

Bevaring av genetiske ressurser hos norske skogstrær



Aktuelt fra skogforskningen

- ✓ **Aktuelt fra skogforskningen** inneholder fagartikler som kan ha vært publisert tidligere som foredrag eller vitenskapelig artikler. Det kan også være et litteraturstudium eller annet popularisert fagstoff.
- ✓ Målgruppen er norske eller nordiske brukere.
- ✓ All tekst skrives på norsk.

Aktuelt fra skogforskningen utgis av Norsk institutt for skogforskning (SKOGFORSK), i et samarbeid med Institutt for skogfag, NLH.

Tilrettelegging av manus for trykking, ajourhold av abonnenter, innkreving av abonnementsavgift, distribusjon av heftene og lagerhold skjer på SKOGFORSK.

Bestilling av abonnement og enkelt-eksemplar av seriene skjer til SKOGFORSK.

Et redaksjonsråd lager retningslinjer for og følger opp seriene.

Redaktør for serien er:
Ass.dir. Bjørn R. Langerud,
SKOGFORSK

En forfatterinstruks er tatt inn på siste omslagsside.

Layout og sats: Karin Westereng

ISBN 82-7169-968-7
ISSN 0803-284X

Norsk institutt for skogforskning
(SKOGFORSK)
Høgskoleveien 12,
1432 Ås

Tlf.: 64 94 90 00
Fax: 64 94 29 80
e-post: nisk@nisk.no
skogforsk@skogforsk.no
Internett: <http://www.nisk.no>
<http://www.skogforsk.no>

Bevaring av genetiske ressurser hos norske skogstrær

Tor Myking og Tore Skrøppa



Sammendrag

TOR MYKING OG TORE SKRØPPA 2001: Bevaring av genetiske ressurser hos norske skogstrær. Aktuelt fra skogforskningen 2/01:1-44.

Denne rapporten har tre hovedsiktemål: Vurdere tilstanden for de genetiske ressursene for trettitre naturlig forekommende treslag, vurdere i hvilken utstrekning vern av skog oppfyller behovet for genressursbevaring, og fremme ytterligere forslag til bevaring av genetisk variasjon.

Genetisk variasjon i adaptive egenskaper er en forutsetning for naturlig seleksjon som igjen er nødvendig for tilpasning til fremtidige endringer i miljøet. Da kunnskap om genetisk variasjon er mangelfull for de fleste treslag, er rapporten basert på viktige livshistorietrekk (f. eks. utbredelse, pollen- og frøspredningsevne) som er vist å påvirke grad og fordeling av genetisk variasjon. Tilstanden for de genetiske ressursene er vurdert som enten *vital*, *usikker*, *utsatt* eller *truert*. Det antas avtagende genetisk variasjon og/eller økt differensiering fra *vital* mot *truert*.

Tolv av artene ble vurdert som *vital*. Denne gruppen omfatter gran, furu, einer og de vanlige og oftest vidt utbredte løvtreslagene. Fem arter (bøk, sommereik, vintereik, ask, spisslønn) er vurdert som *usikker* på grunn av begrenset og fragmentert forekomst og antatt begrenset spredning av pollen/frø som hemmer utvekslingen av gener. Femten arter (ti asalarter, barlind, kristtorn, lind, villeple, søtkirsebær) er vurdert som *utsatt* på grunn marginal utbredelse, stort innslag av insektpollinerende arter (alle eksklusive barlind og kristtorn), begrenset kjønnet formering (lind) og et visst innslag av endemisme (flere asalarter). På grunn av den epidemiske almesjuken på Østlandet er alm som det eneste treslaget vurdert som *truert* på populasjonsnivå. I de fleste tilfeller har ikke menneskelig påvirkning noen betydning for klassifiseringen av artene.

Som et utgangspunkt mener vi at treslag vurdert som ikke-*vitale* bør ha et nettverk av verneområder som dekker utbredelsen. I forhold til å oppfylle dette målet er deknningen av verneområder minst tilfredsstillende på Vestlandet. Dette skyldes i stor grad at verneplanen for edelløvskog ikke er gjennomført i deler av landsdelen (Sogn og Fjordane & Møre og Romsdal). En del edelløvtreslag har også dårlig dekning i nordlige deler av Østlandet. På den annen side forekommer en del treslag så spredt at tradisjonelt områdevern har begrenset verdi for genressursbevaringen.

Områdevernets begrensninger i genressursbevaringen gjør differensiert skogbehandling viktig, spesielt nær de klimatiske nordgrensene. Beiteskader på foryngelse og ungskog er problematisk for furu og de fleste løvtrearter og kan gjøre det nødvendig å redusere hjortedyrbestandene i visse områder. Andre tiltak kan være å gjennomføre skjøtseltiltak i verneområdene, etablere bevaringsbestand for utvalgte arter, samt overvåke foryngelse og formering. Vi anbefaler at databasen over verneområder som er etablert ved Skogforsk vedlikeholdes. Kunnskapsbasert forvaltning fordrer at forskningsaktiviteten trappes opp, og behovet for dette er spesielt påtrengende for barlind og løvtrærnes vedkommende. Som et ledd i dette foreslår vi et nærmere samarbeid mellom de norske institusjonene som arbeider med genetiske ressurser hos skogstrær.

Abstract

The aim of the present report is to evaluate the state of the genetic resources in thirty three native forest tree species, evaluate the amount and coverage of present *in situ* conservation, and to forward additional conservation needs.

Variation in quantitative traits is a prerequisite for selection and adaptation to future heterogeneity, but distribution of genetic variability between and within populations is poorly known in most forest tree species. Owing to this deficiency, certain life history traits (e.g. geographic range, pollen- and seed dispersal capability) which significantly affect gene flow and thus the level and distribution of genetic variability, were used to evaluate the genetic resources. The species' genetic resources were classified as *vital*, *uncertain*, *exposed* or *endangered*, assuming a corresponding decrease in genetic variation and/or increasing among-population variation.

Twelve widely distributed species with generally effective dispersal of pollen and seeds were considered *vital* (e.g. *Betula* spp., *Alnus incana*, *Pinus sylvestris*, *Picea abies*) and have as such no particular conservation requirements. Five species were considered *uncertain* (*Quercus* spp, *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides*, *Fagus sylvatica*) because of limited ranges, scattered occurrences and possibly less effective dispersal of seeds and/ or pollen than the former group. Fifteen species were considered *exposed* (10 *Sorbus* spp., *Malus sylvestris*, *Prunus avium*, *Tilia cordata*, *Taxus baccata*, *Ilex aquifolium*) owing to marginal occurrences, a great proportion of insect-pollination (all except for *Taxus baccata* and *Ilex aquifolium*), limited sexual reproduction (*Tilia cordata*), and some endemism (some *Sorbus* spp.). Only *Ulmus glabra* was classified as *endangered* because of the Dutch Elm disease that may reduce the genetic variability at the population level. In most species human influence has minor impact on the above classification.

In non-*vital* species it is recommended to have a grid of reserves covering the ranges of the species. According to this aim the present *in situ* conservation is clearly inadequate in west Norway, mainly due to the fact that the protection plan for noble hardwoods remain to be implemented in two counties (Sogn og Fjordane & Møre og Romsdal). On the other hand, *in situ* conservation has limited value for conserving genetic resources of forest trees with scattered occurrence (e.g. noble hardwoods).

The limitations of *in situ* conservation in preserving genetic resources makes differentiated forest management important, particularly towards the climatic forest limits. Browsing is recognised as a main problem for regeneration of *Pinus sylvestris* and many deciduous species, and reduced stocks of cervids, particularly moose, is recommended in certain areas. Additional efforts would be to manage forest reserves as gene reserves, establish *ex situ* conservation units and to monitor regeneration in selected forest trees. We further recommend updating and maintenance of the national database of conservation units. Scientificly based management requires increased research, and the needs are most obvious in deciduous species, *Ilex aquifolium* and *Taxus baccata*. Associated with this a closer co-operation between Norwegian institutions with related research activities is encouraged.

Innhold

1. Bakgrunn, formål, bevaringsmetoder og lovverk.....	5
1.1. Innledning.....	5
1.2. Genetisk variasjon.....	5
1.3. Faktorer som har betydning for genetisk variasjon.....	6
1.4. Påvirkning på genetisk variasjon i dag	7
1.5. Bevaringsmetoder.....	8
1.6. Aktuelt lovverk	10
1.7. Nordisk og internasjonalt samarbeid.....	11
2. Status for de enkelte treslag og evaluering av verneområdenes funksjon for bevaring av genetiske ressurser.....	12
2.1. Bakgrunn og presiseringer.....	12
2.2. Materiale og metoder.....	12
2.3. De enkelte treslag.....	15
2.3.1 Barlind	15
2.3.2 Furu	18
2.3.3 Gran	19
2.3.4 Einer	21
2.3.5 Selje	22
2.3.6 Osp	22
2.3.7 Hengebjørk	23
2.3.8 Dunbjørk	23
2.3.9 Gråor.....	24
2.3.10 Svartor.....	24
2.3.12.1 Hassel.....	25
2.3.12 Bøk.....	25
2.3.13 Sommereik og vintereik.....	26
2.3.14 Alm.....	27
2.3.15 Rogn.....	28
2.3.16 Hegg.....	28
2.3.17 Søtkirsebær/morell.....	29
2.3.18 Spisslønn.....	29
2.3.19 Lind.....	30
2.3.20 Kristtorn.....	31
2.3.21 Ask.....	32
2.3.22 Andre norske treslag.....	33
2.3.23 Innførte treslag.....	34
2.4. Diskusjon.....	34
2.4.1 Mangelfullt vern – områder og arter.....	34
2.4.2 Arter som er utsatt for beiteskader.....	35
2.4.3 Arter som foredles	35
2.4.4 Oppsummering	35
3. Forslag til nasjonal plan med anbefalinger av bevaringstiltak.....	36
3.1. Organisering og samarbeid.....	36
3.1.1 Aktører i genressursbevaringen.....	36
3.1.2 Nasjonal og internasjonal organisering.....	36
3.2. Tiltak og prioriteringer.....	36
3.2.1 Forslag til konkrete bevaringstiltak.....	36
3.2.2 Forskningsbehov.....	38
Etterord.....	39
Litteratur.....	39

1. Bakgrunn, formål, bevaringsmetoder og lovverk

1.1. Innledning

Den totale variasjonen i den levende naturen, det biologiske mangfoldet, deles ofte opp i tre nivåer: økologisk mangfold, artsmangfold og genetisk mangfold. Det siste nivået uttrykker den totale genetiske variasjonen som finnes innen en art. Forskjellige mønstre i variasjonen i ulike deler av treslagets utbredelsesområde kan komme av at det har skjedd en genetisk tilpasning til rådende økologiske forhold på voksestedet, men kan også være et resultat av dynamiske samspill mellom flere andre faktorer over generasjoner. Den genetiske variasjonen innen og mellom bestand i forskjellige økologiske soner utgjør derfor treslagets totale genetiske ressurser

På kort sikt har genetisk variasjon betydning for overlevelse og tilpasningsevne innenfor det enkelte bestands livstid. På lang sikt øker den mulighetene for å danne nye genetiske typer for tilpasning til framtidens miljø, for eksempel ved klimaendringer eller når sykdommer inntreffer, og er derfor grunnlaget for evolusjonær utvikling.

Formålet med å bevare genetiske ressurser er å skape gode betingelser for framtidig evolusjon og utnyttelse ved å sikre verdifulle gener og genetiske variasjonsmønstre. På den måten er grunnlaget for bevaring både biologisk, økonomisk og etisk motivert. Dagens bruk og påvirkning ved oppdeling av skogarealer, forurensing og klimatiske endringer har skapt endra vekstvilkår for skogressursene. Slike faktorer kan påvirke den genetiske variasjonen og føre til at verdifulle gener går tapt. Dette kan redusere treslagenes tilpasningsevne og våre muligheter for framtidig utnyttelse og har derfor både økologisk og økonomisk betydning. For framtidig foredling er det av stor betydning å bevare genetisk variasjon som kan gi muligheter for å gjøre utvalg for egenskaper som kanskje ikke er påaktet i dag. Den etiske begrunnelsen for bevaring av genetiske ressurser er den samme som gjelder for å bevare naturmiljøet generelt og er akseptert gjennom internasjonale konvensjoner. Spesielt for Norge er at mange treslag her i landet vokser på sin absolutte nordgrense. Marginale populasjoner kan inneholde genetiske variasjonsmønstre som ikke finnes andre steder i artens utbredelsesområde. Dersom slike populasjoner er truet, er det spesielt viktig å bevare deres genetiske variasjon.

Bevaring av genetiske ressurser inngår som et av leddene i konvensjonen om bevaring og bæredyktig bruk av biodiversitet fra FN-konferanse om miljø og utvikling i Rio i 1992, som Norge har ratifisert. Konvensjonen forplikter Norge til bl.a. å bevare sin biologiske diversitet og å utvikle nasjonale strategier for slik bevaring. Ved den Pan-europeiske ministerkonferansen i 1990 om bevaring av skogene i Europa sluttet Norge seg til resolusjon 2 om bevaring av

skogstrærnes genetiske ressurser. Et av prinsippene i denne resolusjonen er at det utarbeides en nasjonal strategi for slik genressursbevaring (Ministry of Agriculture and Forestry 1993).

1.2. Genetisk variasjon

Skogstrærne er av de organismer som viser størst genetisk variasjon. Denne variasjonen kommer til uttrykk både mellom bestand som kommer fra forskjellige områder (provenienser) og mellom individer innen hvert bestand. Eksempler på slike genetiske forskjeller er variasjonen i frostherdighet tidlig på høsten mellom granplanter fra naturlige bestand som kommer fra forskjellige breddegrader og høydelag i Norge. Planter fra nordlige og høytliggende bestand er betydelig mer frostherdige enn de fra sørlige strøk, og det er en klar sammenheng mellom proveniensens frostherdighet og breddegrad og høydelag på stedet frøet er samlet (Dæhlen et al. 1995).

Innen hvert bestand vil det allikevel være store forskjeller i frostherdighet mellom avkom fra forskjellige mortrær. I forsøk er det vist at variasjonsbredden i frostherdighet om høsten mellom avkom fra 10 grantrær fra samme bestand kan være like stor som mellom provenienser med høydeforskjell på 400 m eller med tre breddegraders avstand (Skrøppa 1991, Johnsen & Østreng 1994). Det vil derfor være betydelig genetisk variasjon innen bestand for de egenskapene som varierer mellom provenienser.

Under våre forhold er det lettest å påvise variasjonen mellom provenienser i årlig vekstrytme; tidspunkter for vekststart, vekstavslutning og utvikling av frostherdighet om høsten (Skrøppa 1982). Vekstrytmen har betydning for både tilvekst og mange kvalitetsegenskaper. Tilsvarende variasjon er vist for resistens eller toleranse mot sykdom og insekter.

Genetisk variasjon er en funksjon både av frekvenser og effekter av enkelte alleler. Alleler (genvarianter) som er til stede i midlere frekvenser og i et stort antall populasjoner, betyr mest for variasjonen og for den naturlige seleksjonen. Alleler i svært lave eller høye frekvenser (<0.01 eller >0.99) har mindre betydning (Danell 1992). Likevel kan de med lave frekvenser bli betydningsfulle for langsiktig foredling, for eksempel for resistens mot sykdommer, og for evolusjonen, og bør derfor også tas hensyn til i genressursforvaltningen. Dette gjøres ved å bevare populasjoner som har en viss størrelse og ved å ta vare på individer som har spesielle egenskaper.

Kunnskaper om genetisk variasjon trengs for å gi en fullgod karakteristikk av et treslags genetiske ressurser. Slik informasjon kan brukes til å kartlegge eventuelle behov for bevaringstiltak og vil kunne gjøre bevaringen av genressursene mer effektiv. For treslag som plantes og skjøttes med tanke på skogproduksjon, vil det være verdifullt med genetisk informasjon om herdighet, tilvekst og kvalitetsegenskaper. Slike kunnskaper vil være helt nødvendige dersom treslaget skal foredles for

å produsere foryngelsematerialer med spesifikke egenskaper. I Norge har vi gode kunnskaper om genetisk variasjon bare for gran. I tillegg er det for noen andre arter gjort mer ufullstendige genetiske studier. For treslag som er dårlig karakterisert genetisk, kan vi trekke slutninger fra andre arter med likheter i utbredelse, evolusjonær historie, formeringsmåte og status i skogøkosystemet. Det vil derfor være viktig å karakterisere den genetiske variasjonen godt for noen treslag, som kan fungere som modellarter.

Kvantitative karakterer

Frostherdighet og tilvekst viser en kontinuerlig variasjon og er eksempler på det vi kaller fenotypiske eller kvantitative karakterer som er målbare egenskaper ved trærne (Falconer & Mackay 1996). Adaptive egenskaper, som er direkte påvirket av miljøet ved naturlig seleksjon, er oftest av denne typen. Som ordet adaptiv antyder, er slike egenskaper (f. eks. vekst-rytme) avgjørende for tilpasning til miljøet, og slike egenskaper er ofte styrt av mange gener. For det enkelte tre i skogen er det ikke mulig å skille det genetiske fra det miljømessige uttrykket for en slik egenskap, og vi kan ikke identifisere genene som ligger bak. Den genetiske variasjonen i fenotypiske egenskaper må måles i forsøk med trær etter frø høstet i forskjellige provenienser og fra forskjellige mortrær. Variasjonen karakteriseres med middeltall og varianser og med størrelsen av variasjonen mellom avkom fra flere mortrær innen hvert bestand, sammenlignet med den som er mellom bestandsmidler. Dersom det finnes systematiske mønstre i variasjonen som samsvarer med geografisk, klimatisk eller økologisk variasjon, antas egenskapen oftest å være adaptiv.

Kvalitative karakterer

Genetisk variasjon kan også måles med kvalitative karakterer (genetiske markører). De gir en direkte beskrivelse av genetisk variasjon som ikke er påvirket av miljøet (Hatterer 1991). Inntil nå har isoenzymer vært de mest brukte markører. De viser genetisk variasjon med utgangspunkt i forskjellige elektriske ladninger og molekylstørrelser for proteiner. I den siste tiden er det blitt utviklet metoder for å karakterisere ulike typer av molekylære DNA-markører. De identifiserer og karakteriserer hvert enkelt gen og forventes å gi en betydelig bedre kartlegging av den genetiske variasjonen.

Markørene og deres variasjon beskrives med populasjonsgenetiske parametre. De beregnes utfra antall genetiske loci med variasjon og fra frekvenser for det enkelte allel. Viktige parametre er gjennomsnittlige antall alleler pr. gen og grad av heterozygoti (Hatterer 1991). Den siste gir andel loci med to forskjellige alleler i hvert genpar. Stor grad av heterozygoti i et bestand betyr at det potensielt kan dannes et stort antall nye genotyper ved hver kjønnet formering. Dette gir igjen et godt grunnlag for naturlig

seleksjon. Samtidig indikerer det liten grad av innavl i bestandet.

Variasjonen i markørene brukes som mål for genetisk variasjon innen bestand og til å sammenligne genetisk variasjon mellom bestand. Markørene vil bare unntaksvis vise sammenheng med adaptive egenskaper og antas derfor å være nøytrale, dvs. ikke påvirket av naturlig seleksjon. De gir da generell informasjon om grad av genetisk mangfold i bestandet og kan brukes til å karakterisere genetiske prosesser som har betydning for variasjonen, slik som pollenutveksling mellom bestand, grad av innavl og antall foreldre som bidrar med gener til neste generasjon.

1.3. Faktorer som har betydning for genetisk variasjon

En rekke faktorer har betydning for et treslags genetiske variasjon. De viktigste er: oppdeling i små populasjoner og overlevelse i refugier under siste istid, innvandringshistorien etter istida, naturlig seleksjon, formeringsmåte (vind- eller insektbestøvning, grad av selvbestøvning), genspredning med pollen og frø, populasjonsstørrelse, menneskelig påvirkning og fenotypisk plastisitet.

