at det kan velges blant ulike områder som alle har visse kvaliteter som verneområder.
- Det bør finnes bedre mekanismer for å ta vare på små områder (ca 30-100 daa) med klare verneverdier. Disse vil i dag kunne falle utenfor skogeiers ansvar for de aller minste områdene (med karakter av nøkkelbiotoper e.l.) og det offentlige ansvaret for å sikre større verneområder.
- For å sikre at ny kunnskap om viktige verneverdier eller spesielle områder kan bidra til overordnede målsettinger for vern av skog, er det viktig å legge opp til en prosess for vernearbeidet som er fleksibel i tid. Vern av skog bør ikke være fastlåst til en bestemt timeplan som hindrer nyttiggjøring av ny innsikt som etterhvert blir tilgjengelig.

Et viktig problem ved vurdering av vernebehov i skog er vårt mangelfulle kunnskapsgrunnlag, ikke minst knyttet til artenes forekomst, habitatkrav, populasjons- og spredningsøkologi, samt sårbarhet overfor ulike typer påvirkning. Dersom vi skal kunne gi mer presise anbefalinger om vern av skog, er det behov for en betydelig styrking av kunnskapsgrunnlaget. Alternativet vil være å avsette svært store arealer til verneområder dersom vi skal ha stor grad av sikkerhet knyttet til vern av biomangfoldet i skog. For å bøte på kunnskapsmangelen slik at vurderinger av vernebehov kan få større sikkerhet, bør vi satse på følgende:

- generelt bedre kunnskap om arters forekomst og økologi (habitatkrav, populasjonsdynamikk, spredningsøkologi)
- mer spesifikke studier av rødlistete arters forekomst i forhold til ulike skogøkologiske forhold, samt av deres arealkrav og spredningsøkologi
- landskapsøkologiske studier for å avklare hva som ev. måtte være naturgitte romlige skalaer av betydning for mange arter, samt hvordan ulike typer arealer virker sammen for å tilfredsstille artenes krav på landskapsnivå
- bedre datagrunnlag om skoglige og andre økologiske forhold i og utenfor verneområder vil være grunnlag for mer presise vurderinger av hvordan verneområdene fanger opp ulike sider ved norsk skognatur; både mer detaljerte studier av rike og spesielle naturtyper, så vel som av mer vanlige skogtyper (f.eks. fjellbjørkeskog) vil være viktige for bedre å kunne vurdere verneområdenes økologiske funksjoner i landskapsammenheng
- evaluering av verneområdenes tilstand og funksjon med noen års mellomrom for å sikre at vernet av skog er oppdatert i forhold til ny kunnskap og ev. endringer i politiske mål for vern; bedre kunnskaper om verneområdenes biomangfold og øvrige økologiske tilstand vil også være påkrevet bl.a. i forbindelse med økende krav til spesifisert internasjonal rapportering

10.4 Prioriteringer

Ut fra argumentasjonen ovenfor (kap. 9 og 10) har vi kommet fram til at vern av anslagsvis 4,5% av produktiv skogareal representerer et fundament for å ta vare på både det vanlige og det spesielle i norsk skognatur, inklusive viktige deler av artsmangfoldet. I arbeidet for å sikre vern av et slikt omfang vil vi anbefale å prioritere innsatsen som følger.

I første omgang (i de nærmeste par årene) bør det ha høyest prioritet å sikre vern av:

- gjenværende, forholdsvis intakte områder av lavereliggende skog i nemoral, boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone, spesielt av rike skogtyper som edellauvskog, kalkskog, lågurtskog og høgstaudeskog, så vel som typer som Norge har et internasjonalt ansvar for (kystbarskog)
- gjenværende større forekomster av gammel skog med preg av urskog eller skog under overveiende naturlig dynamikk
- de aller største gjenværende, noenlunde intakte og sammenhengende skogområdene (dvs områder på mer enn 50-100 km²), samt andre store områder (med minst 10 km² produktiv skog), særlig i lavereliggende strøk og i nemoral, boreonemoral og sørboreal sone
- viktige forekomster av rødlistearter, dvs områder med konsentrasjoner av slike arter med et omfang egnet til forvaltning ved områdevern

På litt lengre sikt vil det også være viktig:

- å sikre en fordeling av verneområder slik at omfanget av vernet skog blir tilfredsstillende i alle deler av landet
- å verne et antall store skogområder (minst 10 km² produktiv skog) for å sikre et mer representativt utvalg av områder (i forhold til regioner og vegetasjonssoner) som i hovedsak kan utvikle seg under naturlig dynamikk, om nødvendig også ved vern av områder med visse inngrep, dvs områder som kan utvikle seg mot naturskog over tid
- å sikre de øvrige viktigste forekomstene av truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper (jf kap. 6 og 7)

11 Sammendrag

Skog utgjør en viktig del av naturens mangfold i Norge og dekker store arealer, setter et karakteristisk preg på landskapet og utgjør leveområde for store deler av det biologiske mangfoldet. Vi har ingen god oversikt over artsmangfoldet knyttet til ulike skogtyper, men trolig er mer enn halvparten av alle arter i Norge knyttet til skog. Dette gjelder også for truede, sårbare og andre verneverdige arter (rødlistearter), og en stor andel av disse er antatt å være truet av skogbruk og annen menneskelig virksomhet knyttet til skogen. I løpet av de siste 30 årene er det gjennomført et systematisk arbeid for å sikre deler av norsk natur ved ulike vernetiltak, bl.a. en rekke tematiske verneplaner. Ikke minst er det gjort en betydelig innsats for å verne ulike typer skog, jf opplegget for verneplanen for barskog (DN 1988). Samtidig er det de siste 10 årene arbeidet for å få skogbruket til å ta større grad av hensyn til biologisk mangfold i sin næringsvirksomhet.

I forbindelse med planer om ytterligere vern av skog har Miljøverndepartementet og Landbruksdepartementet ønsket å få vurdert hvordan vern og andre tiltak som alt er gjennomført, bidrar til å oppfylle de politiske målsettingene for å ta vare på norske skoger og deres biologiske mangfold. Disse målsettingene er knyttet til behovet for vern av et representativt utvalg av skog, samt vern av store områder og truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper, foruten biologisk mangfold. Dessuten har det vært ønskelig ut fra dette å vurdere behovet for ytterligere vern av skog, samt hvordan dette i så fall bør innrettes og prioriteres.

Gjennom ulike internasjonale konvensjoner og avtaler er Norge forpliktet til å ta vare på naturen og biomangfoldet, både ved vern av arter og områder og ved andre tiltak. Det er også et økende krav om rapportering av ulike forhold knyttet til vern av skog og biomangfold, noe som medfører behov for kunnskap og sammenliknbare data om skog og biomangfold i og utenfor verneområdene. Våre naboland Sverige og Finland har hittil vernet 4-5% av sitt produktive skogareal, og de har uttrykt ambisjoner om å verne inntil 10% av produktiv skog. Norge har til sammenlikning hittil vernet under 1% av produktiv skog.

Verneområdene i Norge dekker et bredt spekter av naturtyper over det meste av landet. I det analyserte materialet inngår over 800 områder med til sammen over 2000 km² skog, herav knapt 750 km² produktiv skog. Nasjonalparkene dekker 66% av vernet skogareal, men bare 26,5% av vernet produktiv skog. Nord-Norge har 64,5% av vernet skogareal i Norge, mens vernet produktiv skog er fordelt nokså likt mellom Øst-Norge (40%) og Nord-Norge (34%) og mindre for Vestlandet (12%) og Trøndelag (14%). Svært mange av verneområdene er små; hele 85% har mindre enn 1 km² produktiv barskog og bare 7 har mer enn 10 km² produktiv barskog. En stor andel (69%) av verneområdene ligger under 300 m o.h., men disse inneholder bare 34% av vernet produktiv skog. Tilsvarende ligger 43% av verneområdene i nemoral og boreonemoral vegetasjonssone, mens bare 16% av vernet produktiv skog ligger her. I forhold til fordelingen av skog generelt er vernet skog skjevt fordelt, med en relativ underdekning av vernet skog for Øst-Norge (46% av produktiv

skog i verneområder i Øst-Norge, mot 60% for skog generelt, når Finnmark holdes utenfor). Også andelen vernet produktiv skog under 300 m o.h. (27%) er mindre enn for skog generelt (49%). Tilsvarende gjelder også for vernet skog i nemoral, boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone (med 24% av produktiv skog), i forhold til skog generelt (43% i de aktuelle sonene).

Store verneområder med skog er viktige som områder der naturlige forstyrrelser kan få løpe mest mulig fritt, uten særlig menneskeskapt påvirkning fra omgivelsene, og dermed skape en naturlig fordeling av ulike skogtilstander og miljøelementer. Det er vernet 38 områder på minst 10 km² med minst 7,5 km² skogdekket areal; disse er mangelfullt representert i lavlandet, langs kysten og i noen deler av indre Øst-Norge. Av disse er det kun 11 områder som har mer enn 10 km² produktiv skog; herav ligger hele 7 i Nord-Norge og de øvrige i Øst-Norge. Fordelingen av slike store verneområder er svært lite representativt fordelt. Vern av flere store skogområder bør innrettes mot å sikre de største eksisterende intakte områdene (> 50 km²) og å utjevne skjevheten i representativitet for store områder generelt (> 10 km²). Der intakte områder mangler, bør det kunne vernes noe påvirkete områder som kan utvikles seg mot mer naturlig skog over tid.

En rekke truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper er mangelfullt dekket ved dagens vern. Av truede typer er det særlig behov for ytterligere vern av edellauvskog generelt, særlig lindehasselskog og oseaniske alme- og askedominerte skoger som Norge kan sies å ha et internasjonalt ansvar for. Ellers er det behov for økt vern av kalkskog, lågurtskog, høgstaueskog, rik sumpskog og ulike typer kystbarskog, samt for boreal lauvskog og gjenværende gammelskog med lang kontinuitet. Vern av skog for å ta vare på artsmangfoldet kan dels knyttes til bestemte skogtyper (edellauvskog, annen lauvskog, lågurtskog, kalkskog, boreal regnskog) og livsmiljøer med habitat som tilfredsstillende mange rødlistete arter (gammel skog med lang kontinuitet, bekkeløfter etc).

Miljøtiltak i skogbruket er et viktig virkemiddel for å ta vare på artsmangfoldet i skog. Registreringer av artsforekomster og/eller livsmiljøer for rødlistearter er en viktig forutsetning for skogbrukets muligheter til å ta gode miljøhensyn. Mange småområder rike på rødlistearter er det siste tiåret tatt vare på ved registrering av nøkkelbiotoper. Gjennom prosjektet Miljøregistreringer i skog er det framkommet viktige resultater for artenes fordeling i forhold til ulike livsmiljøer, noe som er nyttig for å legge opp gode forvaltningsstrategier for artsmangfoldet. Særlig mange rødlistearter er tilknyttet edellauvskog og finnes i nemoral og boreonemoral sone. Ulike miljøtiltak i skogbruket etter standarder fastlagt i Levende Skog er av skogbruket anslått å ville omfatte rundt 27% av produktiv skogareal. Av dette vil tiltak for biologisk viktige områder, edellauvskog, myr- og sumpskog, samt kanter mot vann, vassdrag og kulturlandskap være mest interessante som arealmessige tiltak for artsmangfoldet, noe som trolig vil utgjøre ca 10% av produktiv skog. Skogområder som ikke er økonomisk drivverdige i dag (null-områder), omfatter betydelige arealer, ikke minst på Vestlandet og i Nord-Norge. Her er det også mye produktiv skog i null-områdene, noe som vil ha størst betydning for biomangfoldet. Det er imidlertid vanskelig å anslå betydningen av

slike områder på lengre sikt uten mer omfattende undersøkelser over tid.