Innvandringen etter istida og de klimatiske endringer som har vært siden den tid, har i stor grad påvirket fordelingen av treslag i Norge. Bjørk, osp og furu innvandret tidlig etter at isen trakk seg tilbake og har hatt lang tid til å tilpasse seg forskjellige klimatiske forhold. I de varme og tørre periodene som kom, innvandret varmekjære arter slik som lind, ask, og eik, og senere bøk, og spredde seg over betydelig større områder enn de vokser på i dag. Disse treslagene og andre som vokser som spredte trær i blandingsbestand, f. eks. alm, spisslønn og kirsebær, hører i dag hovedsakelig hjemme på mer sørlige breddegrader og vokser i vårt land på den nordligste grense av sin utbredelse. Pollenundersøkelser peker på at vårt viktigste bartre, grana, kom til landet for ca 2500 år siden, etter en vandring gjennom Finland og Nord-Sverige fra et kjerneområde i nord-Russland og Sibir (Hafsten 1991). Store deler av dagens naturlige granområder er betydelig yngre. Spredningen oppover dalene på Østlandet mot Hardangervidda og Jotunheimen var ikke ferdig før i perioden 1000-1500 e. Kr. Granskogen rundt Trondheim etablerte seg først for 700-800 år siden. På Vestlandet har grana ennå ikke rukket å etablere seg naturlig over større områder. De små forekomstene som finnes er sannsynligvis kommet med hjelp av mennesker (Hafsten 1991). Funn av makrofossiler på svensk side av grenseområdene viser at grana etablerte seg der for rundt 8000 år siden (Kullman 1996). Dette innebærer at de tidligste etableringene i Norge kan være betydelig eldre enn tidligere antatt.

Innvandringshistorien har hatt stor betydning for den genetiske variasjonen til det enkelte treslag. Noen treslag overlevde istiden i små isolerte populasjoner

(refugier), og der disse var utgangspunktet for innvandringen, kan det ha vært lite genetisk variasjon i de første populasjonene. Treslagene kan derfor ha hatt ulikt genetisk grunnlag for senere naturlig tilpasning. Den store forskjellen i antall generasjoner har også hatt stor betydning for grad av lokal tilpasning.

Naturlig seleksjon og tilpasning til klimaet er den faktor som vi antar har hatt størst betydning for treslagenes evolusjon siden de etablerte seg etter istida. Sydlige populasjoner er genetisk tilpasset et varmere klima enn de som vokser i nord eller nær skoggrensa. Temperatur og daglengde er viktige faktorer som regulerer denne tilpasningen. Den vises ved en systematisk variasjon mellom provenienser i tidspunkter for avherding og vekststart om våren, og for vekstavslutning og utvikling av frostherdighet om høsten. Nyere forskning i Norge har i tillegg vist at den systematiske variasjonen i vekstrytme som vi finner mellom granprovenienser fra ulike breddegrader eller høydelag, også kan være påvirket av temperatur og daglengde under blomstring og frøproduksjon (Johnsen & Skrøppa 1996, Skrøppa & Johnsen 2000).

Formeringen kan være vegetativ eller kjønnnet. Det har betydning for den genetiske variasjonen om den siste foregår med vind- eller insektbestøvning, og også om det er stor grad av selvbestøvning eller selvsterilitet. Ved kjønnnet formering dannes det et stort antall nye genotyper som blir gjenstand for naturlig seleksjon, mens vegetativ formering ikke bidrar med nye genotyper. Treslag med vindbestøvning vil vanligvis spre pollen over store områder, mens pollen som spres med insekter har en mer begrenset rekkevidde. Studier har vist at arter som har vindbestøvning generelt har større genetisk variasjon innen populasjoner enn de som har insektbestøvning (Hamrick et al. 1992). Selvbestøvning medfører ofte stor innavlsdepresjon som reduserer deres vitalitet og konkurransevne (Skrøppa 1996). Dersom miljømessige forhold fører til at kjønnnet formering ikke lenger fungerer, vil dette kunne redusere den genetiske variasjonen sterkt.

Genspredning mellom bestand foregår i hovedsak ved at pollen spres med vind eller insekter og ved spredning av frø. Dette motvirker effekten av naturlig seleksjon og skaper mindre genetisk differensiering mellom bestand. Genspredningen bidrar også til å opprettholde stor genetisk variasjon innen bestand (Eriksson 1996). Størrelse og morfologi på pollen og frø varierer betydelig for forskjellige treslag. Dette gjør at utveksling av gener gjennom pollen og frø har ulik betydning for genetisk variasjon i forskjellige arter. En oppdeling av større sammenhengende områder der det tidligere har vært stor genspredning, vil kunne endre den genetiske variasjonen.

Populasjonsstørrelsen er definert ved antall foreldre som krysser seg og danner grunnlag for hver ny generasjon. Dersom det er stor genspredning gjennom pollen, vil populasjonsstørrelsen normalt være meget stor for treslag som vokser i bestand. Når et bestand består av få individer eller bare et fåtall produserer pollen eller hunnblomster, vil tilfeldige utslag i

formeringen lett føre til at alleler går tapt og variasjonen blir redusert. Dette vil også øke risikoen for innavl ved at flere individer blir sléktninger, og graden av heterozygoti minker. Med minst 1000 individer i et bestand vil den effektive populasjonsstørrelsen (antall ubeslektede individer som bidrar i formeringen) være så stor at det vil være en sannsynlighet på minst 0,99 for at gener med frekvens større enn 0,01 ikke går tapt av tilfeldige årsaker (Namkoong 1984). Populasjonsstørrelsen er en viktig faktor for å bestemme størrelsen på arealer, og dermed antall trær, som bør inngå i et område for genressursbevaring.

Menneskelige aktiviteter har i stor grad påvirket treslagenes genetiske variasjon (Ledig 1992). Slik påvirkning startet allerede for mer enn 4000 år siden når skog ble brent for å benyttes til jordbruk og beite, og senere når skogen ble hogd til bruk i utvinning av jern i innlandet og av salt ved kysten. En øket handel med tømmer ble senere årsak til at barskogen ble hugget ut over større områder. Samtidig var det et betydelig husdyrbeite, noe som var til hinder for naturlig etablering av nye bestand. I den senere tid er ny gran-skog blitt etablert både gjennom naturlig foryngelse og ved planting, etter at det tidligere var en periode med sterk tro på at naturlig foryngelse ville være den beste foryngelsesmetoden. Plantene er fra frø som enten kommer fra lokale bestand, som kan være forflyttet i større eller mindre grad eller som er produsert i frøplantasjer. På 1950- og 1960-tallet ble det over større områder på Østlandet etablert granbestand med planter av mellom-europeisk opprinnelse, noe som kan få betydning for den genetiske variasjonen i gran-skogen. Furuskogen etableres stort sett ved naturlig foryngelse, ofte ved at utvalgte frøtrær settes igjen. Dette utvalget har genetiske implikasjoner. I de siste årene har oppdeling av sammenhengende skogområder, forurensing og endringer i klimaet påvirket trærnes genetiske variasjon.

Fenotypisk plastisitet referer seg til det enkelte individs fysiologiske evne til å tilpasse seg variasjoner i vekstvilkårene (Eriksson 1991). Graden av slik plastisitet varierer mellom treslagene og sannsynligvis også mellom forskjellige individer innen hvert treslag. Gran er et treslag som har stor plastisitet og som kan vokse og formere seg under variable økologiske forhold. Stor plastisitet vil motvirke effekter av naturlig seleksjon og bidrar til å opprettholde stor genetisk variasjon innen bestand.

1.4. Påvirkning på genetisk variasjon i dag

Genetisk variasjon kan tapes både på arts- og populasjonsnivå. I Norge er det lite trolig at enkelttreslag totalt vil være truet av utryddelse slik at all genetisk variasjon går tapt, som det fins flere eksempler på for tropiske arter. Tilbakegangen kan allikevel gå så langt at populasjoner på sikt kan bli borte over større områder fordi de naturlige prosessene som opprettholder genetisk variasjon slutter å fungere. Ved tap av

populasjoner eller sterk reduksjon av størrelsen på populasjoner innen visse økologiske områder kan verdifull genetisk variasjon gå tapt.

Etablering av skog med planter som ikke er tilpasset de økologiske forhold på planteplassen, vil kunne gi ustabile bestand som lettere får skader og redusert tilvekst. I vårt land er det spesielt tilpasning til klima som er viktig. Skog som er etablert med for svake provenienser, kan få klimatiske skader og redusert virkeskvalitet og vil være spesielt utsatt for sykdommer og angrep av insekter (Skrøppa & Dietrichson 1986). Dersom de sprer gener med pollen eller frø til nærliggende bestand av bedre tilpassede populasjoner, kan dette lede til dårligere tilpasnings- evne for neste generasjon som formeres ved naturlig foryngelse eller for planter etter frø som samles i bestandet. I Norge er det tidligere gjort betydelige flyttinger av proveniens med flere treslag, spesielt gjelder dette gran. En annen faktor som kan få betydning for etableringen av ny skog er at klimaforholdene kan bli endret etter avvirking, spesielt på store flater. Dette kan medføre at den lokale proveniens ikke lenger er godt tilpasset og andre materialer bør brukes for å få en vellykket foryngelse.

Fragmentering av bestand reduserer populasjonsstørrelsen og øker avstanden mellom individer av samme art (Young et al. 1996). Dersom populasjonsstørrelsen blir for liten, kan dette føre til redusert genetisk variasjon og innavl. Fragmentering inntrer ofte etter endret arealbruk, ved at sammenhengende skogområder blir delt opp til industrifelt, boligområder eller veier. Dette kan spesielt få negativ effekt på treslag som vokser i små bestand eller grupper.

Klimatiske endringer eller forurensning kan få størst negativ virkning på populasjoner som har svak tilpasningsevne eller som har liten genetisk variasjon. En plutselig og ensidig seleksjon kan i slike populasjoner redusere variasjonen sterkt. Disse faktorene kan også virke negativt på formeringsevnen gjennom redusert eller fullstendig fravær av blomstring.

Beiting gir redusert populasjonsstørrelse, spesielt ved at unge planter blir borte. I dag er det beiting av hjortedyr på foryngelse av lauvtreslag som spesielt er utsatt. Over store områder blir den naturlige foryngelsen av lauvtrær beitet.

Sykdommer og skader av insekter kan medføre at enkelte treslag dør ut over større områder og at genetisk variasjon dermed går tapt. Et eksempel på dette er almesjuken som er en trussel mot treslaget på Østlandet (Solheim 1991).

1.5. Bevaringsmetoder

Skogstrærnes genetiske ressurser forvaltes både gjennom bruk av treslagene og ved spesielle bevaringstiltak. Slike kan være: verna bestand med eller uten skjøtsel på det opprinnelige eller naturlige voksested (*in situ*) eller utenfor populasjonens voksested (*ex situ*), langsiktige forsøk, foredlingspopulasjoner, klonarkiv og frøplantasjer, bevaring av frø, pollen og *in vitro* kulturer (Koski et al. 1997). Tabell 1 gir en oversikt over aktuelle metoder i genressursforvaltningen.

Bevaring av genetiske ressurser gjennom bruk vil sjelden være tilstrekkelig for økonomisk viktige treslag. For slike arter vil det optimale være å kombinere flere metoder for genressursbevaring, for eksempel:

Tabell 1. Forvaltning av skogstrærnes genetiske ressurser

Forvaltning gjennom	Hvordan ?	Hvor ?
Virkesproduksjon	Bestand under skjøtsel	<ul style="list-style-type: none"> • Naturlig forynga bestand • Planta bestand • Verna bestand
Utvikling, bruk og bevaring av kjent variasjon	Forskning	<ul style="list-style-type: none"> • Langsiktige forsøk
	Foredling	<ul style="list-style-type: none"> • Avlspopulasjoner, klonarkiv, frøplantasjer
Bevaring	Bestand med foredla materiale	<ul style="list-style-type: none"> • Planta bestand
	<i>In situ</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Verna områder uten skjøtsel • Bevaringsbestand med skjøtsel
	<i>Ex situ</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Planta bevaringsbestand • Klonbanker • Frø, pollen, <i>in vitro</i> kulturer

bevaringsbestand, foredlingspopulasjoner, langsiktige forsøk og frølagring. En kombinasjon av flere metoder vil også være det beste så lenge gode kunnskaper om genetisk variasjon og de faktorer som påvirker den, bare finnes i begrenset grad.

Behovene for bevaringstiltak for treslag som har mindre økonomisk betydning, vil være sterkt artsavhengig. Både utbredelsen her i landet, hvordan den genetiske variasjonen er fordelt og faktorene som påvirker variasjonen har stor betydning for valg av bevaringsmetode. For noen treslag vil bevaring i freda områder alene kunne være tilstrekkelig for å bevare treslagets genetiske ressurser på lang sikt. Men dette stiller krav til antall individer som deltar i formeringen og at arten ikke blir utkonkurrert i det verna området.

Bevaring gjennom bruk

For treslag som skjøttes og utnyttes i virkesproduksjon i skogbruket vil en best mulig bevaring av deres genetiske ressurser gjennom skogkultur og skjøtsel ha stor betydning. Dette kan gjøres ved at naturlig foryngelse benyttes der dette er en optimal metode og ved at det stilles krav til plantenes genetisk variasjon og tilpasningsegenskaper når skogen fornyes ved planting. Slike metoder vil allikevel ikke ta vare på hele bredden i den genetiske variasjonen. For å oppnå høy produksjon og god kvalitet tar skjøtselen sikte på å fjerne mindreverdige individer, og et flertall av produktive genotyper blir bevart. Tilsvarende utvalg av ønskede genotyper gjøres også i foredling. I noen områder er det etablert bestand med planter fra provenienser som er flyttet lange avstander. Trær fra disse kan delta i bestøvning og frøproduksjon, slik at det ikke er den lokale genetiske variasjonen som blir representert i den naturlige foryngelsen eller i frø fra bestandene. Generelt vil bevaring av trærnes genetiske ressurser gjennom bruk alene ikke være forenlig med en skjøtsel som tar sikte på en optimal produksjon av kvalitetsvirke. For norske forhold gjelder dette i hovedsak gran.

Vernskog er produksjonsskog som har restriksjoner på skjøtsel og avvirkning på grunn av beliggenhet eller beskaffenhet. Den omfatter områder som beskytter andre skog- eller jordbruksarealer, og sårbar skog som ligger høyt mot fjellet, mot havet eller langt mot nord. Så sant det finnes tilstrekkelig naturlig foryngelse eller planting skjer med planter fra lokale frøkilder, vil genressurser i slike områder bli bevart gjennom bruk.

Bevaring i verna områder

Et stort antall større eller mindre skogområder er bevart gjennom forskjellige former for vern. Områdenes viktigste oppgave er å bevare landskap, økosystemer og habitater med truet flora og fauna, samtidig som de gir viktige bidrag til bevaring av skogstrærnes genetiske ressurser. Slike verna områder oppfyller allikevel ikke alle behov for *in situ* genressursbevaring. For gran ligger verna områder ofte i ekstreme økologiske soner og er ikke representative for vanlig produksjonsskog.

Det enkelte treslags genetiske ressurser vil ikke være tilstrekkelig sikret i slike områder fordi en kontinuerlig naturlig foryngelse ikke er garantert. På lang sikt kan slike områder gjennomgå naturlige suksesjoner der enkelte treslag blir borte. En langsiktig genressursbevaring av alle treslag som er til stede ved det opprinnelige vernet av området, er derfor ikke sikret. Det vil oftest ikke være mulig å hente frø eller andre former for reproduksjonsmaterialer til utnyttelse fra freda områder. Størrelsen av arealet og antall trær som kan delta i reproduksjonen av hvert treslag, vil også ha betydning for hvor godt genetiske ressurser blir bevart i verna områder.

Bevaringsbestand

Bevaring av genetiske ressurser kan med fordel gjøres i bestand som settes av til dette formålet. Slike bestand må få utvikle seg etter skiftende vekstvilkår, samtidig som de skjøttes for å opprettholde en bredest mulig genetisk variasjon. Dette gjøres ved at det foretas avvirkning og tynning etter spesielle kriterier. Det må spesielt legges vekt på å sikre stabilitet i bestanden og lage gode muligheter for foryngelse. Planting kan utføres, men da med planter etter frø fra helst det samme eller et annet lokalt bestand. Det må lages en plan for skjøtsel av bestanden som har som mål å sikre utviklingen over flere generasjoner. Den genetiske sammensetningen i et slikt bestand vil kunne endre seg fra en generasjon til en annen, men da som en følge av en naturlig tilpasning til endra miljøforhold. Størrelsen på bestanden kan variere betydelig og vil avhenge av lokale forhold. Dersom det i nærheten er etablert bestand med provenienser av fremmed opprinnelse, vil større areal være ønskelig slik at en buffersonne kan etableres rundt et kjerneområde. Arealer på flere hektar for de viktigste treslagene gran og furu vil da være ønskelig. Et stort antall trær vil sikre at også gener som finnes med lav frekvens blir bevart.

Den største forskjellen mellom verna områder og bevaringsbestand er at kommersiell tømmerproduksjon, skjøtsel og kunstig foryngelse tillates i sistnevnte. En annen forskjell er at bevaringsbestand kan utnyttes som frøbestand. De vil også være gode referansematerialer for forskning og kan bidra med materialer til plante-foredlingen. Bevaringsbestand vil i de fleste tilfeller være naturlige bestand som bevares *in situ*. Unntaksvis kan det også være aktuelt å bevare genetiske ressurser i bestand etablert med provenienser som ikke er lokale (*ex situ* bevaringsbestand). Dette vil spesielt være tilfelle når formålet er å bevare populasjoner som står i fare for å dø ut. Bevaringsbestand kan etableres ved en frivillig overenskomst mellom skogeier og forvaltningsmyndighet med ansvar for genressursbevaringen.

Foredlingsmaterialer

I planteforedlingen bevares materialer med kjente egenskaper i klonarkiv, frøplantasjer og avkomforsøk. Klonarkiv og frøplantasjer basert på kloner er eksempler på såkalt statisk genressursbevaring, der spesifikke genotyper bevares uten at det skjer noen evolusjonær utvikling. De gir store muligheter for å generere formeringsmaterialer med kjente egenskaper. I langsiktige avkomforsøk plantet på flere lokaliteter og i frøplantasjer basert på frøplanter bevares genetisk variasjon under påvirkning av både naturlig seleksjon og utvalg i foredlingen. Slike forsøk bevarer kjent variasjon for gitte foredlingsmål, samtidig som det foregår en tilpasning til lokale miljøforhold.

Multiple foredlingspopulasjoner, som er plantet på mange lokaliteter der det skjer både naturlig seleksjon og utvalg for spesifikke foredlingsmål, er den beste metode for planmessig å bevare variasjon innen og mellom populasjoner, som samtidig kan utnyttes i foredling. Et eksempel på dette vil være et nettverk av frøplanteplantasjer og avkomforsøk for gran i forskjellige soner. De vil gi genetisk forbedra foryngelsesmaterialer som samtidig opprettholder tilstrekkelig genetisk variasjon.

Bevaring av frø, pollen og in vitro kulturer

En frøbank som inneholder tilstrekkelige mengder frø fra treslag og provenienser som skal brukes ved planting, er viktig for forvaltningen av genetiske ressurser gjennom bruk. En slik frøbank for den praktiske frøforsyningen i skogbruket oppfyller allikevel ikke kravene til langsiktig genressursbevaring. Dette kan gjøres ved at frø, pollen eller plantedeler bevares over lang tid i genbanker. Forskjellige teknikker kan brukes til slik lagring, avhengig av materialtype. Dette vil være *ex situ* bevaring som opprettholder opprinnelig genetisk variasjon. Den evolusjonære siden av genbevaringen blir ikke ivaretatt med slike metoder.

Langsiktige forsøk

I forskningen er det etablert langsiktige forsøk med provenienser, familier og kloner. Slike forsøk vil bevare karakterisert genetisk variasjon og kan brukes til å generere plantematerialer med kjente genetiske egenskaper. De kan også benyttes til å gjenskape variasjon som er gått tapt. Materialer fra internasjonale proveniensforsøk er i noen tilfeller blitt brukt til å gjenskape populasjoner som er gått tapt på det opprinnelige voksestedet.