I forsøk på å anslå behovet for vern av skog ut fra ulike mål for slikt vern, synes det mest robust å anslå slike behov i forhold til representativt vern av skog. Under gitte forutsetninger anslås et behov for vern av skog på ca 3,4% av produktivt skogareal til et slikt formål. Dette vurderes også som tilstrekkelig til å dekke behovene for vern av store områder og spesielle skogtyper, forutsatt en passende fordeling av arealet innen hver geografiske region og vegetasjonssone. Det er vanskelig å anslå hvor mye skog som bør vernes av hensyn til artsmangfoldet. Men for å kunne dekke de mest kritiske vernebehovene for deler av artsmangfoldet, i tillegg til øvrige behov, antas at til sammen minst 4,5% av produktivt skogareal (dvs ca 3360 km²) bør vernes (inklusive allerede vedtatt vernet skog). Dette foreslås fordelt på ulike vegetasjonssoner med vel 6% av produktiv skog for nemoral og boreonemoral sone, ca 5% for sørboreal sone og 3,6% for mellomboreal og nordboreal sone.

Videre vern av skog bør på kort sikt særlig prioritere vern av gjenværende, noenlunde intakte og sammenhengende store skogområder, spesielt de med et skogareal på mer enn 50-100 km², foruten gjenværende, intakte områder av kystbarskog og rikere skogtyper som edellauvskog, kalkskog, lågurtskog, høgstaudeskog og rik sumpskog, samt gjenværende større forekomster av gammelskog under naturlig dynamikk. Dessuten må det prioriteres å verne store og viktige forekomster av rødlistearter. Samlet sett må det etterstrebes å få en god balanse i fordelingen av vernet skog, inklusive store områder. I den sammenhengen bør kravet til urørthet reduseres noe, slik at en heller satser på utvikling av skog under naturlig dynamikk over noe tid i områder som for øvrig har gode kvaliteter som verneområder.

12 Summary

Forests constitute an important part of natural diversity in Norway. They cover vast areas, characterise the landscape and provide living space for large parts of biodiversity. We have poor knowledge of the species diversity tied to various forest types, but probably more than half of all species in Norway are tied to forests. This also pertains to threatened, rare and other species of conservation interest (red-listed species), and a large part of these is assumed to be threatened by forestry and other human activities in forests. During the last 30 years, systematic work has been conducted to preserve parts of Norwegian nature by various measures, e.g., a number of thematic protection plans. A considerable effort to protect various types of forest was initiated by the protection plan for coniferous forests (DN 1988). Over the last 10 years there has also been a parallel effort to develop more extensive measures for biodiversity in forestry.

In connection with plans for additional protection of forests, the ministries of environment and agriculture have initiated a review to assess how current protection and other conservation measures for forests contribute to the political objectives for the conservation of Norwegian forests and their biodiversity. These objectives pertain to protection of a representative selection of forests, including large forest areas, and to threatened, rare and other special forest types, as well as to biodiversity. Part of the aim of this review has been to assess the need for further forest protection, and if so, how this should be conducted and what the priorities should be.

Through various international conventions and other agreements, Norway is obliged to preserve nature and its biodiversity, both by protection of species and areas and by other means. There is also an increasing demand for international reporting on various aspects of forests and their biodiversity, something which requires harmonised data on forests and biodiversity both within and outside protected areas. Norway's neighbours Sweden and Finland have so far protected 4-5% of their productive forest area, and have stated ambitions for protection of up to 10% of productive forest. For comparison, Norway has so far protected less than 1% of productive forest.

Protected areas in Norway cover a broad range of nature types over most of the country. In the material analysed, over 800 sites and areas have been included, with together more than 2000 km² of forest area, of which just under 750 km² is productive forest. National parks cover 66% of the protected forest area, but less than 26,5% of protected productive forest. Northern Norway has 64,5% of protected forest area, whereas protected productive forest is divided fairly equally between Eastern Norway (40%) and Northern Norway (34%), with less in Western Norway (12%) and Trøndelag (14%). Many of the protected sites are small; 85% have less than 1 km² of productive coniferous forest and only 7 have more than 10 km². Most (69%) of protected sites are situated below 300 m a.s.l., but these comprise only 34% of protected productive forest. Similarly, 43% of protected sites are found in the nemoral and boreonemoral vegetation zones, whereas these zones only have 16% of protected productive

forest. Compared to the distribution of forest in general, protected forest is not representatively distributed, showing insufficient protection for Eastern Norway with 46% of protected productive forest but 60% of productive forest in general (when Finnmark is excluded). There is also a smaller share of protected productive forest below 300 m a.sl. (27%), compared to forest in general (49%). The nemoral, boreonemoral and south boreal vegetation zones also have a smaller share of protected productive forest (24%) than for forest in general (43%).

Large protected forest areas are important as areas where natural disturbance regimes may operate freely, without much direct intervention from man, thus creating a natural distribution of various forest states and environmental conditions. So far 38 sites of at least 10 km² with 7,5 km² of forest cover have been protected; these lack coverage in low-lying regions, along the coast, and in parts of inner Eastern Norway. Of these only 11 sites have more than 10 km² of productive forest; 7 of these are situated in Northern Norway, the others in Eastern Norway. The distribution of such large protected forest sites is highly skewed. Protection of additional large forest sites should primarily focus on the largest remaining, intact forest areas (> 50 km²) and improving the representative distribution of large protected sites (> 10 km²) in general. Where large intact areas are lacking, suitable areas somewhat influenced by human activities should be protected, as these will develop towards a more natural state over time.

Several threatened, rare and other special forest types in need of conservation are inadequately covered by the current protected areas. Of threatened forest types, additional protection is particularly needed for broad-leaved deciduous forest in general, especially hazel-linden/lime forest and oceanic elm and ash forests for which Norway has a particular responsibility. Otherwise there is a need for increased protection for calcareous forest, low herb forest, tall herb forest, rich swamp forest and various coniferous coastal forests, as well as for boreal deciduous forest and remaining old forest with long continuity. Protection of forest for the conservation of species diversity may partly be tied to specific forest types (broad-leaved deciduous forest, other deciduous forest, low herb forest, calcareous forest, boreal rainforest) and to forest and environmental states of significance to red-listed species (old forest of long continuity, stream canyons etc).

Environmental measures in forestry is an important tool to take care of species diversity in forests. Recording of red-listed species and/or habitats and environments for red-listed species is an important prerequisite for the possibilities for forestry to institute effective environmental measures. Many small areas rich in red-listed species have been identified as key biotopes over the last 10 years. The project "Environmental recordings in forest" has resulted in important observations on species distributions under various environmental conditions, results which are useful for developing good management strategies for species diversity. Particularly many red-listed species were recorded in broad-leaved deciduous forest and the nemoral and boreonemoral zones. Various environmental measures in forestry following the standards of Levende Skog will, according to assessments by forestry, influence about 27% of the area of productive forest. Measures directed towards biologically important areas, broad-

leaved deciduous forest, mire and swamp forest, as well as edges along water courses and agricultural fields will be the most relevant measures for species diversity from a spatial perspective. These measures will probably affect around 10% of productive forest area. Forest which is currently economically non-accessible, include considerable areas, especially in Western and Northern Norway, where large parts are also productive forest, of particular value to biodiversity. However, it is difficult to assess the significance of such forest in the long run without more extensive investigations over time.

In an attempt to assess the protection needs relative to the specified objectives for forest protection, assessment of such needs for representative protection of forest appears to be most robust. Under given assumptions, protection of about 3.4% of productive forest area is judged to be necessary to cover a representative distribution of protected forest. This should also be adequate to cover the needs for large protected areas and special forest types, assuming a suitable distribution on regions and vegetation zones. It is difficult to assess how much forest should be protected for the conservation of species. To cover the most critical needs for parts of species diversity in addition to other needs, it is assumed that at least 4.5% (i.e., about 3360 km²) of productive forest should be protected all together (including already protected areas). This is proposed to be distributed on vegetation zones by 6% of productive forest for the nemoral and boreonemoral zones, 5% for the south boreal zone and 3.6% for the middle boreal and north boreal zones.

Additional protection of forest should in the short term particularly focus on protection of remaining mainly intact large forest areas, especially those with at least 50-100 km² of forest. It is also important to protect remaining intact areas of coastal forest and richer forest types like broad-leaved deciduous forest, calcareous forest, low herb forest, tall herb forest and rich swamp forest, as well as remaining larger old forest tracts under natural dynamics. Protection of large and important assemblages of red-listed species is also of high priority. Overall, a good balance in the distribution of protected forest, including large areas, is important to achieve. In this connection requirements for pristine qualities of potential protected areas should be somewhat renounced, with an alternative emphasis on coverage of otherwise attractive potential protected areas which are allowed to develop into a more natural state over time.

13 Litteratur

- Ahnlund, H. & Lindhe, A. 1992. Hotade vedinsekter i barrskogslandskapet – några synspunkter utifrån studier av sörmländska brandfält, hållmarker och hyggen. – Entomologisk Tidskrift 113: 13-23.
- Andersson, L.I. & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forests. – *Holarctic Ecology* 14: 121-130.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71: 355-366.
- Angelstam, P. 1992. Conservation of communities – the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. – I: Hansson, L. (red.) *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier Applied Science, London. pp: 9-70.
- Angelstam, P. 1997. Landscape analyses as a tool for the scientific management of biodiversity. – *Ecological Bulletins* 46: 140-170.
- Angelstam, P. 2001. Mål och utvärderingsmetoder för skoglig biologisk mångfald. – Svensk sammenfatning av den tekniske sluttrapporten "Critical habitat thresholds and monitoring tools for the practical assessment of forest biodiversity in boreal forest" til MISTRA. SLU, WWF, Örebro Universitet. 26 pp.
- Angelstam, P. & Andersson, L. 1997. I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald skall bevaras? – SOU 1997:97, bilag 4, 75+71 pp.
- Angelstam, P. & Andersson, L. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. – *Scandinavian Journal of Forest Research*, Supplement 3: 38-51.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forest. – *Biological Conservation* 72: 355-362.
- Baker, W.L. 1994. Restoration of landscape structure altered by fire suppression. – *Conservation Biology* 8: 763-769.
- Bakke, A. 1999. High diversity of saproxylic beetles in a hemiboreal mixed forest reserve in the south of Norway. – *Scandinavian J. For. Res.* 14: 199-208.
- Bakkevik, S. 1981. Verneverdige skogområder i Saudafjorden, Rogaland. – Universitetet i Bergen, Botanisk institutt rapp. 15-1981: 1-59.
- Bendiksen, E. 1997. Suksesjon av storsopper og autotrof vegetasjon etter skogbrann – in Solbraa, K. ed. *Brannfatedynamikk i skog*. Sammendrag fra et seminar 13.-14. januar 1997 i Norges forskningsråd, Oslo. Norsk institutt for skogforskning.
- Bendiksen, E. 2000. Konsekvensutredning – ny E18 Moskvil – Gulli, Vestfold. Registreringsrapport: Sopp og lav – Statens vegvesen Vestfold, Rapport, 41 s.
- Bendiksen, E. in prep. Ecological studies of macrofungi and vegetation along ecological gradients in boreal spruce forest, Lunner, SE Norway. – Upublisert manuskript for Sommerfeltia.
- Bendiksen, E. & Bakkestuen, V. 2000. Flora og vegetasjon langs Alna og Tokerudbekken. Vurdering av verneverdi og skjøtsel. – Oslo kommune, Friluftsetaten Rapp. 1-2000, 1-203 + kartbilag.
- Bendiksen, E. & Bakkestuen, V. 2001. Naturtyper langs Ljanselva. Kartlegging og verdisetting av biologisk mangfold. – Oslo kommune, Friluftsetaten Rapp. 1-2001, in press.
- Bendiksen, E. & Bendiksen, K. 1996. Flora og vegetasjon i Dokkadeltaet med forslag til skjøtelsesplan for reservatet. – Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernnavd. Rapp. 2/96: 1-55
- Bendiksen, E., Høiland, K., Brandrud, T.E. & Jordal, J.B. 1998 ("1997"). Truete og sårbare sopparter i Norge, en kommentert rødliste. – *Fungiflora*, Oslo, 221 s.
- Bendiksen, E. & Korsmo, H. 1996. Skjøtelsesplaner for Opsahl, Eriksrud og Geiteryggmyra reservater i Oppland. – Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernnavd. Rapp. 3/96: 1-12.
- Bendiksen, E. & Salvesen, P.H. 1992. Flora og vegetasjon på Røverkollen. Forslag til vern av Ravnkollen, Røverkollen og Bånkallåsen. – Oslo kommune. Etat for miljørettet helsevern, Oslo. 128 s.
- Bendiksen, E. & Svalastog, D. 1999. Barskogsundersøkelser på Østlandet i forbindelse med utvidet verneplan. – NINA Oppdragsmelding 619: 1-104.
- Bendiksen, K. & Bendiksen, E. 1993. Contribution to the macromycete flora of Troms (N. Norway) and adjacent Finnish Lapland. – *Polarflokken* 17: 385-487.
- Berg, R.Y. 1983a. Bekkekjøftfloraen i Gudbrandsdal. I. Økologiske elementer. – *Blyttia* 41: 5-14.
- Berg, R.Y. 1983b. Bekkekjøftfloraen i Gudbrandsdal. II. Kjøftene. – *Blyttia* 41: 42-56.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. – *Conservation Biology* 8: 718-731.
- Berntsen, B. 1994. Grønne linjer. Natur- og miljøvernets historie i Norge. – Grøndahl Dreyer, Norges naturvernforbund, Oslo.
- Björkman, L. 1996. The late Holocene history of beech *Fagus sylvatica* and Norway spruce *Picea abies* at standscale in southern Sweden. – *LUNDQUA Thesis* 39.
- Björkman, L. 1998. Bokens och granens historia i Siggaboda naturreservat i sydligaste Småland. – *Svensk botanisk Tidskrift* 92: 83-93.
- Bjørlykke, B. 1938. Vegetasjonen på olivinstein på Sunnmøre. – *Nytt Magasin for Naturvidenskapene* 79: 49-126.

- Bjørndalen, J.E. 1988. Nedbygging av naturareal i et pressområde gjennom 15 år, belyst ved hjelp av vegetasjonskart over Grenland. – Univ. Trondheim, Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Serie 1987-1: 55-62.
- Bjørndalen, J.E. 1999. Forvaltningsaspekter: Oppsummering og evaluering av de enkelte verneområdene, delrapport 7. – I: Bjørndalen, J.E. (red.), Biologisk mangfold i verneområder på Ringerike og i Kongsberg-Eikerområdet, Buskerud. Fylkesmannens miljøvernnavdeling, Buskerud, Rapport: 187-234.
- Bjørndalen, J.E. in prep. Nordic basiphilous pine forests. 2. A conservation biological case study. – Upublisert manuskript
- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1989a. Verneverdige kalkfurskoger. Landsplan for verneverdige kalkfurskoger og beslek-tede skogstyper i Norge. I. Generell del. – DN-rapport 1989-10: 1-148.
- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1989b. Verneverdige kalkfurskoger. III. Lokalteter på Vestlandet. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 78 s.
- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1989c. Verneverdige kalkfurskoger. II. Lokalteter på Østlandet og Sørlandet. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 245 s.
- Bjørnstad, A. 1971. A phytosociological investigation of the deciduous forest types in Søgne, Vest-Agder, South Norway. – Norwegian Journal of Botany 18 (3-4): 191-214.
- Blom, H. 1982. Edelløvsogssamfunnene i Bergensregionen, Vest-Norge. – Cand.real hovedfagsoppg., Univ. i Bergen.
- Blom, H.H., Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2002b. Regional fordeling av artsmangfold. – I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk, Ås. pp: 105-115.
- Blom, H. H., Gaarder, G., Hassel, K. & Prestø, T. 2001. Mer om grønnsko *Buxbaumia viridis* i Norge – hvor godt kjenner vi dens økologi og utbredelse? – *Blyttia* 59: 44-50.
- Blom, H.H., Sætersdal, M. & Gjerde, I. 2002a. Rødlisterarter. – I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk, Ås. pp: 23-34.
- Brandrud, T.E. 1986. Det sørlige og sørøstlige edelløvsogselement blant jordboende storsopper i Norge. – *Agarica* 7(14): 210-220.
- Brandrud, T.E. 1997. Biologisk mangfold, verneverdi og forekomster av sjeldne/truete sopparter og orkideer i Gullerdutjern-Gruntjernområdet, Åsa, Ringerike. – NIVA Rapp. LNR 3697-97: 1-20.
- Brandrud, T.E. 1998a. Soppfloraen, biologisk mangfold og truede arter i kalkfurskogsreservater i Hole og Ringerike kommuner. – NIVA Rapp. LNR 3857-98: 1-23 + vedl.
- Brandrud, T.E. 1998b. Biologisk mangfold i verneområder på Ringerike. Vann- og sumpvegetasjon, samt soppflora i tilknytning til kroksjøer langs Storelva og i deltaet i Nordre Tyrifjorden. – NIVA Rapp. LNR 3856-98: 1-31 + vedl.
- Brandrud, T.E. 1999. Dronningberget på Bygdøy, en internasjonalt verneverdig lindeskog som kan bli berørt av ny E18 trasé. – Upublisert notat, 8 s.
- Brandrud, T.E. 2001. Soppflora og rødlistearter i Løkkeåsen i Bærum, og konsekvenser av planlagt tunnelpåhugg for E18-tilførselsvei. – Upublisert notat, 11 s.
- Brandrud, T.E. 2002a. Kartlegging av verdifulle naturtyper for biologisk mangfold i Evje og Hornnes kommune. Faktaark. – Evje og Hornnes kommune, rapp. (upublisert).
- Brandrud, T.E. 2002b. Soppundersøkelser og biomangfoldregistreringer i Suldal 1999-2001. – Suldal kommune, rapp (upublisert).
- Brandrud, T.E. & Bendiksen, E. 2001. The *Cortinarius* species of calciphilous *Tilia-Corylus* and *Quercus-Corylus* woodlands of Fennoscandia, outposts of the temperate *Fagus* and *Quercus-Carpinus* forest types of C. Europe. – *J. Journées Européennes Cortinaire* 3: 105-113 [Engl. version].
- Brandrud, T.E. & Bendiksen, E., 2002. Artsdiversitet og populasjonsdynamikk hos slørsopper (*Cortinarius*) knyttet til linde-hasselskoger på kalk – et truet element av mykorrhizasopper i Norge. – NINA rapp (in prep.).
- Brandrud, T.E., Dahl, T.H. & Fonneland, I.L. 2000. Sørlandssopper. – *Blekkoppen* 28(80): 12-21.
- Brandrud, T.E. & Fonneland, I.L. 1999. Soppregistreringer i Risør 1999, foreløpig sammenfatning. – Upublisert notat.
- Brandrud, T.E., Fonneland, I.L. & Dahl, T.H. 2002. Kartlegging av verdifulle naturtyper for bio-mangfold i Grimstad kommune I: Edelløvsoggsundersøkelser i ytre og midtre deler av kommunen, med vekt på soppflora og konsekvenser av ny E18-trasé. – Grimstad kommune, rapport (i trykk).
- Brandrud, T.E., Gulden, G., Timmermann, V. og Wollan, A. 2001. Storsopper i kommunene Leikanger, Luster og Sogndal registrert under XV Nordiske mykologiske kongress Sogndal 7-12 september 2000. – Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, rapport 3-2001.
- Bratli, H. & Gaarder, G. 1998. Kartlegging av biologisk mangfold i bekekløfter i Ringebu kommune, Oppland. – Botanisk hage og museum, Univ. Oslo, Rapport 3: 1-101 + vedl.
- Bredesen, B., Haugan, R., Aanderaa, R., Lindblad, I., Økland, B. & Røsok, Ø. 1997. Vedlevende sopp som indikatorarter på kontinuitet i østnorske granskoger. – *Blyttia* 55: 131-140.
- Bredesen, B. et al. 2002. Våre siste villmarker i skog. – Norges naturvernforbund, Skogutvalget, Oslo (in press)
- Breien, K. 1933. Vegetasjonen på skjellbanker i indre Østfold. – *Nytt Magasin for Naturvidenskapene* 72: 131-282.
- Bronger, C. & Rustan, Ø.H. 1983. Edellauskoger i Oslo. Botanisk undersøkelse av verneverdier. – Oslo helseråd, rapport.