Arboreter og andre klonsamlinger

Plantematerialer som finnes i slike samlinger er sjelden samlet inn planmessig og vil derfor oftest ha en tilfeldig variasjon som ikke er karakterisert. De vil derfor bidra lite til en systematisk bevaring av genetiske ressurser.

1.6. Aktuelt lovverk

Det forvaltningsmessige grunnlaget for bevaring av skogstrærnes genetiske ressurser finnes dels i miljøvern- og dels i skoglovgivningen. Nedenfor gis en kort gjennomgang av verneformer for skog og deres betydning for bevaring av trærnes genetiske ressurser og av forskriften som regulerer omsetning og bruk av formeringsmaterialer.

Områdevern etter naturvernloven

Den viktigste verneformen for skog er *naturreservater*. Med få unntak er alle områder i verneplan for barskog og edelløvskog vernet som naturreservat. Dette er den strengeste verneformen etter naturvernloven, og som hovedregel er alt dyre- og planteliv totalfredet. Likevel tillates normalt tradisjonell bruk som beiting, fiske og jakt der det ikke er i konflikt med verneformålet. Skjøtsel som fremmer verneformålet kan tillates. For at et område skal vernes som naturreservat kreves det at området er urørt eller tilnærmet urørt (DN 1995). Ved sitt omfang og sin systematiske fordeling på landsdeler og vegetasjonsregioner er denne vernekategorien ryggraden i *in situ*-bevaring av genetiske ressurser for skogstrær.

Det forekommer også en hel del skog i *nasjonalparkene*. Et av kravene til slike områder er at de må være urørte eller i det vesentlige urørte, og generelt er naturmiljøet vernet mot alle tekniske inngrep og forurensning. Selv om de fleste nasjonalparker er knyttet til fjellområder, inngår det til sammen 12 000 km² skog som er fordelt på ca 1/5 barskog og resten fjellbjørkeskog (DN 1995). Store deler av disse skogarealene er høytliggende og uproduktive, og områdene er sjelden valgt med utgangspunkt i skoglige kvaliteter. Likevel representerer de et viktig supplement til vernet av skog for øvrig og er således viktige for bevaring av genressurser for trær i høyereliggende områder.

Landskapsvernområder har den svakeste form for vern etter naturvernloven, og slike områder er vernet bare mot inngrep som i vesentlig grad kan endre landskapets art eller karakter. Ut fra verneformålet kan det likevel legges restriksjoner på hogst, og landskapsvernområder er viktig for skogvernet, blant annet fordi det meste av vernetede bøkeforekomster er vernet i landskapsvernområder (DN 1995). Det inngår også en del barlind i slike områder. Nær halvparten av arealet vernet som landskapsvernområde ligger i randsonen av store nasjonalparker og fanger derfor opp mye skog i fjellnære områder. Selv om det ikke foreligger noen oversikt over det totale arealet av skog som inngår i landskapsvernområder, har verneformen en viss betydning for trærnes genressurser.

Områdevern etter annet lovverk

Kommunene kan sikre verdifulle naturområder i medhold av *plan- og bygningsloven* (pbl) (DN 1995). De faglige og vitenskapelige kravene til slike områder er ikke så strenge som ved vern etter naturvernloven, og dette kan gjøre pbl til et fleksibelt verktøy i vernearbeidet. Direktoratet for naturforvaltning har ikke fullstendig oversikt over hvor mye som er vernet etter denne loven, langt mindre hvor mye skog som inngår. For landet som helhet er arealet meget begrenset, og vernet areal etter pbl har derfor ikke noen praktisk betydning for bevaring av genressurser for trær. Langt viktigere er denne loven ved at den gir de overordnede rammer for arealforvaltningen og på den måten gir beskyttelse mot omdisponering til andre formål enn til skogbruk.

Skogbruksloven gir ikke hjemmel for vern, men den inneholder bestemmelser som gir muligheter til å gripe inn for å hindre skader på naturmiljøet. Det kan blant annet vedtas forbud mot avvirkning, og skogreisning og treslagsskifte kan nektes. Viktigst for bevaring av genressurser er trolig *vernaskogen*. Den utgjør et areal på 15 – 20 % av skogarealet.

Administrativt vern

På kommunal eller statlig grunn forekommer en del områder som er vernet *administrativt*. Dette gjelder både skog og fjellområder, og flere av skogområdene ble omgjort til naturreservater i forbindelse med verneplan for barskog (DN 1995). Administrative verneområder på statens grunn omfatter 41 områder på til sammen 81,2 km². Disse områdene er derfor viktige som genressursreservater.

Forskrift om skogfrø og skogplanter

Denne forskriften (Landbruksdepartementet 1996) regulerer omsetning og bruk av skoglig formeringsmateriale. Den skal sikre at det ved foryngelse av skog brukes frø og planter av god kvalitet og at det genetiske mangfoldet i skogen ivaretas. Ved omsetning skal opplysninger gis om materialenes proveniens og opprinnelse. Det skal i størst mulig utstrekning brukes materiale av lokal opprinnelse. Forskriften gir generelle regler for flytting av materialer, som skal skje slik at tilpasningen til lokale forhold i størst mulig grad opprettholdes. For vegetativt formerte materialer gis det minimumskrav for genetisk sammensetning av plantepartier. Forskriften krever at opplysninger om formeringsmaterialenes identitet skal oppbevares og at materialene skal kunne identifiseres i skogen.

1.7. Nordisk og internasjonalt samarbeid

På europeisk nivå skjer samarbeidet gjennom European Forest Genetic Resources Program (EUFORGEN), som ble startet høsten 1994 med bakgrunn i Resolution S2 fra Ministerkonferansen i Strasbourg (1990) og senere vedtak i den neste konferansen i Helsinki (1993). Formålet var å sikre en effektiv bevaring av skogstrærnes genetiske ressurser i Europa og ko-

ordinere dette arbeidet mellom landene. De enkelte nasjonale aktiviteter skal finansieres og utføres av hvert land. Programmet har sekretariat ved International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI) i Roma og er i nært samarbeid med skogbruksavdelingen i FAO. Ved utløpet av første femårsperiode i 1999 deltar 30 land i EUFORGEN-samarbeidet. Det er hittil etablert samarbeidsgrupper (nettverk) for 5 arter eller grupper av arter. Disse skal skaffe fram informasjon om treslagenes utbredelse, deres genetiske variasjon, forvaltningen av treslagene, identifisere felles problemer og behov, organisere databaser med felles informasjon, lage kompatible identifikasjonssystemer og gi forslag til metoder og teknikker i genressursbevaringen. Hvert land utnevner en nasjonal koordinator som er medlem av EUFORGENs Steering Committee. Denne har det overordnede ansvaret for programmet.

Nettverk er etablert for:

- Bartrær, tidligere bare for gran (*Picea abies*)
- Korkeik (*Quercus suber*)
- Poppel (*Populus nigra*)
- Edle løvtrær (Noble hardwoods) (*Ulmus*, *Acer*, *Fraxinus*, *Rosaceae*,...)
- Eik og bøk (Social broadleaves) (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*).

Hvert nettverk har hatt 2-5 møter i perioden 1995-1999. Til møtene er det blitt utarbeidet rapporter om genressursforvaltningen i de enkelte medlemsland. Gjennom gruppens arbeid er nye aktiviteter blitt startet i flere land, og samarbeidet har ført til flere internasjonale prosjekter med støtte fra EU. Arbeidet i EUFORGEN har uten tvil ført til større oppmerksomhet omkring trærnes genetiske ressurser og deres bevaring. EUFORGEN har også påvirket arbeidet med trærnes genressurser i andre verdensdeler.

For Norge vil praktisk samarbeid i genressursbevaringen i Norden være mest aktuelt med Sverige og Finland siden de tre landene har felles kontinuerlig utbredelse av de fleste treslag. Det er også aktuelt med samarbeid med Danmark som benytter norske formeringsmaterialer av eik og furu. En nordisk koordinering burde kunne gi bedre ressursutnyttelse ved at hvert land kan klare seg med et mindre antall bevaringsenheter. Tilgang til hvert lands databaser med oversikt over alle bevaringsområder vil være viktig. I genetisk forskning foregår det nordiske samarbeidet i Samarbeidsgruppen for forvaltning av trærnes genetiske ressurser i SNS (Samnordisk skogforskning). Det nordiske samarbeidet som er etablert i Nordisk genbank for jord- og hagebruksvekster (NGB) og Nordisk genbank for husdyr (NGH) kan med fordel utvides til også å gjelde skogstrær. Dette vil spesielt være viktig for å opprettholde en felles nordisk faglig kompetanse og utdanning.

2. Status for de enkelte treslag og evaluering av verneområdenes funksjon for bevaring av genetiske ressurser

2.1. Bakgrunn og presiseringer

Den genetiske variasjonen har to komponenter, det totale utvalg av gener representert ved artenes p opulasjoner, og variasjonen i unike genfrekvenser. Sistnevnte varierer ofte systematisk langs dominerende milj ogradienter som f olge av langvarig naturlig utvalg. Begge komponenter er viktige og bevaringsverdige, og begrepet genetiske ressurser henspiller på begge deler. Et unikt trekk ved den norske treflora er at de fleste naturlige forekommende arter har sin absolutte nordgrense i Norge (Hult en 1971, Hult en & Fries 1986). Blant asal-artene (*Sorbus* spp.) finnes dertil en rekke endemismer (Salvesen 1993a, Lid & Lid 1994, Bolstad & Salvesen 1999). Den nordlige tilb yligheten reflekteres trolig i treslagenes genetiske materiale, og det inneb erer et spesielt ansvar og fordrer omtanke ved bruk og forvaltning. Uavhengig av hvor veltilpasset og vanlig en art er, vil det alltid være viktig   ta vare på de klimatiske randpopulasjonene.

På verdensbasis er ca 9000 (10 %) treslag truet av utryddelse (Williams 1998, Newton et al. 1999). Selv om de fleste av disse er tropiske treslag, er det flere arter i Europa som også viser sterk tilbakegang. I Nord-Europa er alm (*Ulmus glabra*) et velkjent eksempel på dette (Solheim 1991, Hansen & Sømme 1994). I Middelhavsområdet er flere eikearter i tilbakegang, blant annet korkeik, *Quercus suber*, som har stor kommersiell betydning (Brasier et al. 1993, Varela & Eriksson 1995, Brasier 1996). Den klassiske syppressarten *Cupressus sempervirens* er også truet (Panconesi et al. 1994) og deler skjebne med svartpoppel (*Populus nigra*) (Frison et al. 1995). Også granas (*Picea abies*) tilbakegang i Sentraleuropa antas   t re på artens genetiske ressurser (Koski et al. 1997). Den negative utviklingen for flere treslag i Europa var opphavet til etableringen av det europeiske programmet for bevaring av tr ers genetiske ressurser (EUFORGEN) i 1995 som Norge senere ble tilknyttet.

I 1990 sluttet Norge seg til resolusjon 2 i den Pan-europeiske ministerkonferansen om bevaring av skogene i Europa, og forpliktet seg på den måten til   utarbeide en nasjonal strategi for genressursbevaring. Foreliggende rapport er en oppfølging av denne forpliktelsen. I fravær av relevant genetisk kunnskap om en rekke av våre treslag har foreliggende utredning støttet seg på innvandringshistoriske, økologiske og biologiske forhold som påvirker den genetisk variasjonen. Ved siden av en ren tilstandsvurdering er det vurdert i hvilken utstrekning nettet av verneområder for skog oppfyller behovet for genressursbevaring. Rapportens anbefalinger tar utgangspunkt i bevaring av genetiske ressurser i et langsiktig perspektiv for   sikre

tilpasning også etter klimatiske endringer og ytterligere menneskelig påvirkning.

2.2. Materiale og metoder

Evaluering av tilstand for genetiske ressurser

Denne evalueringen er basert på en totalvurdering av tilstanden for det enkelte treslags genetisk variasjon. Tilstanden er vurdert sk nsmessig som enten *vital*, *usikker*, *utsatt* eller *truet*. For de fleste arter er ikke fordeling av genetisk variasjon kjent, spesielt ikke fra norske eller nordiske studier, og evalueringen har støttet seg på ulike egenskaper og økologiske forhold som påvirker den genetiske variasjonen. Dette omfatter følgende:

- utbredelse – størrelse, spredt/kontinuerlig (Hamrick et al. 1992). Utbredelse er den faktoren som alene har størst betydning for genetisk variasjon
- fragmentering (Boshier et al. 1995, Young et al. 1996, Didham 1997)
- formering – seksuell og/eller vegetativ (Hamrick et al. 1992)
- frøspredningsevne (frøvekt, fr spredningsvektor – vind/vann/fugler) (Hamrick et al. 1992, Boshier et al. 1995, Samuel et al. 1995)
- pollenspredningsevne (pollineringsvektor – vind/insekter) (Fægri & van der Pijl 1971, Hamrick et al. 1992, Bacilieri et al. 1994, Samuel et al. 1995)
- bruk av ikke-stedegent materiale (Skrøppa & Dietrichson 1986, Skrøppa 1994)
- endemisme (noen asal-arter) (Hamrick et al. 1992)

Effekten av noen av disse livshistorietrekkene på den genetiske variasjonen er beskrevet av Eriksson (1992) (Tabell 2).

Tabell 2. Ulike egenskaper som antas   påvirke den genetiske strukturen hos en art. Jo flere egenskaper som er plassert langt til høyre under karakteristikk, desto høyere forventes den genetiske variasjonen   være for en populasjon.

Egenskaper	Karakteristikk
Utbredelse	begrenset – vid usammenhengende-sammenhengende
Pollineringsm�te	insekt - vind
Frøspredning	begrenset - vid
Formering	vegetativ - klimaks
Plass i økosystemet	pioner - klimaks

På bakgrunn av sammensetningen av livshistorietrekkene er tilstanden for artenes genetiske ressurser på populasjonsnivå vurdert som (Tabell 3):

Tabell 3. Sammenheng av viktige økologiske karakteristika som har dannet grunnlag for evalueringen av tilstanden av genetiske ressurser. Med unntak av sterkt kultiverte arter som furu og spesielt gran anses det ikke nødvendig med spesielle bevaringstiltak for arter som er vurdert som vital.

	utbredelse			forekomst		pollineringsvektor	frøspredningsvektor	frøsprednings-evne	nordgrense i Norge	tilstand for genressurser		
	stor	middels	liten	spredt	bestand					vital	usikker	utsatt
fur	x				x	vind	vind	meget god	x	x		
gran	x				x	vind	vind	meget god		x		
einer	x			x		vind	fugl	meget god	x	x		
selje	x			x		insekt	vind	meget god	x	x		
osp	x			x	(x)	vind	vind	meget god	x	x		
hengebjørk	x			(x)	x	vind	vind	meget god		x		
dunbjørk	x			(x)	x	vind	vind	meget god		x		
gråor	x		x	(x)	x	vind	vann vind	meget god		x		
svartor			x	(x)	x	vind	vann vind	meget god		x		
hassel				x	(x)	vind	pattedyr	begrenset	x	x		
rogn	x			x		insekt	fugl	god		x		
hegg	x			x		insekt	fugl	god	x	x		
bøk				(x)	x	vind	fugl	begrenset	x		x	
sommereik			x	x	(x)	vind	pattedyr fugl	begrenset	x	x		
vintereik			x	x	(x)	vind	pattedyr fugl	begrenset	x	x		
spisslønn			x	x		insekt	vind	god		x		
ask			x	x	(x)	vind	vind	god	x	x		
barlind			x	x		vind	vind	god			x	
kristtorn			x	x		vind	fugl	god	x	x		
villeple			x	x		insekt	pattedyr fugl	begrenset	x	x		
fagerrogn ¹				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
rognasal			x	x		insekt	fugl	god	x	x		
svensk asal				x	x	insekt	fugl	god		x		
sørlandsasal ¹				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
grenmarasal ¹				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
småasal ¹				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
nordlandsasal ¹				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
smalasal ¹				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
norsk asal ¹				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
bergasal			x	x		insekt	fugl	god	x	x		
søtkirsebær				x	x	insekt	fugl	god	x	x		
lind			x	x	(x)	insekt	vind	god	x	x		
alm		x		x	(x)	vind	vind	god	x	x		x

¹ Arter som er endemiske for Norge (Lid & Lid 1994)

1. *Vital*

for arter med vid og kontinuerlig utbredelse, og arter med midlere utbredelse dersom dette er kombinert med effektiv spredning av pollen (vindspredning) og frø.

2. *Usikker*

for arter med liten og gjennomgående spredt utbredelse, hvorav noen med begrenset pollen-spredningsevne (insektpollinering) og overveiende begrenset frøspredningsevne (tunge frø). Dette er situasjonen for flere av de kravfulle løvtrærne. Informasjon om genetisk variasjon hos arter i denne gruppen er meget mangelfull.

3. *Utsatt*

for arter med marginal og spredt utbredelse med begrenset pollen- og/eller frøspredningsevne. Informasjon om genetisk variasjon er nesten fraværende for arter i denne gruppen.

4. *Truet*

for arter der populasjoner er i tilbakegang slik den genetiske variasjonen kan være i ferd med å reduseres.

Det antas avtagende genetisk variasjon og/eller økt differensiering fra *vital* mot *truet*.

Inndelingen i gruppene over gjelder utelukkende norske populasjoner av artene. I andre deler av utbredelsen vil inndelingen være annerledes.

Som det fremgår over er vurdering av tilstanden for de genetiske ressursene foretatt uavhengig av verneomfanget for den enkelte art. Med unntak av gran og i noen grad furu anses det ikke nødvendig med spesielle bevaringstiltak for arter som er vurdert som *vital*. Viktige kilder for treslagenes utbredelse og generell biologi har vært Børset (1985), Lid & Lid (1994) og spesielt Frivold (1994). Informasjon om innvandring er i det vesentlige hentet fra Gjærevoll (1992), i mindre grad fra Nilssen & Vorren (1990). Frøvekter og alder for frøsetting er hentet fra Fystro (1962). De vanligste treslagene, i alt 22 arter, er gitt en relativt grundig vurdering, mens gruppen av asal-arter og en del *Salix*-arter er vurdert mer summarisk. Erfaringer med og egnethet av våre viktigste innførte treslag er beskrevet kort. En sammenfatning av anbefalinger og bevaringstiltak er gitt i Del III av denne rapporten.

Evaluering av verneområdenes funksjon som genressursreservater

a. Innsamling av data

Det er viktig å presisere at verneområdene for skog kun blir vurdert i forhold til bevaring av genressurser, som er en mye snevrere funksjon enn verneområdenes rolle for bevaring av biologisk mangfold i skogøkosystemet generelt.

Vurderingen har blitt gjort ved å sammenholde nettet av verneområder (naturreservater (reservater for barskog, edelløvskog og barlind/kristtorn), nasjonalparker, landskapsvernområder, administrativt vernete områder) med den aktuelle arts utbredelse i Norge (Hultén & Fries 1986, Hultén 1971).

Kilder for utvalg av arter og vegetasjonstyper i verneområdene omfatter Direktoratet for naturforvaltningens vernekatalog (DN 1995), lokalitetsbeskrivelsene i landsdelsutkastene til verneplan for barskog (DN 1991a, 1991b, 1992, 1996) og fylkesvise inventeringsrapporter (Korsmo & Svalastog 1993a, 1993b, 1994, 1995, Angell-Petersen 1994, Korsmo & Larsen 1994, Korsmo et al. 1994, Moe 1994a, 1994b, 1994c, Svalastog & Korsmo 1995, Svalastog 1996, Korsmo 1997). For områder som er vernet administrativt har Børsets inventering (Børset 1979) vært en nyttig kilde. Assosierte treslag i kalkfuruskooger er hentet fra Bjørndalen & Brandrud (1989a, 1989b, 1989c, samt Bjørndalen pers. medd.). Øvrige kilder er Kielland-Lund (1967) og ikke minst personlige meddelelser fra miljøvernavdelingene hos Fylkesmennene i en rekke fylker.

Blant kilder til treslagsutvalg i reservater for edelløvskog har fylkesvise utkast til verneplaner vært viktigst (se Fylkesmannen...1977 - 1996). Edelløvskogsreservater i Hordaland er beskrevet i egen tilstandsrapport (Moe 1995). Det er utarbeidet egne utkast til verneplan for kristtorn og barlind hvor assosierte arter også er beskrevet (Angell-Petersen 1991, 1992).

Korsmo (1987) har gitt viktig informasjon om omfanget av skog og skogtyper vernet i nasjonalparker, og tilleggstaler av artsinventar i nasjonalparkene er hentet fra Ryvarden (1989). Vegetasjonsregioner for verneområdene er for de fleste barskogreservater oppgitt i utkast til verneplan for hver landsdel. For andre typer verneområder er dette ikke tilfelle, og vegetasjonsregionen er bestemt ved hjelp av vegetasjonsregionkart (Dahl et al. 1986, Moen 1998).

b. Bearbeiding av data

For hvert verneområde er treslagene kategorisert enten som *hovedtreslag* eller som *assosiert* treslag. I verneområder der et treslag danner en sosiologisk enhet er denne arten regnet som hovedtreslag. Eksempler på dette er gran i blåbærgranskog eller gråor og hegg i gråor-heggeskog. Med mindre andre treslag er beskrevet som dominerende, betraktes de som assosierte. Dette kan gjerne være arter som i andre verneområder er hovedtreslag.

En del arter som ikke er bestandsdannende eller ikke danner egne sosiologiske enheter er utelukkende regnet som assosierte arter. Søtkirsebær, selje og spisslønn er eksempler på dette. For hvert treslag er det beregnet antall forekomster innen hvert fylke (Tabell 4). For hovedtreslag er det i tillegg beregnet hvor stort areal de anslagsvis dekker (Tabell 5). Mens oversikten over hovedtreslag i verneområdene er komplett mangler vi opplysninger om assosierte treslag i 35 av totalt 298 verneområder for barskog, i 9 av totalt 217 verneområder for edelløvsog og i 3 av totalt 42 verneområder for barlind/kristtorn. At oversikten ikke er fullstendig skyldes dels at enkelte arter er oversett eller ikke registrert, og dels er det ofte ikke skilt mellom nærstående arter som hengebjørk/dunbjørk og sommer-eik/vintereik. Vi rapporterer derfor på grunnlag av et minimum. På den annen side er det grunn til å tro at manglene er minst for spesielle og sjeldne arter (edelløvtrær, *Sorbus*-arter) som har størst interesse i forhold til konkrete vernetiltak.

Naturreservater, nasjonalparker, landskapsvernområder og administrativt vernete områder er de viktigste verneformene for skog (Del III). Landskapsvernområder med dominans av skog er blitt inkludert i foreliggende undersøkelse, selv om skogen i mange tilfeller har mindre vern enn i andre typer verneområder. Begrunnelsen for dette er blant annet at en art som bøk i liten grad inngår i andre typer verneområder.

2.3. De enkelte treslag

2.3.1 Barlind (*Taxus baccata*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Barlind bredte seg til Vest-Agder som første sted i Norge 3 500 – 4 000 år f. nåtid, i den subbboreale periode. Arten er vindpollinert, særbu og er utbredt i et belte langs kysten fra svenskegrensen til Molde som er artens absolutte nordgrense. På Østlandet finnes den spredt nord til Krødsherad og Mjøsa (Feiring), og på Vestlandet inn i fjordene til Suldal og Granvin. Den er ingen steder spesielt vanlig, men lokalt er det rike forekomster. Under varmetiden var utbredelsen langt større her i landet. Barlind er knyttet til områder med mildt og fuktig klima og forekommer både på kalkrik mark og fattigere jordsmonn. Formering skjer både seksuelt og vegetativt ved senkere. De røde bærkonglene spres med fugler. Det er ikke funnet kilder som antyder alder for frøsetting. Det vurderes å verne alle naturlige forekomster siden barlind er et relativt sjeldent og særpreget innslag i vår flora (Frivold 1994).

Det er vist at fransk materiale av barlind som ble introdusert i Sverige var mindre vinterherdig enn stedeget materiale (gjengitt av Langlet 1971), og dette antyder geografisk variasjon i adaptive egenskaper. I en polsk isoenzymstudie ble det funnet stor genetisk variasjon innen bestand og liten grad av innavl (Lewandowski et al. 1995). Tilsvarende resultater ble vist fra relikte tyske forekomster av barlind (Hertel &

Kohlstock 1996). Fremmedbefruktning, som er sikret ved at arten er særbu, kan være en viktig årsak til disse funnene.

II. Eksisterende tiltak

Verneplan for barlind og kristtorn omfatter 33 områder med barlind (Σ 7 911 da, middel ~ 240 da). Den er også assosiert i minimum 24 verneområder for edelløvsog og 18 verneområder for barskog (Tabell 4 & 5). Videre er 5 større og mindre forekomster av barlind fredet som naturminner i Hordaland og 1 i Sogn og Fjordane (Angell-Petersen 1992). I utkast til verneplan for barlind og kristtorn er det angitt omtrentlig hvor mange individer av artene som inngår i hvert verneområde (Angell-Petersen 1991, 1992). Fordelingen av verneområder er i bra samsvar med utbredelsen, men antallet er beskjedent tatt i betraktning artens spredte forekomst, og barlinden i Sogn og Fjordane står ennå uten formelt vern. I følge miljøvernavdelingen hos Fylkesmann i Sogn og Fjordane forutsettes arten sikret gjennom andre verneformer, men det gjenstår å se om dette skjer i et tilfredsstillende omfang.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Barlind har trolig liten evne til å tåle lave vinter-temperaturer (Frivold 1994). Dersom vintrene blir mildere vil dette isolert sett være til gunst for barlinden, men det kan også innebære økt hyppighet og omfang av frostskafer.

Skjøtsel/bruk

Barlindens nåler etterspørres i dag på grunn av innholdet av taxol som brukes i bekjempelsen av kreftsykdommer (Frivold 1994). Utover dette er barlind interessant som pyntegrønt (Børset 1985). Denne bruken gjør at barlind i dag er en relativt ettertraktet art.

Reproduksjonsevne

Klimaet kan begrense foryngelsen (Angell-Petersen 1992), og reproduksjonsevnen er derfor varierende.

Innførsel av fremmed materiale

Japanbarlind (*Taxus cuspidata*) plantes som prydbusk i Norge, og hybrider mellom denne og barlind får fertilt avkom. Nesten all barlind som omsettes i Norge er av utenlandsk opprinnelse, og disse faktorene sammen vil kunne påvirke genmateriale hos vår naturlig forekommende barlind (Frivold 1994).

Tabell 4. Antall registrerte verneområder (naturreseervater, nasjonalparker, landskapsvernområder og administrativt vernete områder) for hvert treslag fordelt på fylke. **D** – hovedtreslag/ dominerende treslag, og **A** – assosiert treslag. Bjørk og eik er i mange tilfeller ikke spesifisert med art i verneområdenes artsbeskrivelser, og tabellen viser derfor også det totale antall verneområder med bjørk og eik. Fargen angir i hvilke fylker en gitt art er naturlig utbredt. Mørk grå ~ vanlig, lys grå ~ uvanlig/ sjelden, hvit/åpen ~ ingen forekomst (jf Hultén 1971, Lid & Lid 1994). Forekomst i hvite/åpne felt indikerer enten at forekomster er vernet utenfor artens naturlige utbredelse (gran, bok) eller at feltet/feltene gjelder oppsummering av vern for flere arter (bjørk spp, eik spp.).

Fylke	barlind		furu		gran		einer	selje	osp	henge- bjørk	dun- bjørk	bjørk spp.	gråor		svartor		hassel		bok		Fylke
	D	A	D	A	D	A							D	A	D	A	D	A	D	A	
Øf	1	1	9	3	8	11	6	8	8	6	10	15	D	A	D	A	D	A	D	A	Øf
Ak	1	2	5	7	7	13	5	6	12	12	10	16	8	5	1	3	11				Ak
Os			3		2	1	2	1	1	2	2	2		1		2	1				Os
He			17	1	19	4	10	8	9	4	14	14	1	4		2		2			He
Op			12	6	26	9	10	11	10	8	21	31	2	12			1	4			Op
Bu	3	3	17	11	21	9	18	17	19	11	23	31	3	14		3		12			Bu
Vf	1	5		8	2	15	1	2	8	4	4	10	5	1	5	2	1	12	8	3	Vf
Te	3	8	16	13	16	17	11	17	25	17	18	29	5	13	5	7		21	1	2	Te
AA	3	6	11	6	4	12	9	7	19	5	8	17	1	3	3	9		15	1		AA
VA	4	6	4	8	1	3	12	5	16	6	8	21			5	15		23			VA
Ro	2		7	10			11	2	8	6	16	22	2	0	7	5		22		1	Ro
Ho	12	10	11	24	1	1	22	15	22	4	23	30	7	11	1	15	1	32	1		Ho
SF			6	2	1		2	2	3	3	6	6		2		1		3			SF
MR	3	1	11	5			2	2	6		10	10		4		4		11			MR
ST			5	8	5	6	6	3	5		20	21	5	9			5	7			ST
NT			9	6	24	5	10	6	6	2	16	18	10	10				6			NT
No			28	7	15	3	19	26	27	1	50	50	6	24			4	7			No
Tr			14				3	2	3		6	6		3							Tr
Fi			12			2	6	2	3		10	10	1	5							Fi
sum	33	42	197	125	152	111	165	142	210	91	275	359	59	123	33	73	12	199	12	9	sum

Fylke	sommer- eik		vinter- eik		eik spp.		alm		vill- eple	rogn	hegg		søt- kirsebær	spiss- lønn	lind		kristtorn		ask		Fylke
	D	A	D	A	D	A	D	A			D	A			D	A	D	A	D	A	
	Øf		4				7	4			3	1			8	1	8	3	9	3	
Ak		2				6	10	4		11	4	14	5	13	8	3			9	5	Ak
Os								2	1	2		1		2		1				2	Os
He							1			11		5		1	1				1		He
Op							3	3		13	2	12		1	3	1					Op
Bu		3		1		6	6	6	1	24	1	17	2	13	4	5			4	6	Bu
Vf		6				10	7	6		7	2	8	5	12	5	3			7	7	Vf
Te	4	9	1	7	5	12	8	12	2	24	1	23	6	18	7	17			4	16	Te
AA	2	2	1	1	7	8	5	1		14		9	3	11	8	4	1	2	2	6	AA
VA	9	1	7	1	18	10	15	2	3	14		10	6	18	15	4	4			17	VA
Ro	8	3	2	1	11	10	11	3	2	8	1	5			6	8	4	3	5	10	Ro
Ho	1	6	2	3	23	14	10	5		25	4	15	1		9	14	7	10	4	22	Ho
SF								1		2		1			1	0		1			SF
MR								4		4		4	3				4			3	MR
ST						11				5	3	3								2	ST
NT						10	2			11	7	5							1	1	NT
No						7	7	1		35		24			1						No
Tr										2		3									Tr
Fi										3		2									Fi
sum	24	36	11	12	44	92	112	66	16	223	26	169	34	98	71	66	20	16	41	103	sum

Tabell 5. Oversikt over samlet verneareal (da) for hvert hovedtreslag fordelt på fylke i naturreservater, landskapsvernområder og administrativt vernete områder. Bare hovedtreslag/dominerende treslag er inkludert (jf. Tabell 4). Det er ikke korrigert for innslag av treløse partier som myrer, fjell i dagen og vann i denne fremstillingen.

Fylke	barlind	furu	gran	gråor	svartor	hassel	bøk	sommereik	vintereik	eik	alm	hegg	lind	kristtorn	ask	Fylke
Øf	96	41109	34616	141	1733		39				1662	15	1647		223	Øf
Ak	465	17050	19062	505	60						1904	347	1905		1584	Ak
Os		940	850													Os
He		96321	49158	70							70		70		70	He
Op		23733	172403	40		5.5					71	40	45			Op
Bu	185	50400	176979	370							584	106	461		464	Bu
Vf	100		3410	641	900	98	2541				759	311	426		1015	Vf
Te	245	52624	75396	978	879		11	182	57	742	968	18	835		283	Te
AA	556	77160	49020	39	178		76	512	350	1475	724		831	22	115	AA
VA	640	21389	6278		1186			1178	1143	2440	2499		2467	533		VA
Ro	168	28892		235	1105			663	68	1158	1340	215	785	156	315	Ro
Ho	3569	41616	2357	4482	184	140	69	292		2673	3611	1659	3841	1757	2795	Ho
SF		42463	50										1791			SF
MR	1887	33064												299		MR
ST		32291	30708	545		635					1673	405				ST
NT		61472	123800	2595							7375	1445				NT
No		200682	128944	6274		3618					4097		342			No
Tr		26104														Tr
Fi		90647		1500												Fi
sum	7911	937957	873031	18415	6225	4497	2736	2827	1618	8488	27337	4561	15446	2767	6864	sum
gl. snitt	240	4761	5744	312	189	375	228	118	147	193	244	175	218	138	167	gl. snitt

Sykdommer

I Polen er den patogene soppen *Cylindrocarpon radicola* nevnt som en mulig kilde til manglende naturlig gjenvekst i Polen (Lewandowski et al. 1995), men dette problemet er ikke beskrevet i tilgjengelig norsk litteratur.

Skadegjørere

Barlind er utsatt for beiteskader av rådyr, og i enkelte tilfeller kan dette hindre naturlig foryngelse (Frivold 1994, Hulme 1996).

Utbredelse

På grunn av sterk utnyttelse opp gjennom tidene er dagens utbredelse trolig mindre enn den potensielle (Frivold 1994). Generelt er barlind antatt å være en art i tilbakegang (Lewandowski et al. 1995), men det er ikke kjent at dette er tilfelle i Norge.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Barlind kan oppnå meget høy alder, er særbu og har god formeringsevne. På den annen side har den spredt og marginal utbredelse og er utsatt for frostska-der. Gjenveksten hindres mange steder av rådyr, og på europeisk nivå er arten trolig i generell tilbakegang. Tilstanden for artens genressurser vurderes som *utsatt* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

For nye verneområder må det sikres at begge kjønn er representert. Det bør innføres forbud eller restriksjoner på import av utenlandsk materiale av barlind og japanbarlind og heller stimulere produksjon av barlind for salg basert på norsk materiale. Beitepresset på foryngelsen hos barlind bør overvåkes. I visse områder bør det vurderes å redusere rådyrbestanden for å sikre foryngelsen. Skjøtseltiltak må gjennomføres i verneområder for barlind og kristorn der dette er påkrevet. En plan for dette utarbeides nå i Hordaland.

2.3.2 Furu (*Pinus sylvestris*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Furu vandret inn fra sør og etablerte seg i den pre-boreale periode (10 300 – 9 500 f. nåtid). Den nordlige underarten, ssp. *lapponica*, vandret inn østfra via Nord-Finland og Nord-Sverige. Arten finnes utbredt over hele landet fra kysten til snaufjellet (1300 m o.h.) og har således lavt temperaturkrav for vekst og utvikling. Dertil er furu vinterherdig og har relativt stor toleranse for sommerfrost. Den utvikler seg best på middels gode boniteter og kan danne klimakssamfunn på tørr og mager mark. Pollinering skjer ved hjelp av vind. Furu kan nå fertil alder allerede etter 10-15 år. I lavlandet går det normalt 3 - 5 år mellom gode frøår, mens det i ugunstig klima gjerne kan gå 10 - 15 år. Frøene er lette (ca 80 % av granfrøvekt) og spres effektivt med vind. Der forholdene tillater det utvikler furu et dypt og godt rotsystem og er da meget stormsterk. Den er videre

utpreget tørkeresistent og har sin absolutte nordgrense i Norge.

Studier i de andre nordiske land viser markert klinal variasjon i tidspunkt for vekst avslutning, vekststart og vekst langs dominerende klimagrader som kyst-innland og nord-sør (Giertych 1991, Karhu et al. 1996, Savolainen 1996, Eriksson 1998). Samtidig er det betydelig variasjon innen populasjoner for de samme egenskapene. Isoenzymer og molekylære markører viser bare begrenset variasjon mellom populasjoner, mens variasjon innen populasjoner er stor for de samme markørene (Karhu et al. 1996). Den genetiske variasjonen mellom og innen populasjoner av norsk furu er lite studert. Spesielt gjelder dette for furua på Vestlandet og i Nord-Norge. Vi vet også lite om hvilke genetiske forskjeller det er mellom furu i disse landsdelene og furua på Østlandet.

II. Eksisterende tiltak

Furu dominerer i tilsammen 197 verneområder som med unntak av to er rene barskogreservater (937 957 da, middel ~ 4 761 da). 111 (56 %) av disse verneområdene er større enn 1000 da. Det er i tillegg vernet ca 90 000 da furuskog i nasjonalparkene, fordelt 11 verneområder i Hedmark og alle fylkene fra Nord-Trøndelag og nordover (Korsmo 1987, Ryvarden 1989). Dette er et viktig bidrag til vern av furuskog, spesielt i Troms og Finnmark. Videre er furu assosiert i ytterligere 51 verneområder for barskog, i 51 verneområder for edelløvsog og i 23 reservater for kristorn/barlind (Tabell 4 & 5). Dekningen av verneområder på forskjellige landsdeler er relativt god. Fordeling av verneområder på vegetasjonsregioner og fylker er vist i Tabell 6.

Ex situ bevaring av furu omfatter noen hundre kloner bevart som podninger i tilsammen 7 frøplantasjer og klonarkiv (Skogfrøverket 1998). Klonene kommer fra bestand i høydelag over 500 m fra Østlandet, fra Sør- og Nord-Trøndelag og fra Nord-Norge. De kan ikke sies å være et representativt utvalg fra norsk furuskog.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Til forskjell fra gran rammes furu lett av klimaskader ved relativt beskjedne forflytninger i høyde eller breddegrad. Dette kan føre til sekundære soppinfeksjoner (Børset 1985). Snøen kan gjøre betydelig skade ved gren-brekke på ungskog.

Sykdom

Snøskytte (*Phasidium infestans*) kan være et alvorlig problem for naturlig foryngelse av furu. Det samme gjelder furuas knopp- og grentørkesopp (*Gremeniella abietina*).

Skadegjørere

Elgen kan stedvis hindre foryngelse av furu totalt.

Tabell 6. Fordeling av verneområder med furu som hovedtreslag på vegetasjonsregioner og fylker. KL: kystseksjon lavlandbelte, N: nemoral sone, BN: boreonemoral sone, SB: sørboreal sone, MB: mellomboreal sone, NB: nordboreal sone. Flere av verneområdene strekker seg over flere soner, og denne oversikten reflekterer derfor ikke det totale antall verneområder med furu. Opplysninger om det er gitt i Tabell 4.

Fylke	Antall KL	Antall N	Antall BN	Antall SB	Antall MB	Antall NB	Ant > 1000 da	Sum verneområder
Østfold	0	0	8	0	0	0	5	8
Akershus	0	0	3	1	1	0	3	5
Oslo	0	0	3	0	0	0	0	3
Hedmark	0	0	1	4	5	6	7	16
Oppland	0	0	0	2	4	7	6	13
Buskerud	0	0	7	2	7	4	9	20
Vestfold	0	0	0	0	0	0	0	0
Telemark	0	0	9	4	6	3	8	22
Aust Agder	0	1	4	3	3	2	6	13
Vest Agder	0	0	2	2	3	0	4	7
Rogaland	0	0	1	2	5	5	5	13
Hordaland	3	0	3	4	4	3	7	17
Sogn og Fjordane	1	0	0	4	5	4	5	14
Møre og Romsdal	1	0	1	5	6	6	9	19
Sør-Trøndelag	0	0	0	0	1	2	2	3
Nord-Trøndelag	0	0	0	3	3	4	3	10
Nordland	0	0	0	0	19	20	20	39
Troms	0	0	0	0	6	8	7	14
Finnmark	0	0	0	0	2	8	5	10
Sum	5	1	42	36	80	82	111	246

IV. Samlet vurdering av tilstand

Furu har god formeringsevne, er vidt utbredt og har effektiv pollen- og frøspredning. Videre er variasjonen i adaptive egenskaper stor, generasjonstiden kort og levealderen lang. Det største problem for furuen nå synes å være den massive beitingen av elg på foryngelsen. Furu forynges i hovedsak naturlig, ofte ved at det settes igjen frøtrær etter at bestand er blitt avvirket. Antall frøtrær og utvalget av disse kan få betydning for den genetiske variasjonen i neste generasjon. Planting av furu foregår i de aller fleste tilfeller med planter fra lokale provenienser. Tilstanden vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefaling av bevaringsstrategi

Dersom furu skal plantes i større omfang, vil det være viktig å få mer informasjon om genetisk variasjon og utnytte denne informasjonen i valg av plantematerialer. Ved en eventuell foredling må det gjøres utvalg av foreldretrær i naturbestand. Disse må bevares enten som podninger eller ved at avkom plantes ut i langsiktige avkomforsøk eller i frøplanteplantasjer. Det viktigste bevaringstiltaket utover dette er å sikre foryngelsen, og en del steder kan det bety at elg-bestanden må reduseres.