- Cederberg, B., Ehnström, B., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., Ingelög, T. & Tjernberg, M. 1997. De trådbärande impedimentens betydelse för rödlistade arter. – ArtDatabanken Rapporterar 1.
- Dahlberg, A., Croneborg, H. & Hallingbäck, T. 2000. Mykorrhizasvampar: Var femte art är rödlistad. – Svensk botanisk Tidskrift 286-292.
- Deacon, J.W., Donaldson, S.J. & Last, F.T. 1983. Sequences and interactions of mycorrhizal fungi on birch. – Plant and Soil 71: 257-262.
- DN 1988. Forslag til retningslinjer for barskogsvern. – DN-rapport 1988-3: 1-96.
- DN 1991. Flommarkskog i Trøndelag. Utkast til verneplan. – DN-rapport 1991-2: 1-48.
- DN 1992. Truete arter i Norge. Red data list. – DN-rapport 1992-6: 1-96.
- DN 1995. Naturvernområder i Norge 1911-1994. – DN-rapport 1995-3: 1-178.
- DN 1996. Barskog i Nord-Norge. Utkast til verneplan. – DN-rapport 1996-7: 1-128.
- DN 1997. Boreal regnskog i Midt-Norge. Registreringer. – DN-rapport 1997-2: 1-328.
- DN 1999a. Nasjonal rødliste for truete arter i Norge. – DN-rapport 1999-3: 1-162.
- DN 1999b. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. – DN-håndbok 13. 148 s. + vedl.
- Edman, M. & Jonsson, B.G. 2001. Spatial pattern of downed logs and wood-decaying fungi in an old-growth *Picea abies* forest. – Journal of Vegetation Science 12: 609-620.
- Ehnström, B. 2001. Leaving dead wood for insects in boreal forests - suggestions for the future. – Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement No. 3: 91-99.
- Engelmark, O. 1984. Forest fires in the Muddus National Park (northern Sweden) during the past 600 years. – Canadian Journal of Botany 62: 893-898.
- Engelmark, O., Kullman, L. & Bergeron, Y. 1994. Fire and age structure of Scots pine and Norway spruce in northern Sweden during the past 700 years. – New Phytol. 126: 163-168.
- Erikstad, L. 1991. Østfold. Kvartærgeologisk verneverdige områder. – NINA Utredning 26: 1-61.
- Esseen, P. & Renhorn, K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forest. – Conservation Biology 12: 1307-1317.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. – Ecological Bulletins 46: 16-47.
- Evans, W. G. 1966a. Morphology of the infrared sense organs of *Melanophila acuminata* DeGeer (Buprestidae, Coleoptera). – Ann. Ent. Soc. Am. 59: 873-877.
- Evans, W. G. 1966b. Perception of infrared radiation from forest fires by *Melanophila acuminata* DeGeer (Buprestidae, Coleoptera). – Ecology 47: 1061-1065.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? – Biological Conservation 100: 65-74.
- Ferrier, R.C. & Alexander, I.J. 1985. Persistence under field conditions of excised fine roots and mycorrhizas of spruce. – I: Fitter, A.H., Atkinson, D., Read, D.J. & Usher, M.B. (red.), Ecological interactions in soil, Blackwell Sci. Publ., Oxford, pp. 175-179.
- Fjeld, P.E., Fonneland, I.L. & Olsen, K.M. 1999. Ny motorveg E18 Øygardsdalen-Nørholm, Grimstad kommune. – Tema utredning naturmiljø. Rapport (upubliseret).
- Fleming, L.V. 1985. Experimental study of sequences of ectomycorrhizal fungi on birch (*Betula* sp.) seedling root systems. – Soil Biol. Biochem. 17: 591-600.
- Fottland, H. 1982. Edellauvskog i midtre Hardanger. – Cand.real. hovedfagsoppg. Univ. Bergen.
- Framstad, E., Bendiksen, E., Flatberg, K.I., Frisvoll, A., Holien, H., Høiland, K., Prestø, T. & Svalastog, D. 1995b. Planter i boreal skog - effekter av lokale økologiske faktorer, skogsdrift og omgivelser på arts mangfoldet. – Aktuelt fra Skogforsk 16-95: 1-32.
- Framstad, E., Bendiksen, E. & Korsmo H. 1995a. Evaluering av verneplanen for barskog. – NINA Fagrappport 8: 1-36.
- Framstad, E., Romstad, E., Svendsrud, A. & Solberg, B. 2000. Biologisk mangfold i skog i de nordiske land. – TemaNord 2000:607, 140 pp.
- Fremstad, E. 1985. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen. Botaniske undersøkelser 1. Inventering av flommarkene langs Lågen. – Økoforsk Rapp. 1985, 3: 1-184.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E. 1998. Flommark langs Glåma i Hedmark. En botanisk inventering. – Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernadv. Rapp. 7/98: 1-99.
- Fremstad, E. & Bevanger, K. 1988. Flommarksvegetasjon i Trøndelag. Vurdering av verneverdier. – Økoforsk Rapp. 1988, 6: 1-140.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Serie 2001-4: 1-231.
- Fylkesmannen i Aust-Agder 1977. Utkast til verneplan for edellauvskog i Aust-Agder fylke. – Fylkesmannen i Aust-Agder. Arendal, 70 s.
- Fylkesmannen i Buskerud 1982. Utkast til verneplan for edellauvskog i Buskerud fylke. – Fylkesmannen i Buskerud. Drammen, 43 s.

- Fylkesmannen i Hordaland 1980. Utkast til verneplan for edellauvskog i Hordaland fylke. – Fylkesmannen i Hordaland. Bergen, 88 s.
- Fylkesmannen i Oslo & Akershus 1978. Utkast til verneplan for edellauvskog i Oslo og Akershus fylker. – Fylkesmannen i Oslo & Akershus. Oslo, 61 s.
- Fylkesmannen i Rogaland 1979. Utkast til verneplan for edellauvskog i Rogaland fylke. – Fylkesmannen i Rogaland. Stavanger, 88 s.
- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 1981. Utkast til verneplan for edellauvskog i Sør-Trøndelag fylke. – Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Trondheim, 82 s.
- Fylkesmannen i Telemark 2000. Verdier i Kjølbrønnsvassdraget, Kragerø kommune i Telemark og Risør og Gjerstad kommuner i Aust-Agder. – Fylkesmannen i Telemark. Verdier i verna vassdrag. VVV-rapport 2000. Skien.
- Faarlund, T. & Aas, B. 1991. Behov for å sikre fjellbjørkeskogens natur- og kulturlandskap. – I: Bretten, S. & Krovoll, A. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll. 1990 og 1991. Univ. Trondheim Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Serie 1991-2: 19-26.
- Gilpin, M.E. & Soulé, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. – I Soulé, M.E. (red.) Conservation Biology. Sinauer, Sunderland, MA. pp: 19-34.
- Gjerde, I. & Baumann, C. (red.) 2002. Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. – Skogforsk, Ås. 224 pp.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2002c. Prioritering og utvalgelse av livsmiljøer. – I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk, Ås. pp: 157-167.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2002a (manus). Small-scale diversity hotspots in northern forests: how hot are they? – (manuskript sendt til Conservation biology)
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2002b. Artenes fordeling i skoglandskapet. – I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk, Ås. pp: 96-104.
- Granström, A. 1993. Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. – Journal of Vegetation Science 4: 737-744.
- Granström, A. 2001. Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest. – Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement 3: 62-69.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998. Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. – NISK oppdragsrapport 6/98: 1-74, 2 vedlegg. Katalog over skoglevende rødlistearter: 1- 60.
- Gustafsson, L. 1994. A comparison of biological characteristics and distribution between Swedish threatened and non-threatened forest vascular plants. – Ecography 17: 39-49.
- Gustafsson, L. & Eriksson, I. 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. – Journal of applied Ecology 32: 412-424.
- Gaarder, G. & Blindheim, T. 1999. Nøkkelbiotyper i skog i Drangedal kommune. – Siste Sjanse rapport 1999-3: 1-88..
- Gaarder, G. 1997. Inventering av barskog i Midt-Norge i 1996. – Miljøfaglig Utredning Rapp. 1997:4: 1-101.
- Gaarder, G. 2002. Evaluering av skogvernet i Sogn og Fjordane. – Upubl. notat.
- Gaarder, G. & Haugan, R. 1998. Nøkkelbiotyper i Suldal kommune. – Siste Sjanse, NOA-rapp.1998-1: 1-66.
- Gaarder, G., Holtan, D., Jordal, J.B. & Oldervik, F. 2002. Evaluering av skogvernet i Møre og Romsdal. – Upublisert notat.
- Halvorsen, R & Bendiksen, E. 1982. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser i Grunningsdalen, Telemark med henblikk på økologiske gradienter i Sør-Norges skog- og fjellvegetasjon. I. Regionale og lokale gradienter. – I: Baadsvik, K., Klokk, T. & Rønning, O.I. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. bot. Ser. 1982-8, s. 166-194.
- Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. – Trends in Ecology and Evolution 9: 131-135.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. – Nature 396: 41-49.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. – Annales Zoologici Fennici 37: 271-280.
- Hanssen, O. & Hansen L.O. 1998. Verneverdige insekthabitater. Oslofjordsområdet. – NINA Oppdragsmelding 546. Trondheim.
- Hansson, L. (red.) 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. – Ecological Bulletins 46: 1-203.
- Harrison, S., Murphy D.D. & Ehrlich P.R.1988. Distribution of the Bay checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: Evidence for a metapopulation model. – American Naturalist 132: 360-382.
- Harvey, A.E., Jurgensen, M.F. & Larsen, M.J. 1980. Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. – Canadian Journal of Forest Research 10: 300-303.
- Haugan, R., Bratli, H. & Gaarder, G. 1994. Mjuktjafs, *Evernia divaricata*, og andre sjeldne og truede lav- og sopparter i Liaskogen og Skamåni i Aurdal, Oppland. – Blyttia 52: 107-117.
- Haugset, T., Alfredsen, G. & Lie, M.H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. – Siste sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo. 110 s.
- Haugset, T. & Whist, C.M. 1997. Verneverdig barskog i Vestfold og Vest-Agder. Registrering til utvidet verneplan for barskog. –

Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, rapport 1997-2: 1-86.

Hausner, V.H. 2001. Scenarios for managing biodiversity in coastal birch forests fragmented by spruce plantations. – Univ. Tromsø, Dept. Biol./Norw. Nature Res., Tromsø (Dissert. Dr. Scient.).

Heggland, A. 2000. Edelløvsogsreservat i Telemark. Dokumentasjon og innspill til skjøtsel. – Siste Sjanse rapport 2000-2. Oslo.

Heggland, A. 2001a. Kalkfurusogsreservater i Telemark. Dokumentasjon og innspill til skjøtsel. – Siste Sjanse rapport 2001-3: 1-75.

Heggland, A. 2001b. Kartlegging og verdisetting av naturtyper i Drangedal kommune. – Siste Sjanse rapport 2001.

Heikkinen, R., Punttila, P., Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2000. Suojelualueverkon merkitys metsälajistolle: lehtojen putkilokasvit, metsien lahoppuukovakuoriaiset, havu- ja sekametsien linnut (The significance of protected area network for forest-dwelling species: vascular plants of herb-rich forests, beetles dependent on dead wood, birds of coniferous and mixed forests). – Suomen ympäristö 440: 1-128.

Hesselman, H. 1926. Studier över barrskogens humustäcke, dess egenskaper och beroende av skogsvården. – Meddn St. SkogsförsAnst. 22: 169-552.

Hoen, F.H., Eid, T. & Økseter, P. 1998a. Økonomiske konsekvenser av tiltak for et bærekraftig skogbruk. – Rapport fra skogforskningen 8/98: 1-72.

Hoen, F.H., Eid, T. & Økseter, P. 1998b. Økonomiske konsekvenser av tiltak for et bærekraftig skogbruk. Forutsetninger og metodebeskrivelse. – Rapport fra skogforskningen 8/98: 1-48.

Hofton, T.H. 2001. Biologiske verdier i to skogområder ved Gutulisjøen i Engerdal kommune, Hedmark. – Siste Sjanse-not. 2001-13: 1-5 + vedl.

Hofton, T.H. 2002. Trillemarka – Rollagsfjell. – Siste Sjanse rapport (in prep.)

Holien, H. & Prestø, T. 1995. Kartlegging av nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav og moser i kystgranskog langs Arnevikvassdraget, Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. – Univ. Trondheim Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Serie 1995-2: 1-32.

Holien, H. & Tønnsberg, T. 1996. Boreal regnskog i Norge – habitatet for trøndelagelementets lavararter. – Blyttia 54: 155-175.

Holtan, D. 2002. Evaluering av barskogsvernet på Sunnmøre. – Upublisert rapport

Holtan, J.I. (red.) 1990. Biologiske og økologiske konsekvenser av klimaforandringer i Norge. – NINA Utredning 11: 1-159.