2.3.3 Gran (*Picea abies*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Grana vandret inn til Norge østfra via Finland og Sverige fra et kjerneområde i det nordlige Russland. Den eldste påviste granskogsetableringen fant sted i Lierne i tidsrommet 2 700 – 2 400 f. nåtid (Hafsten 1991). Mye tyder imidlertid på at den etablerte seg i liten skala langt tidligere ettersom det i grenseområdet i Sverige er gjort uomtvistelige funn av makrofossiler fra ca 8000 år f. nåtid (Kullman 1996). Grana har lavt krav til sommervarme, er meget vinterherdig og er utbredt over store deler Østlandet, Trøndelag og Nordland. Videre finnes spredte forekomster nord for Saltfjellet og på Vestlandet, blant annet på Voss (fra ca år 1200) og i Modalen (fra ca år 1500) (Fægri 1958). Disse kan betraktes som landraser. Gran utvikler seg best på dyp og næringsrik jord med frisk fuktighet. Formering skjer ved frø fra 30 - 40 års alder av, og vegetativt ved senkere i klimatisk marginale områder. Spredning av pollen og frø skjer ved hjelp av vind. Bestøvningen foregår dels med pollen fra samme bestand og dels med pollen fra bestand lengre unna (Koski 1970).

Den genetiske variasjonen for adaptive egenskaper er meget stor (Dietrichson 1971, Skrøppa 1982, 1991, Ekberg et al. 1985). Variasjonen er klinal fra nord til sør og med høydelag for egenskaper som beskriver tilpasning til klima (Langlet 1960, Heide 1974, Krutzsch 1975). Slik klinal variasjon gjelder også for

produksjons- og kvalitetsegenskaper (Skrøppa & Magnussen 1993). Innen populasjoner er det betydelig genetisk variasjon for de samme egenskapene, f. eks. kan variasjonen i frostherdighet om høsten mellom avkom fra samme bestand være like stor som mellom provenienser som ligger 3-4 breddegrader fra hverandre (Johnsen & Østreng 1994, Skrøppa unpubl.). I isozymstudier er det vist tilsvarende stor variasjon for nøytrale karakterer, også i populasjoner på grensen av utbredelsesområdet (Goncharenko et al. 1995, Tigerstedt 1973, 1979).

II. Eksisterende tiltak

In situ-bevaring omfatter 152 verneområder der gran er hovedtreslag eller dominerer. Disse verneområdene er i hovedsak barskogreservater og har et samlet areal på 873 031 da (middel ~ 5 744 da). 83 (55 %) av verneområdene er større enn 1000 da. I tillegg er det vernet ca 40 000 da gran i nasjonalparker, fordelt på 5 områder. Gran er videre assosiert i minimum 77 verneområder for edelløvskog, i 27 områder for barskog og i 7 reservater for kristtorn/barlind (Tabell 4 & 5).

Dekningen av verneområdene er best i Nord-Trøndelag og Nordland og i midtre og høyereliggende deler av skogfylkene på Østlandet. I Oppland, Hedmark og Buskerud er lavereliggende områder (boreonemoral og sørboreal) underrepresentert. I alt er det også en klar overvekt av verneområder innenfor mellomboreal og nordboreal sone (ca 71 %, Tabell 7).

I Sør-Trøndelag er dekingen relativt beskjeden. Dette gjelder også Sørlandet (5 områder i Aust- og Vest-Agder) og Vestfold.

Ex situ bevaring av foredlingsmaterialer har god deking for enkelte områder, men mindre god for andre. Det vil derfor være aktuelt med utvidelser av foredlingspopulasjonene, spesielt for Sør- og Nord-Trøndelag og Nordland. *Ex situ* bevaringen omfatter et stort antall kloner (mer enn 3500) som er samlet som podninger i klonarkiver og frøplantasjer (Skogfrøverket 1998). Sammen med langsiktige proveniens- og avkomforsøk representerer dette klonmaterialet svært mye av den genetiske variasjonen som finnes i den norske granskogen.

Bevaring av stedeagne genressurser er i prinsippet innbakt i den ordinære skjøtsel og foryngelse, som både skjer naturlig og ved planting. Landet er delt opp i sankeområder for frø, og hvert sankeområde leverer frø til nærliggende områder med tilsvarende klimaforhold (Børset 1985, Statens skogfrøverk 1995). Det har imidlertid forekommet store avvik fra dette ved flytting av provenienser (Haveraen 1985). Normalt er praksisen for bruk av frø fra frøplantasjer slik at foreldretrærne stammer fra samme sankeområde som de leverer frø til. Målet er at alle frøpartier fra frøplantasjene skal være testet slik at optimale bruksområder kan defineres. For øvrig bidrar også hogstrestriksjonene i det øverste fjellskogbeltet (verneskogen) til å bevare stedeagne genotyper der klimaet er marginalt for vekst og foryngelse.

Tabell 7. Fordeling av verneområder med gran som hovedtreslag på vegetasjonsregioner og fylker. BN: boreonemoral sone, SB: sørboreal sone, MB: mellomboreal sone, NB: nordboreal sone. Flere av verneområdene strekker seg over flere soner, og denne oversikten reflekterer derfor ikke det totale antall verneområder med gran. Opplysninger om det er gitt i Tabell 4.

Fylke	Antall BN	Antall SB	Antall MB	Antall NB	Ant >1000 da	Sum verneområder
Østfold	8	0	0	0	4	8
Akershus	4	1	2	0	4	7
Oslo	2	0	0	0	0	2
Hedmark	1	5	10	3	6	19
Oppland	2	2	16	16	17	36
Buskerud	5	3	10	9	14	27
Vestfold	2	0	0	0	2	2
Telemark	7	5	7	6	10	25
Aust Agder	1	1	1	2	3	5
Vest Agder	0	0	1	0	1	1
Rogaland	0	0	0	0	0	0
Hordaland	0	0	1	1	1	2
Sogn og Fjordane	0	1	0	0	0	1
Møre og Romsdal	0	0	0	0	0	0
Sør Trøndelag	0	1	3	4	4	8
Nord Trøndelag	0	6	14	12	8	32
Nordland	0	0	12	10	9	22
Troms	0	0	0	0	0	0
Finnmark	0	0	0	0	0	0
Sum	32	25	77	63	83	197

III Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Gran har liten evne til å tåle vindslit, og som følge av sitt grunne rotsystem er den utsatt for vindfelling. Flatroten medfører også en viss sårbarhet for tørke (Børset 1985).

Reproduksjonsevne

Gran har god kjønnnet formeringsevne, men det kan gå mange år mellom gode frøår i klimatisk utsatte områder i Trøndelag, Nordland og mot fjellet.

Innførsel av fremmed materiale

Denne har tidsvis vært betydelig. Spesielt ble granfrø fra Mellom-Europa, i hovedsak fra Tyskland og Østerrike, brukt i stort omfang i de sørlige deler av Østlandet for å dekke etterspørselen på 1960-tallet (Skrøppa & Dietrichson 1986, Skrøppa et al. 1993). På Vestlandet, der grana ikke er et naturlig treslag, anbefales fortsatt bruk av frø fra Harz, Tyskland.

Sykdom

Rotkjuken (*Heterobasidion annosum*), som er årsak til rotråte, er den alvorligste skadefaktor for gran, men honningsopp (*Armillariella mellea*) gjør også stor skade i granskog (Børset 1985).

Skadegjørere

Epidemiske angrep av granbarkebillen (*Ips typographus*) kan gjøre stor skade, spesielt i forbindelse med tørke i eldre bestand. Videre kan gransnutebillen (*Hylobius abietis*) gjøre skade på unge plantinger (Børset 1985).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Grana har vid og kontinuerlig utbredelse, har god formeringsevne og er en meget konkurransesterk klimaksart. Med unntak av mulige klimaendringer som kan gjøre at grana i sørlige områder fortrenses av løvtrær, anses ikke andre *naturgitte* forhold å true granas utbredelse og genressurser på lang sikt. Det knytter seg usikkerhet til hvilken effekt eldre innplantinger av gran fra Mellom-Europa vil få for vekstrytme og klimatilpassning i naturlige krysninger mellom trær fra de innførte proveniensene og stedegne bestand. Forsøk pågår for å belyse dette. Tilstanden for granas genressurser vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

I forhold til genressursbevaring gjennom bruk bør det ved planting brukes materialer som er tilpasset de klimatiske forhold på plantestedet eller at foryngelsen skjer naturlig der forholdene ligger til rette for det. Utenlandske proveniensener bør begrenses til områder hvor grana ikke forekommer naturlig.

Utfra det langsiktige målet at det meste av frøbehovet for gran skal dekkes ved frøavl (Skogfrøverket 1999) er det viktig at tilstrekkelig store foredlings-

populasjoner bevares for de forskjellige bruksområdene. Nye utvalg av materialer fra naturskogen bør gjøres for områder der dette synes å være nødvendig. Disse materialene kan bevares som podninger eller som familier i avkomforsøk eller frøplanteplantasjer. For framtidig bruk av formeringsmaterialer fra frøavlen er det viktig at foredlingspopulasjonene testes og at alle testresultater sikres for framtida.

Gran og furu bør ha et godt dekkende vernesystem med tanke på at en klimaendring kan fordrive disse artene nordover.

2.3.4 Einer (*Juniperus communis*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Einer tilhører våre tidligste innvandrere som etablerte seg allerede under Allerød (12 000 - 11 000 f. nåtid). Den er meget lyskrevende, men stiller små krav til jordbunn. Sammen med generell hardførhet og lave temperaturkrav for vekst og utvikling bidrar dette til at eineren er spredt over hele landet fra kysten til høyfjellet. Artens nordgrense er i Finnmark. Formering kan både skje seksuelt og vegetativt ved senkere. Einer kan opptre både med rene hann- og hunnplanter og med begge kjønn på samme individ. Pollinering skjer ved hjelp av vind, og frø spres effektivt med fugl.

Einer opptre med en rekke former fra krypende busker til treformet søyleeiner i lavlandet (Frivold 1994), men størrelsen på den genetiske komponenten i dette er ikke kjent. Det er likevel grunn til å anta at den store morfologiske spennvidden og vide geografiske utbredelsen reflekterer stor genetisk variasjon. I en canadisk studie er det vist forskjeller mellom populasjoner i frøproduksjon og i rotdannelse for stiklinger (Houle & Babeux 1994).

II. Eksisterende tiltak

Reservater og verneformer spesielt for einer er ikke opprettet, men den er assosiert i minst 44 verneområder for edelløvsog, i minimum 114 verneområder for barskog og i 7 reservater for kristtorn/barlind (Tabell 4). Foruten Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal er fordeling av verneområder med einer tilfredsstillende.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdommer

Einer angripes av en del soppsykdommer, hvorav flere er vertsvekslende med andre treslag som pære og rogn (Roll-Hansen 1969).

Konkurranse

Arten har trolig nådd sin potensielle utbredelse her til lands (Frivold 1994). På grunn av sitt store krav til gode lysforhold er einer i tilbakegang som kulturlandskapselement der beitingen har opphørt.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Einer har vid utbredelse, god formeringsevne og effektiv pollen- og frøspredningsevne. Det største problemet kan være at den konkurrerer dårlig i kulturlandskap/beitemark som gror igjen fordi lystilgangen blir for liten (Frivold 1994). Dette kan innebære tap av genetisk variasjon. Tilstanden for artens genressurser vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak

2.3.5 Selje (*Salix caprea*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Selja vandret trolig inn fra sørvest 9 000 – 10 000 år f. nåtid, i den preboreale periode (Nedkvitne 1990). Den finnes spredt over hele landet nord til Hammerfest som er artens nordligste forekomst, og går opp i 1140 m o.h. på Hardangervidda. Temperaturkravene for vekst og utvikling er således lave. Selja er ikke kravfull til jordsmonnet, men utvikler seg best på svakt fuktig kalkholdig jord med innslag av sand eller leire. Lyskravet er stort. Blomstringen skjer på bar kvist på ettervinteren. Arten er særbu og pollineres av insekter. Ungdomsveksten er meget rask, men ikke utholdende, og selja blir sjelden mer enn 50 år gammel. Vegetativ formering foregår fremfor alt ved stubbeskudd, men også ved stiklinger.

Det er vist klinal variasjon i kritisk daglengde for vekstavslutning hos selje (Håbjørg 1978). De to underartene, vanlig selje (ssp. *caprea*) og silkeselje (ssp. *sericea*) (Lid & Lid 1994) bidrar også til artens genetiske variasjon. Førstnevnte har hovedutbredelsen i lavlandet, mens den andre i hovedsak er begrenset til fjellskogen i østlige fjellområder.

II. Eksisterende tiltak

Selje er assosiert i minimum 54 verneområder for edelløvsskog, spesielt i gråor-heggeskog og gråor-almeskog, og i minimum 86 verneområder for barskog (Tabell 4). I tillegg forekommer den i 2 verneområder for barlind/kristtorn, samt i en ukjent, men trolig betydelig mengde i nasjonalparkene. Fordelingen av verneområder med selje er tilfredsstillende med unntak av deler av Vestlandet og Nord-Norge.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Selje blomstrer tidlig, og blomsterknoppene er derfor utsatt for frostskafer dersom fremtidige vintre blir mildere.

Sykdommer

Angripes av en rekke soppsykdommer og parasitter (Frivold 1994).

Skadegjørere

Selje er meget utsatt for nedbeiting og beiteskader (Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Selje har vid utbredelse, god reproduksjonsevne og effektiv frøspredning. Generasjonstiden er kort, og variasjonen i adaptive egenskaper er trolig stor. På den annen side har den kort levetid og er svært etterstrebet av beitedyr slik at gjenvæksten hemmes. Tilstanden for artens genressurser vurderes samlet som *vital*.

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak

2.3.6 Osp (*Populus tremula*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Osp vandret inn sammen med bjørkeartene, trolig i den preboreale perioden (10 300 - 9 500 f. nåtid). Den sorterer blant våre mest hardføre treslag og opptrer spredt eller i små bestand over hele landet, opp mot 1 200 m o.h. i Sør-Norge og med verdens nordligste forekomst i Øst-Finnmark (70°58'N). Ospa er tøyelig i sine krav til jordbunnen. Arten er særbu og pollineres av vind. Frøsetting skjer fra ca 15 års alder av og deretter vanligvis hvert år. Frøene er svært lette (ca 2 % av granas frøvekt), er forsynt med frøull og kan derfor fraktes med vind over lange avstander. Spireprosenten avtar imidlertid raskt. Osp kan opptre som pionertre på flere vegetasjonstyper. Vegetativ formering er viktigere enn kjønnet formering og skjer hovedsakelig ved rotskudd, men også ved stubbeskudd for unge trær. Ospa har svært rask ungdomsvekst og kort omløpstid. Den er også stormsterk og normalt ganske frostherdig.

Osp var blant de første treslag hvor det ble påvist klinal variasjon i kritisk daglengde for vekstavslutning (Sylvén 1940). For øvrig er genetisk variasjon på familie- og populasjonsnivå ikke kjent fra nordiske undersøkelser, men i studier fra Mellomeuropa er det vist store klon- og proveniensforskjeller i en rekke karakterer som tidspunkt for løvsprett, diametertilvekst, sykdomsresistens og vedanatomiske egenskaper (Worrell 1995, Wolf & Brandt 1995).

II. Eksisterende tiltak

Ingen vernetiltak er rettet spesifikt mot osp, men den er assosiert i minimum 89 verneområder for edelløvsskog, 105 verneområder for barskog og i 16 reservater for kristtorn/barlind (Tabell 4). Videre er den rikt tilstede i nasjonalparkene i fjellområdene. Med unntak av deler av Vestlandet (spesielt Sogn og Fjordane) og de to nordligste fylkene er det godt samsvar mellom verneområdenes fordeling og artens utbredelse.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdommer

Ulike typer sopp er den verste skadefaktor for osp. Verst er ospeildkjuken (*Phellinus trumulae*). Videre angriper honningsopp (*Armillariella mellea*), gjerne fra roten. Ospeskurvsopp (*Venturia macularis*) kan angripe blader og skudd av unge trær.

Skadegjørere

På Sørlandet gjør beveren skade ved oppdemming og felling, og en rekke planteetende pattedyr forsyner seg av osp. Elgen skreller av ospebark, noe som senere kan føre til soppangrep, i tillegg til at den beiter på ungtrær. Videre legger poppelbukken (*Saperda chacharias*) egg i rothalsen. Også dette kan gi sekundære soppangrep.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Osp har en vid og stabil utbredelse, god reproduksjonsevne, lave temperaturkrav for vekst og utvikling og kort generasjonstid. Variasjonen i adaptive egenskaper er trolig stor. Tilstanden vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak.

2.3.7 Hengebjørk (*Betula pendula*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Hengebjørk vandret inn under den varme preboreale periode (10 300 - 9 500 f. nåtid). Med sitt relativt høye krav til sommervarme har den sitt hovedområde i lavlandet. Spesielt er den vanlig i kambrosilur-områdene i Hamartraktene og på Ringerike, men også i lavlandet nordover til Trøndelag. Arten er fraværende i ytre kyststrøk på Vestlandet, og nord for Trøndelag er det bare spredte forekomster i Saltdal og Pasvik. Hengebjørk pollineres av vind og forekommer på et vidt spekter av jordtyper. Den blir frøbærende etter 15-20 år og blomstrer og setter frø nesten årlig. I hovedområdet for utbredelsen er produksjonen av spiredyktig frø svært rik. Frøene spres med vind og er meget lette (10 - 12 % av granas frøvekt). Effektiv vegetativ formering skjer ved stubbeskudd.

Det er vist sterk klinal variasjon i kritisk daglengde for vekstavslutning (Håbjørg 1978) og varighet av fysiologisk vinterhvile langs rådende klimagrader hos hengebjørk (Myking & Heide 1995, Leinonen 1996, Myking 1997, 1999). Det er videre stor forskjell i vekstrytmekarakterer mellom familier, og disse karakterene er under sterk genetisk kontroll (Wang & Tiegerstedt 1993, Skrøppa upublisert). Stor genetisk variasjon mellom populasjoner understrekes også av Langhammer (1981), Eriksson & Jonsson (1986) og Skrøppa (upublisert).

II. Eksisterende tiltak

Ingen verneområder er opprettet spesifikt for hengebjørk, men i samsvar med sin vide utbredelse i Sør-Norge forekommer den i minimum 50 verneområder for edelløvsskog, 38 verneområder for barskog samt i minimum tre verneområder for barlind/kristtorn (Tabell 4). Dette er et klart minimumsestimat da det for mange verneområder ikke er oppgitt hvilken bjørkeart som inngår. Verneområdene dekker det meste av artens utbredelse, men det er vernet lite eller ingenting på Vestlandet fra Sogn og Fjordane og nordover, samt i Trøndelag og i Nord-Norge.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdom

Spesielt eldre trær er lite motstandsdyktige mot råtesopp (knivkjuke *Piptoporus betulinus*, knuskkjuke *Fomes fomentarius*, honningsopp *Armillariella mellea* m.fl.).

Skadegjørere

Ung bjørk kan være sterkt utsatt for beite, spesielt av gnagere og hjortedyr.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Hengebjørk har vid utbredelse, kort generasjonstid og god formeringsevne. Effektiv genflyt er sikret ved vindpollinering og lette frø. Stor genetisk variasjon er veldokumentert. Tilstanden vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak.

2.3.8 Dunbjørk (*Betula pubescens*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Dunbjørk vandret inn allerede i Allerød (12 000 - 11 000 f. nåtid). Den vide nåværende utbredelsen reflekterer treslagets hardførhet. Dunbjørk har betydelig økologisk amplitude, både hva gjelder edafiske og klimatiske forhold. Med unntak av snaufjellet finnes den over hele landet, og i samtlige fylker er dunbjørk det dominerende løvtreslaget. Den nordligste utposten finnes ved Lebesby i Finnmark på ca 72°N. Dunbjørk er et vindpollinert treslag som bærer frø etter 15 - 20 år, og deretter nesten årlig. Frøene er lette (10 - 12 % av granas frøvekt) og spres med vind. Vegetativ formering skjer både ved stubbeskudd og rotskudd.

Det er vist sterk klinal variasjon i kritisk daglengde for vekstavslutning (Håbjørg 1972) og varighet av fysiologisk vinterhvile langs fremherskende klimagrader hos dunbjørk (Myking & Heide 1995, Myking 1997, 1999). Stor genetisk variasjon mellom populasjoner understrekes også av Eriksson & Jonsson (1986). To underarter er skilt ut, *Betula pubescens* ssp. *pubescens* (dunbjørk) og *Betula pubescens* ssp.

czerepanovii (fjellbjørk). Disse behandles i det følgende under ett.

II. Eksisterende tiltak

Ingen verneområder er opprettet spesifikt for dunbjørk, men den forekommer i minimum 90 verneområder for edelløvsog, 183 verneområder for barskog og i et fåtall reservater for barlind/kristtorn (Tabell 4). Dette er et klart minimumsestimat da det for mange verneområder ikke er oppgitt hvilken bjørkeart som inngår. I tillegg inngår det store mengder bjørk i våre nasjonalparker, for det meste subalpin skog, ssp. *czerepanovii*. Med unntak av Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal er fordelingen av verneområder i godt samsvar med utbredelsen av dunbjørk.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdommer

Som for hengebjørk.

Skadegjørere

Bladetende insekter kan tidvis gjøre store sammenhengende skader i fjellskogen og i nordlige områder. Mest skade er forbundet med angrep av fjellbjørkemåleren (*Oporina autumnata*). I likhet med hengebjørk er også unge plantinger utsatt for skade av beitedyr.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Som for hengebjørk. Tilstanden vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak.

2.3.9 Gråor (*Alnus incana*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Gråor vandret trolig inn fra øst i den boreale periode (9 500 – 8 000 år f. nåtid). Den er et av våre mest hardføre treslag og finnes her til lands høyt til fjells (1 100 m o.h.) og når sin absolutte nordgrense i Finnmark (70°30'). For øvrig er gråor lite utbredt i sørlige kysttrakter, spesielt i Agder og Rogaland (sørvest-skyende), og nordøstlige Finnmark. Den er et typisk pionertreslag og trives best på leirholdig moldrik jord med frisk fuktighet. Pollinering skjer ved hjelp av vind. Frøene er lette (ca 17 % av granas frøvekt), og spredningen skjer ved hjelp av vind og vann da frøene er forsynt med to luftlinser som gjør at de flyter (Børset 1985). Frøsetting skjer fra ca 15 års alder av og er deretter nesten årvis. Gråor har effektiv vegetativ formering med stubbeskudd og rotskudd. Den har også rask vekst og kort omløpstid.

Skandinaviske populasjoner har klinal variasjon i kritisk daglengde for vekstavslutning, nordlig materiale avslutter veksten ved lenger daglengde enn sørlige (Vaartaja 1954, Håbjørg 1978). For øvrig kjenner vi ikke til at genetisk variasjon er beskrevet for arten. To

underarter er beskrevet, *Alnus incana* ssp. *incana* som er vanlig i lavlandet nord til Sør-Troms, og *Alnus incana* ssp. *kolaënsis* som er mest utbredt i Finnmark, Troms og i fjellskogen sørover til Rendalen (Lid & Lid 1994). Selv om disse underartene er dårlig skilt, kan de være en viktig del av artens genetiske diversitet. Grunnlagsmaterialet gir imidlertid ingen mulighet til å behandle underartene hver for seg i det følgende.

II. Eksisterende tiltak

Gråor inngår som hovedtreslag i 59 verneområder for edelløvsog (Σ18 415da, middel 312 da, or-askeskog, gråor-heggeskog, gråor-almeskog) og er assosiert i ytterligere 26 slike verneområder (Tabell 4 & 5). Dertil er arten assosiert i minimum 93 verneområder for barskog og 4 områder for barlind/kristtorn og trolig mye i fjellskog i nasjonalparkene. Fordelingen av verneområder er ujevn. Det er vernet lite gråor i Hedmark, Oppland, på deler av Vestlandet og i Troms (Tabell 4).

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdommer

Råtesopp kan gjøre stor skade (Frivold 1994).

Skadegjørere

Gråor er lite utsatt for beiting, men kan angripes av den stripete orebladbillen (*Garellucella lineola*) som kan gjøre stor skade (Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Gråor har vid og kontinuerlig utbredelse, god reproduksjonsevne god pollen- og frøspredningsevne og kort generasjonstid. Tilstanden vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak.

2.3.10 Svartor (*Alnus glutinosa*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Svartor vandret inn sørfra under den varme boreale periode (9 500 – 8 000 f. nåtid), trolig fra en istidsrefugie i Karpatene (King & Ferris 1998). Svartor er en representant for våre varmekjære sørlige arter og har sitt tyngdepunkt i Sentral-Europa. Ved siden av Østlandet nord til Mjøstraktene og Rendalen følger utbredelsen her til lands kyst- og fjordområdene fra svenskegrensen til Trondheimsfjorden. Vestlandet er artens optimumsområde og er der i stadig spredning på lyngheier og gammel beitemark (Fremstad 1983). Den foretrekker varme steder ved innsjøer med rik og fuktig moldjord. I Norge har svartor nordgrense i Snåsa, og går sjelden mer enn 300 m o.h., unntaksvis opp mot 500. Utbredelsen i Trøndelag var betydelig større i den

atlantiske perioden (8 000 – 5 000 f. nåtid). Svartor pollineres av vind. Frøsetting skjer fra ca 15 års alder av og er deretter nesten årvis. Frøene er lette (ca 17 % av granas frøvekt) og spres ved hjelp av vind og vann. Vegetativ formering skjer ved stubbeskudd, sjeldnere rotskudd. Svartor utvikler et kraftig rotsystem og er meget stormsterk.

I norske og svenske familier og populasjoner av svartor er det vist relativt liten differensiering i vekst-avslutning og vekststart på begge nivå (Baliuckas et al. 1999, Kohmann pers. medd). Dette var også hovedkonklusjonen fra et bredt anlagt forsøk med populasjoner fra det meste av utbredelsen i Europa, som imidlertid også viste en noe senere vekststart i populasjoner fra utkanten av utbredelsen som i Norge, Italia og Russland enn i Sentral-Europa (DeWald & Steiner 1986). En viss lokal differensiering er også funnet i små populasjoner i sentrale deler av utbredelsen (Krstinic 1994). I Sentraleuropa er det ved isozymstudier vist stor differensiering mellom populasjoner i nøytrale karakterer, og denne differensieringen var uavhengig av geografisk opphav (Prat et al. 1992). Arten er selvsteril (Hagman 1970, Prat et al. 1992).

II. Eksisterende tiltak

Svartor er vernet som svartor-standskog, svartor-sumpskog og or-askeskog i verneplan for edelløvsog. Til sammen er det vernet 33 reservater med disse skogtypene (Σ 6 225 da, middel \sim 189 da). Svartor er assosiert i ytterligere 25 verneområder for edelløvsog, i minimum 33 barskogreservater og i 15 reservater for kristtorn/barlind (Tabell 4 & 5).

Verneområdene har liten dekning i Buskerud, Oppland, Hedmark, samt Vestlandfylkene nord for Rogaland, og Trøndelag (Tabell 4).

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdommer

Råte, spesielt forårsaket av honningsopp, kan være et alvorlig problem for svartor (Norges skogeierforbund 1959), og undersøkelser tyder på at svartor blir tidligere angrepet når det nærmer seg nordgrensen for utbredelsen (Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Svartor har god formeringsevne og effektiv spredning av pollen og frø. Utbredelsen er begrenset nordover og i høyden. Det er grunn til å regne tilstanden for artens genressurser som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefaling av bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak.

2.3.11 Hassel (*Corylus avellana*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Hassel var en relativt tidlig innvandrer som etablerte seg i løpet av boreal tid (9 500 - 8 000 f. nåtid). Den

blomstrer på bar kvist om våren, bestøves av vind og er vanlig i lavlandet langs kysten til Møre. Derfra er hassel spredt videre til Steigen i Nordland som er artens nordligste forekomst. Hassel er varmekrevende og utvikler seg best i mildt og fuktig kystklima, fortrinnsvis på sørvendt løst, leir- og kalkholdig jordsmonn. I Sør-Norge forekommer den opp til 500 - 600 m o.h. Hassel var langt vanligere i den postglasiale varmetiden (8000 - 5000 år f. nåtid) enn den er nå. Blomstring skjer allerede fra 5-7 års alderen av, og den har også en utpreget vegetativ formeringsevne, både ved rotskudd, stubbeskudd og avleggere.

Håbjørg (1978) har vist at nordlige økotyper av hassel har lenger kritisk daglengde for vekst avslutning enn sørlige økotyper. For øvrig kjenner vi ikke til at genetisk variasjon for hassel har vært studert, hverken for kvantitative eller nøytrale karakterer.

II. Eksisterende tiltak

Hassel er oppgitt å forekomme i 211 verneområder hvorav den er dominerende i 12 områder (Σ 4 497 da, middel \sim 375 da) (Tabell 4). I forhold til forekomsten er dekningen minst i Hedmark, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Sistnevnte to fylker har ikke vedtatt sine verneplaner for edelløvsog.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Hassel skyter tidlig om våren og er frostmøfintlig (Ata 1992), spesielt blomstene (Nedkvitne & Gjerdåker 1999). Mildere vintre vil ytterligere kunne disponere for vårfrostskader.

Skadegjørere

Hassel er utsatt for skade av beitedyr. Den kan også være gjenstand for billeangrep både på blader og nøtter, men dette er ikke beskrevet som trusselfaktor (Trädgårdh 1914, Myhrwold 1928, Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Hassel var en tidlig innvandrer. Utbredelsen er stabil, reproduksjonen er god, spredningsevnen god og generasjonstiden er kort. På den annen side er hassel følsom for vårfrost. Tilstanden for artens genressurser antas å være *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi.

Ingen spesielle tiltak.

2.3.12 Bøk (*Fagus sylvatica*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Bøk vandret inn fra Balkan og sørvest-Europa som et av de siste treslagene våre i begynnelsen av den subatlantiske periode (2 500 f. nåtid). Den er vindpollinert og har en meget beskjedne og kystnær utbredelse med hovedtyngde i Vestfold og mindre forekomster i Østfold og Aust-Agder. Utover dette er

den mange steder naturalisert i kyststrøk i lavlandet sør for Trondheim. Det mest kjente eksempelet på dette er bestanden på Seim i Nordhordaland som trolig ble plantet på 1200-tallet. Arten har sin absolutte nordgrense i Norge, og det følger av utbredelsen at bøk krever høy sommervarme og lang vekstsesong. Maksimal høydegrens er 350 m (Andebu). Bøken utvikler seg best på kalkholdig, moldrik jord, men forekommer også på vanlig morenejord. Nøtter utvikles fra 40-50 års alderen av, spres med fugler og antas å ha begrenset spredningsevne (ca 30 ganger granas frøvekt). Gode nøtteår inntreffer regelmessig, men sjelden hyppigere enn hvert 8-10 år. Vegetativ formering kan forekomme ved stubbeskudd. Arten er i ekspansjon i Vestfold (Lågendalen), på Sørlandet og Vestlandet (Frivold 1994).

Vi kjenner ikke til at norsk bøkemateriale har vært inkludert i noen undersøkelse. I en studie av tre svenske populasjoner av bøk (55°40' - 59°26' N) viser den ingen grad av differensiering for vekststart på populasjonsnivå, men derimot en viss forskjell mellom familier (Baliuckas et al. 1999). I et større forsøk med materiale fra det meste av utbredelsesområdet ble det vist at østlige og sørøstlige provenienser hadde tidligere vekststart enn vestlige og høytliggende provenienser (vonWuehlich et al. 1995). Dette samsvarer med at det er store forskjeller både mellom og innen provenienser for denne karakteren (Liesebach et al. 1999). Isozymstudier av danske, svenske og andre nordeuropeiske populasjoner viser stor variasjon innen bestand og liten variasjon mellom bestand (Konnert 1995, Larsen 1996). Bøk er trolig selvsteril (Merzeau et al. 1994).

II. Eksisterende tiltak

Bøk dominerer i 12 verneområder for edelløvskog som er fordelt på Østfold, Vestfold, Telemark, Aust-Agder og Hordaland (Σ 2 736 da, middel ~ 228 da). Den er videre assosiert i ytterligere 6 slike områder og i 3 verneområder for barskog (Tabell 4 & 5). Bøk har tilfredsstillende verneomfang og fordeling av verneområder i forhold til utbredelsen.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Bøk er ømfintlig for frost, særlig vårfrost, og tåler heller ikke sterk og varig vinterkulde. Nordgrensen for bøk er hevdet å være bestemt av sen vårfrost (Frivold 1994).

Sykdommer

Eldre trær er utsatt for angrep av råtesopp.

Skadegjørere

Beitedyr, hjortedyr og gnagere kan gjøre betydelig skade på skudd og bark av ung bøk.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Bøk er nå i spredning flere steder i landet, men utbredelsen er meget liten og bøk er spesielt utsatt for frost- og beiteskader. Spredning og dynamisk tilpasning til endringer i miljøet er også hemmet av lang generasjonstid, lite effektiv frøspredning og liten frøproduksjon. Tilstanden for artens genressurser er *usikker* (Tabell 3).

V. anbefalt bevaringsstrategi.

Det viktigste bevaringstiltaket vil være å sikre at foryngelsen i fredete bestand ikke desimeres av beiting. Dersom utbredelsen skulle vise tegn til stagnasjon eller tilbakegang, bør *ex situ*-bevaring etableres. Dette kan eventuelt skje som en form for bevaringsbestand, også med tanke på senere produksjon av bøkervekke.

2.3.13 Sommereik (*Quercus robur*) og vintereik (*Q. petraea*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Eikeslagene våre vandret inn sørfra allerede i løpet av den boreale periode (9 500 - 8 000 f. nåtid). Eik har hovedsakelig nemoral og boreonemoral utbredelse, og begge arter har sin absolutte nordgrense i Norge. På Østlandet er eiken spredt nord til Nes på Hedmark (60°45') og er ellers vanlig i lavlandet (til 525 m o.h.) i kyststrøk nord til Sogn, mindre vanlig til Møre og Romsdal. Vintereiken er noe sterkere kystbundet enn sommereiken. Artene har stort krav til sommervarme. De greier seg bra på tørr mark, kan også spre seg på fattig furumark, spesielt sommereik, men utvikler seg best på dyp og næringsrik moldholdig jord. Eikeartene begynner å blomstre i 50-60 års alderen, og det går gjerne 4-6 år mellom gode nøtteår. Pollenet spres med vind. Selv om fugler og pattedyr bidrar med spredningen av nøttene er denne trolig begrenset på grunn av nøttenes høye vekt (ca 480 ganger granas frøvekt). Artene formerer seg også effektivt ved stubbeskudd. De utvikler et dypt rotsystem og er meget stormsterke.

Det er vist at sommereik fra Norge og Sverige skyter tidligere om våren og avslutter veksten tidligere om sommeren enn provenienser fra Danmark (Jensen 1993), og det er en klar tendens for begge eikeartene i at veksten starter senere i nordsjølandene i nordvest enn i kontinentalt materiale fra sørøst i Europa (Liepe 1993, Ducouso et al. 1996). Norsk materiale av vintereik som ble inkludert i en større undersøkelse av isoenzymvariasjon, viste lavere innenpopulasjonsvariasjon enn populasjoner i sentrale deler av utbredelsen (Zanetto & Kremer 1995, Kremer & Zanetto 1997). Dette mønsteret ses i sammenheng med at de norske populasjonene er marginale, har mindre innbyrdes utveksling av pollen og frø og derfor er mer utsatt for genetisk drift. Liten genflyt antas å være årsak til liten heterozygotigrad og nært slektskap i tette eikebestand (Bacilieri et al. 1994, Samuel et al. 1995).

II. Eksisterende tiltak

Sommer- og vintereik er vernet gjennom edelløvsskogvernet som blåbær-eikeskog og lågurt-eikeskog. I de fleste tilfeller er det i beskrivelsen av verneområdene ikke skilt mellom de to artene, noe som gjør at de i det følgende vil bli behandlet under ett. Det er opprettet totalt 44 verneområder med eik som hovedtreslag (Σ 8 488 da, middel ~193 da). Artene forekommer i ytterligere 34 verneområder for edelløvskog, i 33 barskogreservater og i 25 reservater for barlind/ kristtorn (Tabell 4 & 5).

Før Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal vedtar sine verneplaner for edelløvskog er deknningen av verneområder med eik bare tilfredsstillende mellom Vestfold og Hordaland. Vest-Agder er tilsynelatende det eneste fylket hvor vernet av vintereik er noenlunde tilfredsstillende.

Sommereik er vanlig brukt som tuntre og i allèer på store deler av Østlandet. I den grad dette er stedegent materiale kan dette være et viktig bidrag til bevaring av genressurser i denne regionen.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Skadegjørere

Elg og andre hjortedyr kan i typiske eikedistrikt gjøre betydelig skade på foryngelse og ved barkgnag på eldre trær. Ellers har eikevikleren (*Tortrix viridana*) tradisjonelt vært den største skadefaktor i våre eikeskoger.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Eikeartene har tilfredsstillende formeringsevne og er lite utsatt for klimaskader og sykdommer. Tatt i betraktning begrenset og spredt utbredelse, begrenset frøspredningsevne og lang generasjonstid vurderes tilstanden for genressursene som *usikker* (Tabell 3). Den største trusselen mot eikens genetiske ressurser i dag synes imidlertid å være sterk beiting på bark og småplanter, spesielt på Sørlandet.

V. anbefalt bevaringsstrategi.

Det er grunn til å utvide vernet eller på annen måte sikre mer av eikeforekomstene rundt Mjøsa og ellers nordlige forekomster på Østlandet. Etablering av regionale bevaringsbestand anses ikke nødvendig, men kan vurderes ved eventuelle negative utviklingstrekk i utbredelse/foryngelse i fremtiden. Beitepresset på foryngelsen bør overvåkes, spesielt på Sørlandet. Reduksjon av hjortedyrbestanden kan være et aktuelt tiltak i visse områder.

2.3.14 Alm (*Ulmus glabra*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Alm er det mest hardføre av våre varmekjære treslag og vandret inn mot slutten av den boreale periode (9 500 - 8 000 f. nåtid). I tillegg til å være frostherdig er alm sterk mot vind og snø. Den blomstrer på bar kvist i april, bestøves av vind og finnes spredt helt nord

til Beiarn (67°N), som er artens nordligste utpost overheadet. Pollenanalyser tyder imidlertid på at almen i Beiarn opprinnelig er plantet (Nedkvitne & Gjerdåker 1995). I den postglasiale varmeperioden var utbredelsen i Nordland langt større. Selv om arten er funnet så høyt som 950 m o.h. (Hemsedal) (Nedkvitne & Gjerdåker 1995) er den først og fremst knyttet til varme lokaliteter med næringsrik jord og frisk fuktighet i lavlandet. Denne kravfullheten bidrar til almens beskjedne forekomst, og den samlede kubikkmasse er ubetydelig (0.1 % av totalavvirkningen). Alm setter jevnlig frø fra 30-40 års alder av. Det spres med vind (ca 1.3 ganger granas frøvekt), men frøet har liten spireevne som tapes fort. Formering foregår også ved stubbeskudd og rotskudd. Alm er brukt en del som tuntre og parktre, men en del av dette er ganske sikkert av utenlands opprinnelse (Frivold 1994).