Holtan, J. 2000. Edelløvsogs i Oppland og Hedmark. Biologisk mangfold, skjøtsel og forvaltning i 13 naturreservater. – Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavd., rapp nr. 4/2000.

Hultegren, S., Pleijel, H. & Holmer, M. 1997. Ekjättar, historia, naturvården och vård. – Naturcentrum AB, Uddevalla.

Hunter, M.L. Jr. 1990. Wildlife, forests, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity. – Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

Høiland, K. & Bendiksen, E. 1997. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, central Norway. – Nordic Journal of Botany 19: 643-659.

Hågvar, S. 1994. Kan biologiske krabbefelt redde arter fra drivhusdøden? – Biolog 2/3-1994: 25-28.

Jonsell, M. & Eriksson, P. 2001. Jämförelse av vedskalbaggsfaunan på gran och björkhögstubbar mellan naturreservatet Båtfors och dess omgivning. – Entomologisk Tidskrift 122: 107-122.

Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. – Biodiversity and Conservation 7: 749-764.

Jonsson, B.G. & Dynesius, M. 1993. Uprooting in boreal forests: long-term variation in disturbance rate. – Canadian Journal of Forest Research 23: 2383-2388.

Jonsson, B.G. & Krus, N. (red.) 2001. Ecology of woody debris in boreal forests. – Ecological Bulletins 49: 1-283.

Jonsson, L., Dahlberg, A., Nilsson, M.-C., Kårén, O. & Zackrisson, O. 1999. Continuity of ectomycorrhizal fungi in self-regenerating boreal Pinus sylvestris forests studied by comparing mycobiont diversity on seedlings and mature trees. – New phytol. 142: 151-162.

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: 1-112.

Jørgensen, P.M. 1996. The oceanic element in the Scandinavian lichen flora revisited. – Symb. bot. Upsal. 31, 3: 297-317.

Kauserud, H. 1995. The diversity and ecology of wood-inhabiting fungi colonizing Alnus incana. – Cand. scient. thesis, Univ. Oslo, Dept. of Botany and Plant Physiology, Oslo, 44 pp.

Kehler, D. & Bondrup-Nielsen, S. 1999. Effects of isolation on the occurrence of a fungivorous forest beetle, Bolitotherus cornutus, at different spatial scales in fragmented and continuous forests. – Oikos 84: 35-43.

Kielland-Lund, J. 1981. Die Waldgesellschaften SO-Norwegens. – Phytocoenologia 9: 53-250.

Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M. & Hanski, I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. – Oikos 90: 119-126.

Korsmo, H. 1974a. Naturvernrådets landsplan for edellauvsogsreservater i Norge. Rapport utarbeidet på grunnlag av IBP-CT/Silvas plantesosiologiske undersøkelser i edellauvsogs. III. Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland. – Botanisk institutt, NLH Ås, 138 s.

Korsmo, H. 1974b. Naturvernrådets landsplan for

- edellauvskogsreservater i Norge. Rapport utarbeidet på grunnlag av IBP-CT/Silvas plantesosiologiske undersøkelser i edellauvskog. I. Østfold, Akershus, Hedmark og Oppland. – Botanisk institutt, NLH Ås, 111 s.
- Korsmo, H. 1975. Naturvernrådets landsplan for edellauvskogsreservater i Norge. Rapport utarbeidet på grunnlag av IBP-CT/Silvas plantesosiologiske undersøkelser i edellauvskog. IV. Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. – Botanisk institutt, NLH Ås, 204 s.
- Korsmo, H. 1976. Edellauvskogsregistreringer i Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland. Tilleggsrapport i f. m. Naturvernrådets landsplan for edellauvskogsreservater i Norge. – Botanisk institutt, NLH Ås, 60 s.
- Korsmo, H., Angell-Petersen, I., Bergmann, H.H. & Moe, B. 1989. Verneplan for barskog. Regionrapport for Midt-Norge. – NINA Utredning 6: 1-99.
- Korsmo, H., Moe, B. & Svalastog, D. 1991. Verneplan for barskog. Regionrapport for Øst-Norge. – NINA Utredning 25: 1-90.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1994a. Inventering av verneverdig barskog i Oppland. – NINA Oppdragsmelding 262: 1-151.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1994b. Verneplan for barskog. Regionrapport for Nord-Norge. – NINA Utredning 60: 1-105.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1997. Inventering av verneverdig barskog i Møre og Romsdal. – NINA Oppdragsmelding 427: 1-106.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 2000. Inventering av verneverdig barskog i Troms. – Norsk institutt for naturforskning, Oslo (upublisert).
- Landbruksdepartementet 1998. Nærings-, miljø- og samfunnmessige sider ved skogbrukets vegbygging. – Rapport Landbruksdepartementet. Oslo. 81 s.
- Lesica, P. & Allendorf, F.W. 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? – *Conservation Biology* 9: 753-760.
- Levende Skog 1998a. Standardutredninger fra Levende skog. – Levende skog, Rapport 9a: 1-118.
- Levende Skog 1998b. Standardutredninger fra Levende skog. – Levende skog, Rapport 9b: 1-242.
- Levende Skog 1998c. Standardutredninger fra Levende skog. – Levende skog, Rapport 9c: 1-375.
- Levende Skog 1998d. Sluttrapport fra Delprosjekt 2. – Levende Skog, Rapport 11: 1-22.
- Lindblad, I. 1996. Skogområder i Øst-Norge registrert av Siste sjanse. – NOA-Rapp. 1996-1: 1-202.
- Lindblad, I. 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. – *Nordic Journal of Botany* 18: 143-255.
- Lindelöw, Å., Scroeder, M., Weslien, J. & Lindhe, A. 1999. Tillkapada granhögstubbar - naturvårdsinsats eller skogsskyddsproblem? – *Skog og Forskning* 4/99: 15-17.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in Central Sweden over 72 years. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 451-461.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. – *Forest Ecology and Management* 98: 17-33.
- Lindquist, B. 1931. Den skandinaviska bokskogens biologi. - Svenska Skogsvårdsför. Tidskr. 1931: 179-532.
- Lomolino, M.V. 1994. An evaluation of alternative strategies for building networks of nature reserves. – *Biological Conservation* 69: 243-249.
- Løvdaal, I. 2001. Biologisk viktige områder på Grue Finnskog, Grue kommune. – Siste Sjans rapport 2001-1: 1-96, pluss vedlegg.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles; significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. – *Ecological Bulletins* 49: 205-218.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. – *Biological Conservation* 94: 199-209.
- Md 1977. Edellauvskogene. En verdifull naturressurs. – Miljøverndepartementet, brosjyre.
- Meffe, G.K. & Carroll, C.R. 1997. Principles of Conservation Biology, Second Edition. – Sinauer Associates, Inc.
- Moe, B. 1989. Barskogslokalteter i Rogaland. Foreløpig oversikt etter registreringene. – Upubl. Rapp.
- Moe, B. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Sogn og Fjordane. - NINA Oppdragsmelding 318: 1-85.
- Moe, B. 1995. Vernet edelløvsskog i Hordaland; tilstand, fastruter, floraoversikt og skjøtselsbehov 20 år etter registreringene. – Fylkesmannen i Hordaland, miljøvernnavdelingen, rapp 5/95. Bergen.
- Moe, B. 2001. Inventering av verneverdig barskog i Hordaland. – Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernnavd. Rapp. 2/2001: 1-68.
- Moe, B., Korsmo, H. & Svalastog, D. 1992. Verneplan for barskog. Regionrapport for Vest-Norge. – NINA Utredning 31: 1-114.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss.
- Moksnes, A. 1974. Litt om hekkefuglbestandens tetthet og sammensetning i oreskog. – *Fauna* 27: 139-148.
- Myking, T. & Skrøppa, T. 2001. Bevaring av genetiske ressurser hos norske skogstrær. – *Aktuelt fra skogforskningen* 2/01: 1-44.
- Mykrä, S., Kurki, S. & Nikola, A. 2000. The spacing of mature

forest habitat in relation to species-specific scales in managed boreal forests in NE Finland. – *Annales Zoologici Fennici* 37: 79-91.

Naturvårdsverket 1997. Skogsreservat i Sverige. rapport om skogsreservatens utveckling och omfattning efter den nya skogspolitiken. – Naturvårdsverket rapport 4707: 1-66.

NIJOS 1999. Klargjøring av avvirkningsmuligheter i norsk skogbruk. Nasjonal rapport. – NIJOS rapport 10/99: 1-52.

Nilsson, S.G., Baranowski, R., Enhström, B., Eriksson, P., Hedin, J. & Ljungberg, H. 2000. Svartoxen, *Ceruchus crysolinus* (Coleoptera: Lucanidae) en försvinnande urskogsrelikt? – *Entomologisk Tidskrift* 121: 137-200.

Nitare, J. 2000. (red.) Signalarter – indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer. – Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 384 s.

Nordén, B. & Appelqvist, T. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. – *Biodiversity and Conservation* 10: 779-791.

Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. – *Bergens Museums Skrifter* 22: 1-607.

Nordisk ministerråd 1984. Naturgeografisk regionindelning av Norden. – Nordiska ministerrådet.

Noreng, K., Noreng, J.-E. & Brandrud, T.E. 2001. Skjøtselsplan for Dokka naturreservat. – Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernadv. Rapp. 2/01: 1-65 + vedl.

Nygaard, P.H., Skre, O. & Brean, R. 1999. Naturlig spredning av fremmede treslag. – NISK oppdragsrapport 19/99. 17 s.

Odland, A., Bevanger, K., Fremstad, E., Hanssen, O., Reitan, O. & Aagaard, K. 1992. Fjellskog i Sør-Norge: biologi og forvaltning. – NINA Oppdragsmelding 123: 1-90.

Often, A. 1991. Botanisk undersøkelse av elvekløftene Sagåa og Berdøla i Sel kommune, Oppland. – Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernadv. Rapp. 4/91: 1-8 + vedl.

Often, A. 1997. Botanisk undersøkelse av sørberg i Østerdalene, Hedmark. – Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernadv. delingen, rapp. 10/97.

Often, A., Haugan, R., Røren, V. & Pedersen, O. 1998. Karplantefloraen i Hedmark: sjekkliste, plantegeografiske elementer og foreløpige utbredelseskart for 488 taksa. – Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernadv. Rapp. 6/98: 1-261.

Often, A., Stabbetorp, O.E., Bratli, H., Engan, G., Strand, K.L. & Bredesen, B.Ø. 1999. Botaniske registreringer langs kysten av Buskerud. "Oslofjord-verneplanen". – Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernadv. Rapp. 4-1999: 1-64.

Often, A. & Wischmann, F. 1995. Trillingstarr – *Carex tenuiflora* Wahlenb. – i Sør-Norge. – *Blyttia* 53: 191-196.

Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth

swamp forests. – *Biological Conservation* 81: 221-231.

Ohlson, M. & Tryterud, E. 1999. Long-term spruce forest continuity – a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. – *Forest Ecology and Management* 124: 27-34.

Olsen, S.R. 1988. Arealkrav og behov for bufferzoner ved vern av urørt barskog. – Norsk institutt for skogforskning, Ås-NLH, 213 s.

Pedersen, Å. 2000. Viltet langs Alna og Tokerudbekken. Kartlegging av viltområder. – Oslo kommune, Friluftsetaten Rapp. 2-2000: 1-61.

Peltonen, M. & Heliövaara, K. 1997. Forest insects and environmental variation in stand edges. – *Silva Fennica* 31: 129-141.

Peltonen, M. & Heliövaara, K. 1998. Incidence of *Xylechinus pilosus* and *Cryphalus saltuarius* (Scolytidae) in forest-clearcut edge. – *Forest Ecology and Management* 103: 141-147.

Persson, H.A. 1982. Changes in the tree and dwarf shrub fine-roots after clear-cutting in a mature Scots pine stand. – Swedish coniferous forest project/Dept of systems ecology (Uppsala). Technical Report 31:1-19.

Pettersson, R. B. 1994. Brandfält och brandanpassade insekter i Norrland. – *Natur i Norrland* 13: 63-67.

Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. – *Nature* 365: 335-337.

Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. 1989a. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. – *Biological Conservation* 50: 199-218.

Pressey, R.L. & Nicholls, A.O. 1989b. Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in semi-arid New South Wales. – *Biological Conservation* 50: 263-278.

Prestø, T. 1996a. Monitoring of bryophytes in boreal rain forest – effect of forestry. – I: Söderström, L. & Prestø, T. (red.). State of Nordic bryology today and tomorrow. Abstracts and shorter communications from a meeting in Trondheim December 1995. NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Serie 1996-4, s. 36-47.

Prestø, T. 1996b. Lav og moser i boreal regnskog. – *Aktuelt fra Skogforsk* 3-96: 14-19.

Prestø, T. & Holien, H. 1996. Lav og moser i kystgranskog – populasjonsbiologi, overvåking og effekter av skoglige aktiviteter. Årsrapport for prosjektet "Forvaltningsstrategier for kystgranskog". – NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Not. 1996-2: 1-72.

Prestø, T. & Holien, H. 2001. Forvaltning av lav og moser i boreal regnskog. – NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Serie 2001-5: 1-77.

Ranius, T. 2000. Minimum viable population size of a beetle *Osmoderma eremita* living in tree hollows. – *Animal Conservation* 3: 37-43.

- Rassi, P. & Väisänen, R. 1987. Threatened animals and plants in Finland. – Ympäristöministeriö (Miljöministeriet), Helsinki. 82 s.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of woodrotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. – *Karstenia* 35: 1-51.
- Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. – *Oikos* 65: 514-527.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi, og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. – *Aktuelt fra skogforskningen X/2002*.
- Rolstad, J. & Gjerde, I. 2002. Videre forskning. – I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk. Ås. pp: 179-180.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Storaunet, K.O. & Rolstad, E. 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forest: historic logging and present forest structure. – *Ecological Applications* 11: 421-436.
- Rudqvist, L. 1999. Sveriges sumpskogar. Resultat av sumpskogsinventeringen 1990-1998. – Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 50 s.
- Rudqvist, L. (red.) 2000. Den spennande sumpskogen – om Sveriges sumpskogar och dess själ. – Skogsstyrelsens förl., Jönköping, 104 s.
- Rukke, B.A. 2000. Effects of habitat fragmentation: Increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. – *Ecography* 23: 492-502.
- Rukke, B.A. & Midtgaard, F. 1998. The importance of scale and spatial variables for the fungivorous beetle *Bolitophagus reticulatus* (Coleoptera, Tenebrionidae) in a fragmented forest landscape. – *Ecography* 21: 561-572.
- Ruuhijärvi, R., Kuusinen, M., Raunio, A. & Eisto, K. 2000. Metsien suojeleminen Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. (Forest protection in southern Finland and Ostrobothnia) – *Suomen ympäristö* 437: 1-284.
- Rydin, H., Diekmann, M. & Hallingbäck, T. 1997. Biological characteristics, habitat associations, and distribution of macrofungi in Sweden. – *Conservation Biology* 11: 628-639.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994. Dying and dead trees - a review of their importance for biodiversity. – Swedish Threatened Species Unit, Swedish Univ. Agric. Sci. pp: 109.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. – *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Schiegg, K. 2000a. Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity. – *Ecography* 23: 579-587.
- Schiegg, K. 2000b. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. – *Ecoscience* 7: 290-298.
- Segerström, U., Bradshaw, R., Hörnberg, G. & Bohlin, E. 1994. Disturbance history of a swamp forest refuge in Northern Sweden. – *Biological Conservation* 68: 189-196.
- Shaffer, M.L. 1990. Population viability analysis. – *Conservation Biology* 4: 39-40.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. – *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Siitonen, J., Penttilä, R., & Kotiranta, H. 2001. Coarse woody debris, polyporous fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia. – *Ecological Bulletins* 49: 231-242.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? – *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. – *Ecological Bulletins* 49: 243-254.
- Skog & Forskning 4/91. Tänd eld på skogen! (Temahefte).
- Skog & Forskning 3/95. Vindar och vindskador (Temahefte).
- Skogforsk/Ld 2001. Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. – Skogforsk. Ås.
- Snäll, T. & Jonsson, B.G. 2001. Edge effects on six polyporous fungi used as old-growth indicators in Swedish boreal forest. – *Ecological Bulletins* 49: 255-262.
- Solbraa, K. 1996. Veien til et bærekraftig skogbruk. – Universitetsforlaget. 192 s.
- Solvang, R. 2001. Verneplan for Hasseltangen landskapsvernområde og Søm-Ruakerkilen naturreservat, Grimstad kommune, Aust-Agder fylke. – Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen. Arendal, 58 s.
- Solvang, R. 2002. Kartlegging av verdifulle naturtyper for biologisk mangfold i Froland kommune, Aust-Agder. Faktaark. – Froland kommune (upublisert).
- Solås, A., Røsok, Ø., Aanderaa, R. & Bredesen, B. 1997. Nord-Europas største kjente forekomst av ulvelav, *Letharia vulpina*, finnes i Skjåk i Oppland. – *Blyttia* 55: 29-34.
- SOU 1997. Skydd av skogsmark. Behov och kostnader. – Huvudbetänkande av Miljövårdsberedningen. SOU 1997:97
- SOU 2000. Framtidens miljö – alles vårt ansvar. – Miljödepartementet, SOU 2000:52.
- Spies, T.A., Franklin, J.F. & Thomas, T.B. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. – *Ecology* 69: 1689-1702.
- St.meld. nr 68 (1980-81). Vern av norsk natur. –

Miljøverndepartementet.

St.meld. nr 40 (1994-95). Opptrapping av barskogvernet fram mot år 2000. – Miljøverndepartementet.

St.meld. nr 58 (1996-97). Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. – Miljøverndepartementet.

St.meld. nr 8 (1999-2000). Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand. – Miljøverndepartementet.

St.meld. nr 24 (2000-2001). Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand. – Miljøverndepartementet.

St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. – Miljøverndepartementet.

Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Svalastog, D. 2000. Kartlegging av naturverdier på Løkeneshalvøya i Asker kommune. - NINA Oppdragsmelding 642: 1-29

Stenlid, J. & Gustafsson, M. 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? – *Ecological Bulletins* 49: 85-91.

Stokland, J.N. 1994. Biological diversity and conservation strategies in Scandinavian boreal forests. – Dr. Scient. Thesis, Univ. Oslo, Dept. Biol., Oslo.

Stokland, J.N. 1995. Artsmangfold og virkesproduksjon i sydøst-norske naturskoger. Rapport XXI fra forskningsprogrammet "Skogøkologi og flersidig skogbruk". – *Aktuelt fra Skogforsk* 13-95: 1-16.

Stokland, J.N. 1997. Representativeness and efficiency of bird and insect conservation in Norwegian boreal forest reserves. – *Conservation Biology* 11: 101-111.

Stokland, J.N. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. – *Ecological Bulletins* 49: 71-84.

Stokland, J.N., Holien, H. & Gaarder, G. 2002. Areal tall for boreal regnskog i Norge. – *NIJOS-rapp.* 2/02: 1-19 + vedl.

Stokland, J.N., Larsson, K.-H. & Kauserud, H. 1997. The occurrence of rare and red-listed fungi on decaying wood in selected forest stands in Norway. – *Windahlia* 22: 85-93.

Storaunet, K.O., Rolstad, J., Gjerde, I. & Rolstad, E. 1998. Nyere skogshistorie og forekomst av utvalgte lavarter i kystgranskog i Namdalen. – Rapport fra Skogforskningen, Suppl. 4: 1-102.

Størmer, P. 1969. Mosses with a western and southern distribution in Norway. – Universitetsforl., Oslo, 288 s.

Svalastog, D. 1994. Inventering av verneverdig lauvskog i Finnmark. – NINA Oppdragsmelding 334: 1-44.

Svalheim, E. 2001. Nøkkelbiotopkartlegging i skog. Risør kommune. – Notat til Agder og Telemark Skogeierforening (upublisert).

Sverdrup-Thygeson, A. 2002. Key habitats in the Norwegian production forest: A case study. – *Scandinavian Journal of Forest*

Research 17(2) (in press).

Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. – *Biological Conservation* 106: 347-357

Sverdrup-Thygeson, A. & Lindenmayer, D.B. In press. Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. – *Forest Ecology and Management*.

Syrjänen, K. 2001. Uhanalaisten ja luontodirektiivin kasvilajien suotuisa suojelutaso suojelualueverkko kattavuuden arvioinnissa. (Favourable conservation status and representativeness of reserve network). – *Suomen ymäristö* 501: 1-49.

Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattsson, J. 1994. Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. – *Annales Zoologici Fennici* 31: 19-34.

Sætersdal, M. 1994. Rarity and species/area relationships of vascular plants in deciduous woods, western Norway – applications to nature reserve selection. – *Ecography* 17: 23-28.

Sætersdal, M. & Birks, H.J.B. 1993. Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway. – *Biological Conservation* 65: 121-132.

Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H.H. & Nilsen, T. 2002. Indikatorer for livsmiljøer. – I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk. Ås. pp: 129-142.

Sætersdal, M., Line, J.M. & Birks, H.J.B. 1993. How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, western Norway. – *Biological Conservation* 66: 131-138.

Sæther, B.-E. 1980. The composition of the bird community in a grey alder forest in Central Norway during a four-year period. – *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 3: 80-83.

Søli, G.E.E. 1994. Fungus gnats from Jostedal, West Norway (Diptera: Diadocidiidae and Mycetophilidae). – *Fauna norvegica Series B* 41: 1-12.

Tanninen, T., Storränk, B., Haugen, I., Möller, P.F., Löfgren, R., Thorsteinsson, I. & Ragnarsson, H. 1994. Naturskogar i Norden. – Nordiska ministerrådet, København. Nord 1994:7. 109 s.

Taugbøl, T., Vistad, O.I., Nellemann, C., Kaltenborn, B., Flyen, A.-C., Swensen, G., Nybakken, A., Horgen, B.C., Grefsrud, R., Lein, K., Sivertsen, J.B. & Gurigard, K. 2001. Hyttebygging i Norge. En oppsummering og vurdering av ulike miljø- og samfunnsmessige effekter av hyttebygging i fjell- og skogtraktene i Norge. – NINA Oppdragsmelding 709: 1-65.

Thingstad, P.G. 1996. Ornitologiske befaringer innen noen trønderske kystbarskogslokaliteter våren/sommeren 1995. – NTNU Vitensk.mus. Zool. Not. 1996-2: 1-22.