Blant et utvalg av økotyper fra Århus i Danmark til Saltdal har Håbjørg (1978) påvist klinal variasjon i kritisk daglende for vekstavslutning hos alm. For øvrige er ikke genetisk variasjon kjent fra nordiske undersøkelser. Proveniensenforsøk med alm som skogstre finnes ikke i Norge (Frivold 1994). I henhold til franske populasjonsstudier er variasjonen stor i nøytrale karakterer, vist ved isoenzymstudier (Machon et al. 1997). Det er videre viktig å være oppmerksom på underarten bergalm (*Ulmus glabra* ssp. *montana*) som i Norge finnes i vestlige strøk, indre Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nordland (Salvesen 1998).

II. Eksisterende tiltak

Verneområder med alm som dominerende eller viktig treslag omfatter 27 337 da fordelt på 112 verneområder (middel ~ 224 da). Den er videre assosiert i minimum 18 verneområder for edelløvskog, 34 verneområder for barskog og i 14 verneområder for barlind/kristtorn (Tabell 4 & 5). Fordelingen av verneområdene samsvarer bra med utbredelsen av arten, med unntak av i Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Hedmark.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdommer

Den alvorligste sykdommen hos alm er almesjukesoppen (*Ophiostoma ulmi*) som overføres av almesplintborener (*Scolytus laevis*) eller spres ved rotkontakt (Solheim 1991). Soppen er meget patogen, angrepne trær drepes i løpet av 1 - 10 år, kun et fåtall trær overlever angrep. Siden almesplintborener ikke er påvist nord for Sognefjorden, er det godt håp om at våre nordlige almeforekomster unngår å bli angrepet. I Storbritannia er almen rammet spesielt hardt, men enorme skader er også påført ellers i Europa, i Nord-Amerika og i Sentral-Asia (Gibbs et al. 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Det er ikke skikkelig undersøkt i hvor stor grad alme-populasjonene i de forskjellige landsdelene er genetisk forskjellige fra hverandre. Den genetiske strukturen vil

ha betydning for hvor mye genetisk variasjon som eventuelt går tapt dersom en stor del av almen dør ut i en landsdel. På grunn av spredt forekomst og spesielt spredning av almesjuken vurderes tilstanden for genressurser for almepopulasjonen på Østlandet som *truet* (Tabell 3).

V. anbefalt bevaringsstrategi.

En del tiltak knyttet til å begrense epidemien av almesjuken er allerede beskrevet og iverksatt (Solheim 1991). Dersom bevaringsbestand skal etableres, må dette skje nord for almesplintborerens utbredelse, for eksempel i Trøndelag. Arbeidet bør være basert på genetiske kunnskaper om almepopulasjonene. Ettersom alm sannsynligvis har klinal variasjon i adaptive egenskaper bør et bevaringsbestand favne om materiale fra hele utbredelsen i Sør-Norge. Vernet av alm er i dag ikke tilfredsstillende i Hedmark og Oppland. Vernet av alm i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal kan ikke vurderes før verneplanene i disse fylkene er vedtatt.

2.3.15 Rogn (*Sorbus aucuparia*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Rogn er et insektpollinert treslag i rosefamilien som etablerte seg allerede i Allerød (12 000 – 11 000 f. nåtid). Den har lave temperaturkrav for vekst og utvikling, er nøysom og finnes derfor spredt over hele landet opp til 1500 m o.h. i Sør-Norge. Best utvikler den seg under gode lysforhold i frodige lier med friskt vannsig. Rogn setter bær fra 10 års alder av, men formering kan også skje ved stubbeskudd og rotskudd. Fuglespredning av frø er trolig effektiv.

Det er noe usikkert om rogn har klinal variasjon i kritisk daglengde for vekst avslutning da ulike forsøk peker i forskjellige retninger (Håbjørg 1978). Erstad (1999) fant forskjeller mellom kystnære og mer kontinentale halvøskenfamilier av rogn i tidspunkt for løvsprett og løvfelling i Sogn og Fjordane. Blant bestand på Sørvestlandet er det vist at variasjonen i slike adaptive egenskaper innen bestand er større enn mellom bestand (Sæbø & Johnsen 2000). Dette mønsteret samsvarer bra med variasjonen i isoenzymer i Mellomeuropa, men avvik forekommer i nordlige områder (Finland) og der arten antas å være relativt nyetablert (Raspe & Jacquemart 1998). Nye studier tyder på at rogn er selvsteril (Demesure 1998, Raspe et al. 2000). I motsetning til mange andre *Sorbus*-arter danner ikke vanlig rogn frø uten forutgående befruktning (apomixis, jf. Salvesen 1993a).

II. Eksisterende tiltak

Rogn inngår ikke som hovedtreslag i noe verneområde, men er assosiert i minimum 83 verneområder for edelløvsog, 127 verneområder for barskog og i 13 reservater for barlind/kristtorn (Tabell 4). Dertil inngår den i en ukjent mengde i nasjonalparkene. Det er vernet lite rogn i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Skadegjørere

Rogn er stedvis meget utsatt for beiteskader av husdyr og vilt, spesielt elg (Frivold 1994). Videre angripes rogn av en rekke insekter, deriblant rognebærmøll (*Argyresthia conjugella*). Dette er ikke angitt å skje i et omfang som truer artens reproduksjon (Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Rogn er hardfør, har god formeringsevne, kort generasjonstid og vid utbredelse. Størst problemer er trolig knyttet til nedbeiting av foryngelsen i områder med mye vilt. Tilstanden for artens genressurser er trolig *vital* (Tabell 3).

V. anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak.

2.3.16 Hegg (*Prunus padus*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Hegg har lave temperaturkrav for vekst og utvikling og var blant våre første innvandrere som trolig kom i Allerød (12 000 - 11 000 f. nåtid). Den finnes derfor spredt over det meste av landet nord til Hammerfest som er artens nordgrense. Hegg trives best i noe fuktig humusrik god jord og er vanlig langs bekkefar og i skogslie. Den er ikke bestandsdannende, men opptrer normalt enkeltvis eller i mindre klynger. Pollen spres av insekter, og frø kan utvikles årlig fra 10-års alderen av. Gode frøår opptrer med 1 – 3 års mellomrom. Formering kan også skje ved stubbeskudd og senkere, men det er diskusjon om hvor vidt hegg setter rotskudd.

Informasjon om genetisk variasjon i hegg begrenser seg til en britisk studie som viser at trær fra nordlige breddegrader har lavere vekstrate enn trær fra sørlige breddegrader. Tilsvarende er veksten bedre hos østlige enn vestlige forekomster på Storbritannia (Leather 1996). To underarter er skilt ut, vanlig hegg (ssp. *padus*) og fjellhegg (ssp. *borealis*) hvor sistnevnte er den vanlige arten i fjellet (til 1265 m o.h. på Hardangervidda) og nordpå (Lid & Lid 1994). Det er ikke kjent hvilke av de to underartene som inngår i hvert enkelt verneområde.

II. Eksisterende tiltak

Hegg dominerer i 35 verneområder for edelløvsog i assosiasjonen gråor-heggeskog (Σ 4 561 da, middel ~ 175 da). Videre er arten assosiert i ytterligere 84 verneområder for edelløvsog, i 78 verneområder for barskog og i 7 reservater for barlind/kristtorn (Tabell 4 & 5). Dekning av verneområder med hegg er liten i Hedmark, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, samt Troms og Finnmark.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Sykdommer

Hegg kan angripes av lokkrust (*Pucciniastrum aerolatum*) som er vertsvexslende med gran, men den er ikke angitt å være noe stort problem for hegg (Roll-Hansen 1981, Frivold 1994).

Skadegjørere

Hegg blir i en viss utstrekning beskyttet mot beiting av barkens sterke lukt og bitre smak (Frivold 1994). For øvrig kan hegg angripes av havrebladlus (*Rhopalosiphum padi*) og spinnmøll (*Hyopnomeuta* spp.), men skaden disse insektene påfører er først og fremst av visuell karakter (Børset 1985, Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Hegg har vid utbredelse, har god formeringsevne, er hardfør og har kort generasjonstid. Tilstanden for artens genressurser vurderes som *vital* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ingen spesielle tiltak.

2.3.17 Søtkirsebær/morell (*Prunus avium*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Søtkirsebær er et varmekjært og insektpollinert treslag som er utbredt fra Østfold til Sogn og Fjordane, hovedsakelig i kyststrøk. Forekomstene i Trøndelag og Nordland antas å være forvillet (Lid & Lid 1994). Innvandringshistorien er ikke klarlagt (Bruun & Ryen 1993). Arten har sin absolutte nordgrense i Norge. Sosiologisk er den knyttet til rike edelløvskogsamfunn som alm-lindeskog og kusymre-almeskog. Søtkirsebær er lyskrevende og ganske konkurransesvak. Den er ikke bestandsdannende, men opptrer spredt som enkeltindivider eller i små klynger som ofte er kloner (Ducci & Santi 1997). Allerede fra 10-12 års alderen av setter søtkirsebær rikelig med frø, og gode frøår inntreffer med 1-3 års mellomrom (Bruun & Ryen 1993). Frøspredning skjer ved hjelp av fugler. Vegetativ formering kan skje ved stubbeskudd fra unge trær, og ved rotskudd.

Søtkirsebær har begrenset evne til å tåle forflytninger (Wedul 1991), og dette antyder økotypedifferensiering med basis i genetisk variasjon. Det er også vist klare forskjeller i kvantitative karakterer i avkomforsøk (Weiser 1996). Isoenzymstudier fra en rekke franske populasjoner viser imidlertid liten genetisk differensiering for nøytrale karakterer (Frascaria et al. 1993, Mariette et al. 1997).

II. Eksisterende tiltak

Søtkirsebær forekommer i minimum 24 verneområder for edelløvskog, i 7 verneområder for barskog og i 3 verneområder for barlind/kristtorn, men dominerer ikke i noen av disse (Tabell 4). Vernet er ikke tilfredsstillende i noen del av utbredelsen.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Ved siden av kravet om mye sommervarme er utbredelsen av søtkirsebær begrenset av vår- og høstfrost. Også i vekstperioden er arten kuldeskjør (Bruun & Ryen 1993, Frivold 1994).

Innførsel av fremmed materiale

Noe import av fremmede provenienser har forekommet, men i den senere tid har flere skogplanteskoler også kunnet levere lokalt materiale. Hybridisering med foredlete sorter anses i Tyskland å være et hovedproblem (Kleinschmit & Stephan 1998).

Sykdommer

Bruun & Ryen (1993) nevner en rekke soppsykdommer som går på søtkirsebær, men det er ingen av disse som normalt gir letal utgang.

Skadegjørere

Rådyr og hjort er de største skadegjørerne på søtkirsebær ved sitt beite på blader og bark. Hare kan også gjøre skade, og likeledes mus på beplantninger på brakklagt åker (Bruun & Ryen 1993, Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Søtkirsebær har god formeringsevne, men utbredelsen er beskjedent og spredt. Videre er den utsatt for innkryssing fra kultiverte kirsebærsorter, og foryngelsen er utsatt for beiteskalder. Totalt sett vurderes tilstanden for artens genressurser som *utsatt* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Vernet er mangelfullt over det meste av utbredelsen. For arter med spredt forekomst er ofte områdevern en lite effektiv strategi. Derfor vil etablering av bevaringsbestand være en styrke for bevaring av artens genetiske ressurser. Skånsom skjøtsel som gjensetting ved hogster anbefales. Begrenset evne til å tåle forflytninger tilsier at utvalg for foredling bør ha utgangspunkt i norsk materiale. Plusstrær bør velges med innbyrdes avstand på minst 100 meter for å unngå valg av kloner (Ducci & Santi 1997).

2.3.18 Spisslønn (*Acer platanoides*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Spisslønn spredte seg til Norge i løpet av den boreale perioden (9 500 - 8 000 f. nåtid). Den bestøves av insekter og har en sørøstlig forekomst her i landet, fra Lyngdal og Farsund i sør til Alvdal og Fåberg i nord. Mest lønn finnes i Vestfold, men det er også relativt mye i Akershus, Oppland og Telemark. Høyestliggende forekomst finnes ved Seljord, 910 m o.h. Lønnen er varmekjær og krever frisk og næringsrik jord. Den opptrer oftest spredt i annen skog og har aldri hatt noen betydningsfull plass i vår flora. Reproduk-

sjonen er god. Frittstående trær kan sette frø fra 25-30 års alder av, mens trær i bestand blir nærmere 40 år før de blir fertile. Frøspredningen begrenses trolig av høy frøvekt (ca 17 ganger granas frøvekt). Spisslønn formerer seg også effektivt ved stubbeskudd.

Spisslønn har klinal variasjon i kritisk daglengde for vekst avslutning (Håbjørg 1978, Westergaard 1997), trolig også løvsprett (Westergaard & Eriksen 1997). Slike geografiske trender kan bidra til å forklare forskjeller i vekst og overlevelse hos forskjellige populasjoner plantet i samme forsøk (Horntvedt 1981, Kerr & Niles 1998). Også blant svenske populasjoner er det vist relativt stor differensiering i adaptive karakterer (Baliuckas et al. 1999). Isozymstudier viser samme tendens hos finske populasjoner (Rusanen 1998), og hos canadiske populasjoner av sukkerlønn, *Acer saccharum* (Perry & Knowles 1989). En slik differensiering kan skyldes liten genflyt mellom populasjoner på grunn av insektpollinering og lite effektiv frøspredning. Isolerte trær kan utvikle frø, og det antyder at spisslønn er delvis selvfruktbar (Rusanen 1998).

II. Eksisterende tiltak

Det er ikke opprettet verneområder spesifikt for lønn, men arten opptrer spredt i lågurtskog og rike edelløvskoger (alm-lindeskog, or-askeskog) på Sør- og Østlandet. Spisslønn er oppgitt å forekomme i 66 verneområder for edelløvskog, i 28 verneområder for barskog og i 4 reservater for barlind/kristtorn (Tabell 4). Den geografiske fordelingen av verneområdene samsvarer bra med de anbefalinger som Rusanen (1998) har gitt for bevaring av spisslønn. I Oppland og Hedmark, hvor har vi landets nordligste populasjoner, er imidlertid bare to lokaliteter vernet (Tabell 4). Spisslønn er viktig som tuntre og i allèer på store deler av Østlandet, og i den utstrekning dette er stedegent materiale er dette et viktig bidrag til bevaringen i denne regionen.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Lønn er lite froststerk, kambiet og toppskudd skades lett hvis veksten avsluttes for sent (Frivold 1994). Slike problemer viser gjerne sterk sammenheng med frøkildens opphav (Horntvedt 1981).

Innførsel av fremmed materiale

Spisslønn inngår i sortement hos noen skogplanteskoler, og utvalget består mye av danske og tyske økotyper (Frivold 1994). Det har utvilsomt forekommet innblanding av fremmede økotyper på grunn av artens langvarige bruk som parktre (Fægri 1958).

Skadegjørere

Spisslønn er utsatt for skade av beitedyr. Bark på unge trær kan skades når dyr gnir seg mot stammen, og rådyr kan gjøre skade ved å beite på skudd om vinteren (Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Lønn er utsatt for frostskaider, har begrenset pollen- og frøspredning og skades også noe av beitedyr. Videre er utbredelsen relativt liten, forekomsten spredt og generasjonstiden relativt lang. Tilstanden vurderes som *usikker* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi.

Spisslønn viser utpreget differensiering i adaptive egenskaper, og det er viktig å bevare bredden i den genetiske variasjonen. Det er vernet lite spisslønn i Oppland og Hedmark, og forekomstene i nordlige deler av Østlandet må forvaltes med forsiktighet. Skulle arten vise negative utviklingstrekk i denne regionen vil en effektiv sikring av genetisk variasjon være å etablere bevaringsbestand.

2.3.19 Lind (*Tilia cordata*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Lind er et varmekjært treslag som vandret inn i løpet av den atlantiske perioden (8 000 - 5 000 f. nåtid). Den forekommer i et belte langs kysten opp til Sunnmøre med spredning videre til Nordmøre. Verdens nordligste forekomst av lind finnes på Brønnøy i Nordland (65° 40'N). På Østlandet finnes spredte forekomster til Ringebru i Gudbrandsdalen, og høyestliggende forekomst er påvist 740 m o.h. ved Lærdal. Lind danner sjelden bestand og har i det hele en beskjeden forekomst selv innenfor sitt utbredelsesområde. I den postglasiale varmetiden for 5000-6000 år siden var lind atskillig vanligere enn nå. Tilbakegangen i hele Europa de siste 2000 år skyldes hovedsakelig dårlig frøsetting assosiert med kjøligere klima (Nord-Europa) og ulike typer menneskelig påvirkning der nydyrking antas å være viktigst (Jensen & Canger 1999). I Norge er vellykket frøsetting vanligere i innlandet enn på Vestlandet og i kystområdene ellers (Salvesen 1996). Det må antas at spredningsevnen er begrenset av høy frøvekt (ca 5 ganger granas frøvekt). Lind bestøves av insekter, og blomstring skjer årlig fra 20-30 års alder av. Den trives best i løs, dyp, næringsrik og noe fuktig jord. Lind setter lett stubbeskudd, men også rotskudd og avleggere (senkere). Vegetativ formering er en viktig overlevelsesstrategi i naturskoger med lind (Frivold 1994).

Graden av genetisk variasjon er lite kjent (Jensen & Canger 1999), men forsøk antyder stor variasjon innen populasjon i evnen til å danne fertile frø og liten grad av innavl (Salvesen 1996). Som for andre insektpollinerte treslag kan det antas relativt stor differensiering mellom populasjoner (Hamrick et al. 1992). Lind er delvis selvfruktbar (Salvesen 1996).

II. Eksisterende tiltak

Lind inngår som hovedtreslag i ca 70 verneområder med alm-lindeskog (Σ 15 446 da, middel ~ 218 da). Den er videre assosiert i ytterligere 23 edelløvskogs-

reservater, i 31 verneområder for barskog og i 12 reservater for barlind/kristtorn (Tabell 4 & 5). Vernet inkluderer ikke de nordligste forekomstene på Østlandet i Rendalen og Gudbrandsdalen. Vernet er foreløpig mangelfullt også i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Lave temperaturer på ettersommeren er trolig en viktig årsak til lindens manglende evne til å danne fertile frø (Salvesen 1996). Lind er også hevdet å være utsatt for frostskafer (Frivold 1994, Børset 1985).

Innførsel av fremmed materiale

Det omsettes noe planter av utenlandsk opprinnelse hos noen skogplanteskoler (Frivold 1994).

Sykdommer

Røtter kan angripes av patogene sopper hvor de verste er honningsopp (*Armillariella* spp.) og rotkjuke (*Heterobasidion annosum*) (Frivold 1994).

Skadegjørere

Husdyr på beite og hjortedyr kan totalt forhindre foryngelse av lind (Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Mangelfull frøsetting gir begrenset mulighet til migrasjon, og det kan derfor ikke forventes at arten i nevneverdig grad kan forflytte seg eller øke utbredelsen. Manglende kjønnnet formering gir liten mulighet til dynamisk tilpasning til miljøet, og det kan over tid redusere den genetiske variasjonen når trær/kloner dør. Videre er utbredelsen beskjedne, forekomsten flekkvis og foryngelsen er stedvis fraværende på grunn av beiting. Tilstanden vurderes som *utsatt* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi.

Det anbefales å sikre et landsdekkende nett med verneområder, eller områder der bruken er underlagt restriksjoner. I dag er det vernet lite i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Det er likeledes viktig å sikre foryngelsen der denne er truet av beiting. *Ex situ*-bevaring bør vurderes for denne arten, men er problematisk på grunn av liten tilgang på frø. Eventuelt kan dette gjøres ved å utnytte lindens gode vegetative formeringsevne.