Thomas, C.D. 1990. What do real population dynamics tell us, about minimum viable population sizes? – *Conservation Biology*

4: 324-327.

Thunes, K., Skartveit, J. & Gjerde, I. 2002. Insekter. – I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk. Ås. pp: 80-86.

Tilley, K. 2001. Lei sytinga. Konferansen "Framtidsutsikter for norsk skogsektor". – Norsk skogbruk 11: 26-27.

Tomter, S. (red.) 2000. Skog 2000. Statistikk over skogforhold og -ressurser i Norge. – NIJOS, Ås.

Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. & Timdal, E. 1996. The threatened macrolichens of Norway – 1995. – Sommerfeltia 23: 1-258.

Virkkala, R. 1996. Metsien suojelualueverkon rakenne ja kehittämissarpeet: ekologinen lähestymistapa (Reserve network of forests in Finland and the need for developing the network – an ecological approach). – Suomen ympäristö 16: 1-53.

Virkkala, R., Korhonen, K.T., Haapanen, R. & Aapala, K. 2000. Metsien ja soiden suojelutilanne metsä- ja suokasvillisuusvyöhykkeittäin valtakunnan metsien 8. inventoinnin perusteella. (Protected forests and mires in forest and mire vegetation zones in Finland based on the 8th National Forest Inventory) – Suomen ympäristö 395: 1-49.

Vrålstad, T. & Schumacher, T. 1997. Økologiske studier av brannskog; en foreslått økologisk livssyklus for *Geopyxis carbonaria* – I: Solbraa, K. (red.) Brannflatedynamikk i skog. Sammendrag fra et seminar 13.-14. januar 1997 i Norges forskningsråd, Oslo. Norsk institutt for skogforskning.

Wielgolaski, F.E. 1997. Fennoscandian tundra. – I: Wielgolaski, F.E. (red.), Ecosystems of the world 3. Polar and alpine tundra. Elsevier, Amsterdam, pp: 27-83.

Wikars, L.-O. 1992. Forest fires and insects. – Entomologisk Tidskrift 113: 1-11.

Wikars, L.-O. & Landgren, E. 2000. Raggbocken i Norra Ny, Värmland, försvinner den tillsammans med gammelskogarna? – Länsstyrelsen i Värmlands län, Miljöenheten.

Wikars, L.-O. & Elevi, S. 1997. Mycangia of *Henoticus serratus* (Col., Cryptophagidae); their morphology and possible role in transmission of fungi to burned forest. – I: Wikars, L. (red.) Compreh. Summaries Uppsala Dissert. Fac. Sci.Technol., Uppsala. pp 272.

Wold, O. 1991. Koppangøyene i Stor-Elvdal. Vegetasjon og flora. – Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernadv. Rapp. nr. 55: 1-37.

WRI 2000. World resources 2000-2001. People and ecosystems. The fraying web of life. – World Resources Institute, Washington DC.

Yaroshenko, Y., Potapov, P.V. & Turubanova, S.A. 2001. The Last Intact Forest Landscapes of Northern European Russia. – Greenpeace Russia and Global Forest Watch. 75 pp.

Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of

biological diversity in space and time: Concepts, methods and design. – Trends in Ecology and Evolution 16: 446-453.

Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. – Oikos 29: 22-32.

Zackrisson, O., & Östlund, L. 1991. Branden formade skogslandskapets mosaik. – Skog & Forskning 1/93: 13-21.

Økland, B. 1996. Unlogged forests: Important sites for preserving the diversity of mycetophilids (Diptera: Sciarioidea). – Biological Conservation 76: 297-310.

Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles. A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. – Biodiversity and Conservation 5: 75-100.

Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, S. Norway. – Sommerfeltia 2: 1-224.

Økland, R.H., Økland, T. & Rydgren, K. 2000. Biologisk mangfold i bunnvegetasjonen i gransumpskog. – NIJOS Rapp. 03/2000: 1-79.

Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – NIJOS Rapp. 08/01: 1-46.

Aarrestad, P.A. 2001. An ecological investigation of broad-leaved deciduous forests in Hordaland county, Western Norway. – Dr. scient. Thesis, Univ. Bergen.

Aarrestad, P.A., Brandrud, T.E., Bratli, H. & Moe, B. 2001. Skogvegetasjon. – I: Fremstad, E. & Moen, A. (red.). Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk Serie 2001-4, pp: 15-44.

Aas, B. 1972. Sikring av ulike skogtyper. – Norsk geografisk Tidsskrift 26: 37-56.

Aas, B. 1989. Det nord-europeiske bjørkebeltet. – Univ. Oslo, Geografisk inst. Upubl. rapp. 155 s.

Aas, B. & Faarlund, T. 1988. Postglasiale skoggrensener i sentrale sørnorske fjelltrakter. – Norsk geografisk tidsskrift 42: 25-61.

Aas, B. & Faarlund, T. 2000. Forest limits and the subalpine birch belt in North Europe with a focus on Norway. – AmS-Varia 37: 103-147.

Aas, B. & Faarlund, T. 2001. The Holocene history of the Nordic mountain birch belt. – I: Wielgolaski, F.E. (red.). Nordic mountain birch ecosystems. Pathenon Publ., New York, pp: 5-22.

Aas, O. & Gaarder, G. 1993. Pelskjuke, *Inonotus hispidus* i Noreg. – Blyttia 3-4: 171-173.

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|------------------|---------|----------|---------------------|--------|------|-----|-----|------|-------|--------|--------|--------|-------|----------|----|----------|-------------|----------|
| NP | Sør-Trøndelag | 35i | MB-NB | Femundsmarka | 390300 | 5000 | 0 | 0 | 5000 | 2000 | 136600 | 11700 | 16000 | 35100 | 680-1450 | S | 09.07.71 | Statskog-91 | 16.10.00 |
| NP | Troms | 36d,44b | NB | Reisa | 803000 | 5000 | 0 | 0 | 5000 | 28000 | 7000 | 220000 | 35 000 | 48200 | 150-830 | S | 28.11.86 | Statskog-91 | 16.10.00 |
| NP | Troms | 36c | NB | Øvre Dividal | 742800 | 4000 | 0 | 0 | 4000 | 5000 | 5000 | 66800 | 30000 | 29700 | 220-1700 | S | 09.07.71 | Statskog-91 | 16.10.00 |
| NP | Troms | 44a | NB | Ånderdalen | 69000 | 4700 | 0 | 0 | 4700 | 11100 | 6200 | 14500 | 4000 | 3450 | 50-850 | S | 06.02.70 | Statskog-91 | 16.10.00 |
| Andre verneområder med skog | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| RN | Akershus | 19c | BN | Nesoytjern | 495 | 258 | 222 | 36 | 0 | 3 | 260 | 4 | 3 | 182 | 14-50 | P | 10.03.78 | ØK-91 | 16.10.00 |
| FF | Akershus | 21a | BN | Bergsjø-Hølandselva | 438 | 30 | 30 | 0 | 0 | 5 | 30 | 5 | 0 | 0 | | P | 02.10.92 | ØK-92 | 16.10.00 |
| FF | Akershus | 21a | SB | Beengen | 431 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 30 | 0 | 0 | 120 | P | 02.10.92 | ØK-92 | 16.10.00 |
| MG/B | Oslo | 19c | BN | Malmøya | 249 | 50 | 0 | 0 | 50 | 50 | 100 | 50 | 0 | 0 | 0-10 | P | 02.11.79 | ØK-91 | 16.10.00 |
| RN | Buskerud | 18 | BN | Mølen | 188 | 0 | 0 | 0 | 0 | 188 | 0 | 188 | 0 | 0 | | P | 09.12.77 | ØK-91 | 16.10.00 |
| RN | Hordaland | 37c | SB/MB/NB | Geitaknottane | 14040 | 3289 | 115 | 707 | 2467 | 500 | 6000 | 2000 | 134 | 305 | | P | 19.12.97 | Takst-96 | 16.10.00 |
| RN | Nordland | 34b | NB | Storila | 22000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2000 | 0 | 10000 | 0 | 0 | | PS | 08.09.89 | ØK-91 | 16.10.00 |
| FF | Oppland | 33b | SB | Lågendeltaet | 775 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 68 | 0 | 0 | 125 | P | 12.10.90 | ØK-91 | 16.10.00 |
| FF | Oppland | 33c | MB | Helgetjønn | 431 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 34 | 79 | 185 | 867 | | P | 12.10.90 | ØK-91 | 16.10.00 |
| FF | Oppland | 33b | MB | Lomendeltaet | 947 | 13 | 0 | 0 | 13 | 0 | 13 | 9 | 0 | 847 | 368 | P | 12.10.90 | ØK-91 | 16.10.00 |
| FF | Oppland | 33c | SB | Trettenstryka | 920 | 27 | 0 | 0 | 27 | 0 | 27 | 6 | 0 | 893 | 180 | P | 12.10.90 | ØK-91 | 16.10.00 |
| RN | Rogaland | | | Tverrådalen | 2500 | 600 | 21 | 300 | 279 | 942 | 850 | 1559 | 91 | 0 | | P | 13.12.96 | Takst-96 | 16.10.00 |
| RG | Sogn og Fjordane | 35d | MB-NB | Nigardsbreen | 28000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 300 | 0 | 1800 | 500 | 480 | 247-800 | P | 12.07.85 | ØK-91 | 16.10.00 |
| RN | Vestfold | 18 | BN | Dirhue | 210 | 10 | 0 | 0 | 10 | 0 | 30 | 30 | 0 | 0 | 0-21 | P | 21.06.68 | ØK-91 | 16.10.00 |
| RN | Finmark | 44b | NB | Vassbotndalen | 1500 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1000 | 0 | 1100 | 200 | 100 | 0-? | S | 25.10.91 | M711 | 16.10.00 |

Vedlegg 2

Forslag til nye verneområder for Øst-Norge som er inkludert i analysen av verneområdenes fordeling (kilde: DN, feb. 2002). Områder som er foreslått omgjort fra annen status og som alt er inkludert i vedlegg 1, er ikke tatt med her. Verneverdi er angitt med *** nasjonalt verneverdig, ** regionalt verneverdig. Vegetasjonssoner (jf Moen 1998) er angitt med NE nemoral, BN boreonemoral, SB sørboreal, MB mellomboreal, NB nordboreal. Her betyr (utv.NR) utvidelse av eksisterende naturreservat, (fra LVO) omgjøring fra landskapsvernområde. Arealer er i dekar.

| område | fylke | kommune | verneverdi | veg.sone | h.o.h. | total areal | areal prod. barskog |
|-------------------------|------------|-----------------------|------------|----------|---------|-------------|---------------------|
| Åsermarka | Østfold | Askim/Trøgstad | *** | BN | 100-185 | 385 | 385 |
| Sletner (Mona vest) | Østfold | Eidsberg | *** | BN | 75-125 | 541 | 516 |
| Hiesten | Østfold | Rakkestad | **(*) | BN | 185-250 | 817 | 752 |
| Røddåsen (fra LVO) | Østfold | Moss | *** | BN | 0-70 | 318 | 0 |
| Søndre Håøya | Akershus | Frogn | *** | BN | 0-229 | 3760 | 800 |
| Oust | Akershus | Bærum | ** | BN | 0-50 | 1186 | 1151 |
| Kongsrudtjern | Akershus | Skedsmo/Fet | *** | BN | 147-248 | 1250 | 1067 |
| Østmarka (utv.NR) | Akershus | Rælingen/Lørenskog | *** | BN-SB | 230-344 | 3148 | 2500 |
| Hagahogget (utv.NR) | Akershus | Asker | **(*) | BN-SB | 164-402 | 250 | 250 |
| Stimannsberget | Hedmark | Sør-Odal | **(*) | SB | 260-320 | 390 | 390 |
| Jukulen (Knøsen) | Hedmark | Åmot | *** | MB | 400-740 | 675 | 660 |
| Rotlia (utv. NR) | Hedmark | Stange | *** | BN-SB | 125-220 | 195 | 195 |
| Kløvstadhøgda (utv.NR) | Hedmark | Ringsaker | *** | SB | 200-430 | 430 | 375 |
| Skotjernfjell | Oppland | Lunner/Nannestad | *** | MB | 515-650 | 2006 | 1746 |
| Gullenhaugen | Oppland | Gran | *** | MB | 575-760 | 6065 | 4518 |
| Begna | Oppland | Sør/Nord-Aurdal | *** | SB | 305-505 | 3895 | 2813 |
| Liadalen (utv.NR) | Oppland | Nord-Fron | *** | MB | 300-465 | 314 | 229 |
| Strykenåsen | Buskerud | Nedre Eiker | *** | BN | 80-350 | 2341 | 2305 |
| Haraldsfjell | Buskerud | Hurum | *** | BN | 0-175 | 975 | 905 |
| Solfjellåsene | Buskerud | Hurum | *** | BN | 0-74 | 278 | 235 |
| Gullerudtjern | Buskerud | Ringerike | *** | BN | 185-237 | 254 | 220 |
| Heimseteråsen | Buskerud | Sigdal | *** | MB | 405-680 | 2440 | 1879 |
| Ramfoss | Buskerud | Modum | *** | BN | 110-190 | 500 | 400 |
| Branden | Buskerud | Hol | *** | MB-NB | 675-975 | 893 | 627 |
| Stavnselva | Buskerud | Flå | *** | MB | 260-765 | 1107 | 1016 |
| Vestre Bolærne | Vestfold | Nøtterøy | *** | BN | 0-50 | 311 | 285 |
| Jordstøyp | Vestfold | Larvik | *** | BN | 100-319 | 820 | 413 |
| Seterkollen-Vemansås | Vestfold | Larvik | *** | BN | 22-197 | 1255 | 258 |
| Middagskollen | Vestfold | Larvik | *** | BN | 22-298 | 564 | 138 |
| Korpen | Vestfold | Larvik | *** | BN | 100-381 | 1672 | 533 |
| Langesundtangen | Telemark | Bamble | *** | BN | 0-50 | 138 | 42 |
| Rønnohdalen | Telemark | Drangedal | *** | BN | 222-688 | 2524 | 495 |
| Grønnåsliene | Telemark | Kragerø | *** | BN | 0-178 | 348 | 66 |
| Mørkvassjuvet | Telemark | Nome | *** | BN | 100-633 | 4478 | 2822 |
| Murefjell | Telemark | Nome | *** | BN | 130-299 | 1690 | 1180 |
| Dikeelva | Aust-Agder | Birkenes | ** | BN | 70-263 | 2290 | 1847 |
| Gullspettvann | Aust-Agder | Tvedestrand/Risør | ** | BN | 65-130 | 665 | 443 |
| Haugsjåknipen (Ribbsen) | Aust-Agder | Froland/Tvedestrand | *** | BN | 120-270 | 880 | 445 |
| Jomåsknutene | Aust-Agder | Froland | *** | BN | 275-422 | 1160 | 584 |
| Skråstad-Havåsen | Vest-Agder | Kristiansand/Vennesla | *** | NE | 23-267 | 9700 | 3500 |
| Einarvannet | Vest-Agder | Flekkefjord | **(*) | BN-SB | 258-425 | 3400 | 2193 |
| Grønehaugen (utv.NR) | Vest-Agder | Lyngdal | *** | NE | 60-205 | 41 | 25 |

Vedlegg 3

Oversikt over verneområder på DNs liste (vedlegg 1) som det ikke har vært mulig å koble til Kartverkets database over verneområder.

| navn | fylke | totalareal (daa) | h.o.h. | vernedato | oppdaterings- dato |
|---|-----------------|---------------------|---------|------------|-----------------------|
| Verneplan for barskog | | | | | |
| Granholvatnet | Sør-Trøndelag | 144 | 135-275 | 2001-08-31 | 2002-01-18 |
| Henfallet | Sør-Trøndelag | 331 | 395-525 | 2001-08-31 | 2002-01-27 |
| Hildremsvatnet | Sør-Trøndelag | 22 463 | 60-494 | 2001-08-31 | 2002-01-22 |
| Kariholet | Sør-Trøndelag | 535 | 50-245 | 2001-08-31 | 2002-01-20 |
| Kvasshylla | Sør-Trøndelag | 1 018 | 70-451 | 2001-08-31 | 2002-01-26 |
| Lauglolia | Sør-Trøndelag | 53 | 75-125 | 2001-08-31 | 2002-01-25 |
| Rundfjeldalselva | Sør-Trøndelag | 715 | 135-324 | 2001-08-31 | 2002-01-17 |
| Skjerva | Sør-Trøndelag | 618 | 55-304 | 2001-08-31 | 2002-01-19 |
| Skumfosselva | Sør-Trøndelag | 2 210 | 10-90 | 2001-08-31 | 2002-01-24 |
| Sæterelva | Sør-Trøndelag | 250 | 75-300 | 2001-08-31 | 2002-01-16 |
| Finnvollvatnet | Nord-Trøndelag | 6 700 | 179-454 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Flenga | Nord-Trøndelag | 395 | 10-30 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Gartlandselva | Nord-Trøndelag | 1 300 | 80-260 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Himmelriket | Nord-Trøndelag | 2 900 | 5-461 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Langdalen | Nord-Trøndelag | 366 | 70-182 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Littstøelva | Nord-Trøndelag | 900 | 50-290 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Røyklibotnet | Nord-Trøndelag | 20 000 | 0-343 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Sanddøladalen | Nord-Trøndelag | 6 600 | 180-650 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Simle | Nord-Trøndelag | 14 600 | 75-515 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Solem | Nord-Trøndelag | 440 | 85-130 | 2002-08-31 | 2002-01-16 |
| Grønildalen | Nordland | 505 | 15-200 | 2001-08-31 | 2002-01-16 |
| Lian | Nordland | 4 863 | 100-543 | 2001-08-31 | 2002-01-16 |
| Sjøforsen | Nordland | 1 152 | 1-125 | 2001-08-31 | 2002-01-16 |
| Storhaugen | Nordland | 211 | 3-58 | 2001-08-31 | 2002-01-16 |
| Balteskardvatnet | Troms | 1265 | 70-229 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Dyngeneset | Troms | 3198 | 0-820 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Faueldalen | Troms | 3329 | 20-800 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Forøya | Troms | 589 | 0-35 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Lullefjellet | Troms | 5652 | 60-474 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Røykeneselva | Troms | 6133 | 4-640 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Skatvikfjellet | Troms | 4400 | 0-465 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Store Tømmervika | Troms | 1244 | 0-190 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Isberglia | Finnmark | 1177 | 50-252 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Latharimoen | Finnmark | 167 | 0-10 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Skoganvarre | Finnmark | 9290 | 69-417 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Store-Sametti/Skjelvatnet | Finnmark | 73379 | 95-246 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Tverrelvdalen | Finnmark | 2377 | 60-240 | 2000-12-21 | 2002-01-15 |
| Administrativt vernet av Statskog | | | | | |
| Håøya | Akershus | 1700 | 0-230 | 1969-06-23 | 2000-09-03 |
| Asprusta | Hedmark | 68 | 500 | | 2000-09-03 |
| Gråbeinmoa | Hedmark | 500 | 500-600 | | 2000-09-03 |
| Orrholmane | Hedmark | 25 | 175 | 1973-08-01 | 2000-09-03 |
| Tappa | Hedmark | 160 | 600-700 | | 2000-09-03 |
| Trollskogen | Hedmark | 400 | 400-500 | | 2000-09-03 |
| Tollevschaugen | Oppland | 870 | 700 | 1976-04-05 | 2000-09-03 |
| Borre prestegårdsskog | Vestfold | 81 | 80-90 | 1974-06-17 | 2000-09-03 |
| Rognlihøgda | Nord-Trøndelag | 15 | 260 | 1969-06-17 | 2000-09-03 |
| Grøftrem | Nordland | 45 | 250-300 | 1969-06-17 | 2000-09-03 |
| Holmvassdalen | Nordland | 275 | 210-270 | 1969-06-17 | 2000-09-03 |
| Steigen prestegårdsskog | Nordland | 40 | | 1941-06-12 | 2000-10-02 |
| Øvre Divifoss | Troms | 160 | 300 | 1979-05-08 | 2000-09-03 |
| Jotka | Finnmark | 35 | 100-150 | 1970-02-18 | 2000-09-03 |
| Verneplan for barlind og kristtorn | | | | | |
| Bjørklund | Rogaland | 78 | 120-200 | 2000-10-13 | 2000-11-16 |
| Kåda | Rogaland | 18 | 95-120 | 2000-10-13 | 2000-11-16 |
| Lindborgvatnet | Rogaland | 150 | 314-400 | 2000-10-13 | 2000-11-16 |
| Nesheim | Rogaland | 43 | 0-25 | 2000-10-13 | 2000-11-16 |
| Nesvåg | Rogaland | 17 | 15-40 | 2000-10-13 | 2000-11-16 |
| Barlindflaten | Hordaland | 467 | 100-350 | 2000-10-13 | 2000-11-16 |
| Amdam | Møre og Romsdal | 56 | 0-30 | 2000-10-13 | 2000-10-05 |
| Barlindneset | Møre og Romsdal | 1309 | 0-600 | 2000-10-13 | 2000-10-05 |
| Skinstadreset | Møre og Romsdal | 347 | 55-186 | 2000-10-13 | 2000-10-05 |
| Straumsdalen | Møre og Romsdal | 147 | 80-350 | 2000-10-13 | 2000-10-05 |
| Verneplan for edelauskog | | | | | |
| Fjugstad | Vestfold | 257 | 0-50 | 1980-06-13 | 2000-10-15 |
| Frebergvik | Vestfold | 44 | 20-75 | 1980-06-13 | 2000-10-15 |
| Moldfall | Rogaland | 15 | 0-40 | 1984-12-21 | 2000-10-15 |
| Sekken | Sør-Trøndelag | 85 | 340-420 | 1987-02-06 | 2000-10-15 |
| Verneplan for våtmarker | | | | | |
| Sørumneset | Akershus | 1148 | 105 | 1992-10-02 | 2000-10-16 |
| Hovstjern | Oppland | 52 | 200 | 1990-10-12 | 2000-10-16 |
| Borrevatnet | Vestfold | 2160 | 9-20 | 1981-10-02 | 2000-10-16 |
| Buvika/Rødkjær | Vestfold | 1850 | 0-10 | 1981-10-02 | 2000-10-16 |
| Andre verneområder med skog | | | | | |
| Malmøya | Oslo | 249 | 0-10 | 1979-11-02 | 2000-10-16 |