2.3.20 Kristtorn (*Ilex aquifolium*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Kristtorn etablerte seg i Norge allerede for 9 000 – 10 000 år siden (Angell-Petersen 1992). Arten er særbu og bestøves av vind. Ved siden av kjønnnet formering (steinfrukt) skjer reproduksjonen vegetativt ved stubbeskudd. Frukten spres av fugl. Utbredelsen strekker seg i en ganske smal stripe langs kysten fra Tvedestrand i

Aust-Agder til Smøla og Nerdvik på Sunnmøre. Forekomstene på Nordvestlandet er verdens nordligste, og arten brer seg stadig videre nordover. Forekomsten i Frogn er trolig utgått (Lid & Lid 1994). Kristtorn er skyggetålende og ser ut til å ha en viss preferanse for kalkholdig grunn, men opptrer også på fattigere bergarter. Pollenfunn viser at utbredelsen var større i den postglasiale varmetiden for 5000-8000 år siden, både på Trøndelagskysten og på Østlandet.

Vi kjenner ikke til at genetisk variasjon hos kristtorn har vært studert, men det er kjent at den opptrer med en rekke former som har vært grunnlaget for det foredlingsarbeidet som har pågått over lang tid, i de siste tiår også i Norge (Salvesen 1993b). Evnen til å vokse på en vid gradient av jordsmonntyper (Frivold 1994) kan også være et uttrykk for samsvarende genetisk variasjon (Bush & Smouse 1992). Det at arten er særbu bidrar til å opprettholde genetisk variasjon.

II. Eksisterende tiltak

Verneplan for barlind og kristtorn omfatter 20 områder med kristtorn (Σ 2 767 da, middel ~ 138 da). Den er videre assosiert i 8 verneområder for edelløvskog og 8 verneområder for barskog (Tabell 4 & 5). I utkast til verneplan for barlind og kristtorn er det angitt omtrentlig hvor mange individer av artene som inngår i hvert verneområde (Angell-Petersen 1991, 1992). Det beskjedne verneomfanget utenom Hordaland gjør hensyn i skogbehandling og arealforvaltning spesielt viktig. På Sørlandet er det ikke vernet kristtorn øst for Lillesand og vest for Lyngdal, selv om arten forekommer helt fra Tvedestrand (muligens Kragerø) til Jæren (Lid & Lid 1994). Videre er vernet foreløpig mangelfullt i Sogn og Fjordane, til tross for at verneplanen for Vestlandet er vedtatt. I følge miljøvern-avdelingen hos Fylkesmann i Sogn og Fjordane forutsettes arten sikret gjennom andre verneformer. Det gjenstår å se om dette skjer i et tilfredsstillende omfang.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Følsomhet for vinterfrost og høyt krav til sommervarme har avgjørende betydning for artens utbredelse (Salvesen 1993b, Frivold 1994). De strenge vintrene på 40- og 60-tallet gjorde at mye av kristtornen på Sørlandet gikk ut, spesielt i Aust-Agder (Angell-Petersen 1992).

Skjøtsel / bruk

Overutnytting i marginale forekomster kan føre til lokal utryddelse (Salvesen 1993b).

Innførsel av fremmed materiale

Noe innførsel av handelssorter fra England og Holland. Dette har foregått helt siden 1700-tallet.

Skadegjørere

Unge skudd er utsatt for beiting av bufe og hjortedyr, og i enkelte tilfeller angripes også barken som kan påføres store skader (Salvesen 1993b, Frivold 1994).

IV. Samlet vurdering av tilstand

Kristtorn har god formeringsevne, og nordgrensen er i positiv forflytning. På den annen side er utbredelsen marginal og spredt. Kristtorn er også noe utsatt for frost- og beiteskader. Frostskader har desimert populasjoner på Sørlandet, med mulig tap av genetisk variasjon. Samlet er det grunn til å regne tilstanden som *utsatt* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

På Sørlandet anbefales det å sikre forekomstene øst for Lillesand og vest for Lyngdal bedre. Beitepresset på foryngelsen hos kristtorn bør overvåkes, for eventuelt å redusere hjortedyrbestanden i spesielt belastede områder. Skjøtseltiltak må gjennomføres i verneområder for barlind og kristtorn der dette er påkrevet. En plan for dette utarbeides nå i Hordaland.

2.3.21 Ask (*Fraxinus excelsior*)

I. Innvandring og utbredelse, generell biologi

Ask er et varmekjært treslag som vandret inn i slutten av den atlantisk perioden (8 000 - 5 000 f. nåtid). Den er utbredt i lavlandet langs kysten til Sogn og Fjordane og har spredte forekomster nord til Nærøy i Nord-Trøndelag som er artens nordligste utløper overhodet. I innlandet går den nord til Ringsaker, og høyestliggende forekomst er funnet ved Seljord, 720 m o.h. Nåværende utbredelse er trolig kulturbetinget siden tidligere tiders lauving hindret frøsetting. Den potensielle utbredelsen kan derfor være større enn den nåværende. Ask krever kalkholdig, næringsrikt jordsmonn med frisk fuktighet og gjerne god moldinnblanding. Pollenet spres med vind. Fra 30 - 40 års alderen setter ask rikelig med frø nesten hvert år, men spredningen er trolig begrenset av noe høy frøvekt (ca 10 ganger granas frøvekt). Formering kan også skje med stubbeskudd. Ask er et ganske stormsterkt treslag.

Kjennskap til genetisk struktur hos ask er mangelfull, men det er funnet relativt stor differensiering hos svenske populasjoner i adaptive egenskaper (Baliuckas et al. 1999). I samsvar med dette har Kleinschmit et al. (1996) vist klinal variasjon i løvsprett i materiale fra Romania til Sveits. I en britisk studie ble det nylig vist relativt liten forskjell i ulike adaptive karakterer mellom avkom fra 36 mortrær spredt over hele Storbritannia (Savill et al. 1999). På den annen side viser andre forsøk en betydelig variasjon innen populasjoner, og i mange tilfeller er variasjonen mellom avkom fra enkeltrær innen provenienser like stor som variasjonen mellom provenienser (Pliúra 1999). Slike forskjeller kan reflektere at den genetiske strukturen varierer innen utbredelsesområdet, spesielt mellom øyer og fastland.

II. Eksisterende tiltak

Ask er vernet i edelløvskogreservater som gråor-askeskog og ask-snelleskog hvor førstnevnte kategori er langt viktigst i areal og antall. Til sammen er det vernet 41 reservater med ask som viktig eller dominerende treslag (Σ 6 864 da, middel \sim 167 da). Ask er videre angitt å forekomme i ytterligere 68 verneområder for edelløvskog, i 21 reservater for barskog og i 14 reservater for barlind/kristtorn (Tabell 4 & 5). Vernet i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal kan ikke vurderes før verneplanene for disse fylkene er vedtatt. Med unntak av nevnte fylker, Mjøsregionen og Sør-Trøndelag er fordelingen av verneområder bra i samsvar med utbredelsen av ask.

III. Kritiske/viktige påvirkningsfaktorer

Klima

Ask er utsatt for frostskafer, selv om den skyter sent om våren. Særlig lett fryser endeknoppene på denne tiden, spesielt på unge trær, men også midtvinters kan skader oppstå som frostsprekker i stamme (Børset 1985, Frivold 1994). Mildere vintre vil kunne forsterke slike klimaskafer.

Sykdommer

Av sykdommer på ask er det først og fremst løvtre-kreftsopper (*Nectria* spp.) som kan gjøre skade (Roll-Hansen 1981). Infeksjon skjer gjennom vev som er skadd, for eksempel ved frost.

Skadegjørere

Smågnagere, elg, rådyr og beitende husdyr er de viktigste skadegjørere på ask (Wahlgren 1914, Frivold 1994). Svart askebladveps (*Tomosthetus nigritus*) kan gjøre store innhogg i bladverket, men angriper bare frittstående trær.

IV. Samlet vurdering av tilstand

Ask har god formerings- og pollenspredningsevne. På den annen side er den nåværende utbredelsen spredt og beskjedent, frøspredningen er begrenset og foryngelsen mange steder utsatt for beiteskader. Ask er også frostømfintlig og har relativt lang generasjonstid. Tilstanden for ask vurderes som *usikker* (Tabell 3).

V. Anbefalt bevaringsstrategi

Ask har sannsynligvis relativt stor differensiering i adaptive egenskaper. Følgelig må den forvaltes med spesiell forsiktighet i marginale deler av utbredelsen som rundt Mjøsa og i Trøndelag hvor vernet er mangelfullt. Etablering av bevaringsbestand anses bare nødvendig ved eventuelle negative utviklingstrekk i utbredelse og reproduksjon. Også for ask ville en lavere hjortedyrbestand være heldig for foryngelsen.

2.3.22 Andre norske treslag

Foruten de arter som i det foregående er vurdert enkeltvis mht genressurser gjenstår en del treslag som vil gis en kortere omtale. Noen av disse er så sjeldne eller krevende å artsbestemme at de i liten grad har blitt fanget opp av de konvensjonelle verneplanene. Dessuten er en del av dem ikke taksonomisk utredet. Av den grunn er forekomsten i verneområdene ganske sikkert større enn våre data tilsier. Kritiske *Sorbus*-populasjoner er riktignok med i flere verneforslag, for eksempel i Sogn og Fjordane (*S. meinichii*, fagerrogn). Bare asalarter (*Sorbus* spp.) som forekommer i eksisterende verneområder (pr. februar 2001) er nevnt under. Flere av disse er endemiske (jf Tabell 3). Generelt er den genetiske variasjonen for apomikte arter (ukjønnnet formering) som asal-gruppen meget begrenset (Boshier 2000), og dette bidrar til å gjøre de sårbare. Artsopplysningene under er hentet fra Lid & Lid (1994) og Per Salvesen (pers. medd.).

Rognasal (*Sorbus hybrida*)

Arten omfatter en heterogen gruppe av småarter og disjunkte lokale former. Den er registrert i 17 verneområder i Oslo (2), Buskerud (4), Telemark (4), Hordaland (5) og Nordland (3). Arten er utbredt langs kysten helt til Lofoten. Mer rognasal vil trolig bli vernet når Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal har vedtatt sine verneplaner for edelløvskog.

Grenmarasal (*Sorbus subpinnata*)

Grenmarasal er kun registrert i 3 verneområder i Buskerud (2) og Telemark. Arten er endemisk, sjelden og utbredelsen er begrenset til Sør-Østlandet. Det er ikke foreslått utvidelser av verneplaner i denne regionen som kan fange opp mer av artens forekomster. Konkret truet av arealutnyttelse (vei, hus m.m.).

Norsk asal (*Sorbus norvegica*)

Norsk asal forekommer i 4 verneområder i Oslo, Rogaland og Telemark (2), mens utbredelsen strekker seg langs kysten fra Østfold til Møre og Romsdal. Verneomfanget står følgelig ikke i forhold til utbredelsen. Arten er endemisk. Avgrensningen *vis a vis* bergasal, *S. rupicola*, er kritisk.

Sølvasal (*Sorbus aria*)

Sølvasal er opprinnelig et prydtre som er forvillet mellom Rogaland og Telemark. Det forekommer i 3 verneområder i Oslo, Buskerud og Hordaland.

Fagerrogn (*Sorbus meinichii*)

Arten forekommer med flere distinkte endemiske former langs kysten fra Oslo til N-Trøndelag. Den er kun registrert i 3 verneområder i Hordaland.

Småasal (*Sorbus lancifolia*)

Forekommer svært sjelden i kyststrøk fra Gulen til Alstahaug og Nesna. Arten er registrert i 1 verneområde i Luster i Sogn og Fjordane.

Sørlandsasal (*Sorbus subsimilis*)

Endemisk, forekommer fra Sør-Vestlandet til Flora i Sogn og Fjordane. Arten er kun registrert i ett verneområde i Rogaland.

Nordlandsasal (*Sorbus neglécta*)

Arten er endemisk og består av tre populasjoner i Bindal. Registrert i ett verneområde i Nordland.

Smalasal (*Sorbus lancifolia*)

Endemisk, svært sjelden forekomst i Sogn og fjordane og Nordland. Registrert i ett verneområde i Nesna i Nordland.

Villeple (*Malus sylvestris*)

Villeple er registrert i tilsammen 16 verneområder i Østfold, Oslo, Buskerud, Telemark (2), Vest-Agder (3), Rogaland (2), Hordaland (5) og Nordland. I tillegg til dette er arten utbredt lenger nord på Østlandet og helt til Moskenes i Nordland. Som påpekt av Fægri (1958), er arten i varierende grad oppblandet med gener fra dyrkede eplesorter. Villeple er selvsteril.

Gråselje (*Salix cinerea*)

Arten er vanlig på Østlandet til Oppland og sør til Kristiansand, med spredte forekomster videre i Rogaland og Nord-Trøndelag. Den er registrert i 4 verneområder fordelt på Østfold, Buskerud og Telemark (2).

Svartvier (*Salix myrsinifolia*)

Svartvier forekommer i 3 underarter som dekker store deler av landet, spesielt i høyere liggende og nordlige strøk. Arten er kun registrert i 1 verneområde i Buskerud, men er med sikkerhet rikt forekommende i mange verneområder, spesielt høyere liggende nasjonalparker.

Istervier (*Salix pentandra*)

Istervier finnes på Østlandet til Telemark og har spredte forekomster på kysten av Vestlandet. Fra Trøndelag og nordover til Troms er den relativt vanlig. Den er kun registrert i 4 verneområder i Oslo, Telemark og Nordland (2).

2.3.23 Innførte treslag

Det er plantet 800 – 850 000 da med fremmede treslag i Norge. Med sine 600 000 da utgjør sitkagran, lutzii-gran og lerk ca 70 % og er derfor av de fremmede treslagene som har størst betydning for norsk skogbruk. (B.-H. Øyen, pers. medd.). Siden de første plantingene er det grunn til å anta at det har foregått lokaltilpasning og dannelse av landraser, som er verdifulle og bevaringsverdige i et skogbruksperspektiv. Platanlønn er i kraft av sin vide utbredelse og aggressive spredning det mest dominerende innførte løvtreslaget.

Når ikke annet er angitt er Børset (1985) og Frivold (1994) viktigste kilder for omtalen av sitkagran, lutziigran og lerk.

Sitkagran (*Picea sitchensis*) og lutziigran (*P. glauca* x *P. sitchensis*)

Sitkagran og lutziigran dekker tilsammen rundt 540 000 da, ca 2/3 av de innførte treslagene. Sitkagrana vokser naturlig langs et tynt belte på kysten av Nordvest-Amerika og ble innført til Norge fra tidlig på 1900-tallet av. Som typisk kysttre er sitkagran og lutziigran plantet i ytre og midtre kyststrøk på Vestlandet og i Nordland hvor de utvikler seg særlig godt på næringsrik og frisk, fuktig jord. I disse områdene vokser det til dels betydelig raskere enn gran og blir mindre skadd av vind og salt. Eldre trær av sitkagran kan imidlertid angripes av stokkjuke (*Phellinus pini*), rotkjuke (*Heterobasidion annosum*), og honningsopp (*Armillariella mellea*). Sitkagranlusa (*Elatobium abietinum*) angriper nåler som blir brune, tørket ut og faller av.

Sitkagrana forynger seg naturlig på Vestlandet, og frøsetting begynner i 35 års alder. Arten er utbredt over mer enn 30 breddegrader i Nordvest-Amerika (29-60°N), og forskjellige provenienser (45 – 58°N) plantet sør for Stad viser sterk breddegradsavhengig genetisk variasjon i overlevelse og ulike metriske karakterer (Magnesen 1986, 1999). Erfaringene med sitkaplantingene er noe variable, men det antas god kvalitet ved riktig valg av proveniens.

Lerk (*Larix* spp.)

Den første lerkplantingen vi kjenner til i Norge skriver seg fra 1789, fra Bremsnes på Vestlandet (Øyen & Magnesen 1999). Lerk er senere plantet over hele landet, men over et nokså beskjedent areal på ca 40 000 da. Europeisk lerk (*Larix decidua*) utgjør brorparten og er hjemmehørende i alpine områder i Mellom-Europa, opptil 2500 m o.h. Ellers inngår en viss mengde japansk lerk (*Larix kaemferi*) og sibirisk lerk (*Larix sibirica*), samt mindre mengder andre lerkarter og artshybrider.

Lerken trives best på dyp jord, men ikke med for mye fuktighet. Selv om viltvoksende europeisk lerk forekommer mest i innlandsstrøk, går den også bra i kystområder på Vestlandet og i Troms. På Nordmøre og rundt hager og plantefelt ellers på Vestlandet har den naturalisert seg (Øyen & Magnesen 1999). Lerken er stormsterk og meget lyskrevende. Den begynner frøsettingen tidlig og setter frø hvert år. Lerkekreften (*Lachnellula wilkommii*) regnes som det største problemet ved dyrking av lerk, men også rotråte (*Heterobasidion annosum*), granbarlus (*Sacchiphantes viridis*) og lerkbarveps (*Pristiphora erichsonii*) gjør skade. Alle lerkarter er svært utsatt for beiteskader av hjortedyr og bufe, samt vårfrost. Det siste problemet kan imidlertid reduseres ved valg av riktig proveniens. Imidlertid viste et stort anlagt forsøk med 20 provenienser europeisk lerk på Vestlandet at dyrkings-

sted, særlig regionalt, var viktigere enn valg av proveniens for god kvalitet og for å unngå skader (Øyen & Magnesen 1999).

Platanlønn (*Acer psudoplatanus*)

Kildene til dette avsnittet er Fremstad & Elven (1996) og Haxthow (1998). Platanlønn ble trolig innført til Norge som parktre på midten av 1700-tallet. Det er videre sannsynlig at arten har blitt innført gjentatte ganger med materiale fra forskjellige områder i Mellom-Europa. Platanlønn i Norge har nå kjerneområde mellom Rogaland og Møre, men er utbredt i alle fylker med unntak av Hedmark. Spesielt hyppig opptrer den i by- og tettstedsnære områder. Fruktsetting skjer fra 20-30 års alder av. Frittstående trær kan deretter sette frukt årlig, og spredningen er åpenbart meget effektiv. Platanlønn er et av de europeiske treslagene som vokser raskest, også i skygge, og er meget konkurransedyktig på næringsrik mark i lavlandet. Av den grunn er den også en trussel mot naturlig vegetasjon slike steder. Dette gjelder ikke minst i edelløvkoger og barlind/kristtorn-forekomster i fjordstrøkene på Vestlandet hvor skjøtseltiltak vurderes i reservatene for å ivareta naturlig vegetasjon. Platanlønn har ingen plass i skogbruket i Norge, selv om potensialet burde være tilstede. Genetisk variasjon har ikke vært studert i Norge.

2.4. Diskusjon

2.4.1 Mangelfullt vern – områder og arter

Vestlandet

Vestlandet peker seg ut som en landsdel der vernet er spesielt mangelfullt ettersom Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal ennå ikke har vedtatt verneplaner for edelløvskog (Tabell 8). Dette gjør vernet ufullstendig for alle artene i Tabell 8 med unntak av spisslønn som ikke forekommer naturlig på Vestlandet. Etter at verneplanene er gjennomført vil det fortsatt være et udekket vernebehov for villeple og søtkirsebær. Det er kun fremmet forslag om to verneområder med søtkirsebær og ett med villeple i Sogn og Fjordane. For de øvrige artene må en endelig vurdering avvente innholdet i verneplanene for edelløvskog når de er vedtatt. Verneplanen for edelløvskog i Møre og Romsdal forventes å bli vedtatt i 2003 og i Sogn og Fjordane i 2005 (Knut Fossum pers. medd. 2001).

Sør- og Nord-Trøndelag

Ask i Sør-Trøndelag og villeple i begge trøndelagsfylkene er dårlig sikret med dagens verneomfang (Tabell 8).

Østlandet og Sørlandet

De nordligste forekomstene av sommereik, villeple, alm, spisslønn og ask på Østlandet forekommer i Oppland og Hedmark og er dårlig sikret der av eksisterende vern, spesielt de to førstnevnte artene (Tabell 4 & 8). I Østfold og Akershus er vernet av eikeartene, villeple og søtkirsebær mangelfullt, men dette er en mer sentral del av utbredelsen for artene og trolig mindre kritiske områder mht tap av genetisk variasjon. Villeple og søtkirsebær står også uten tilfredsstillende vern i Telemark, Aust- og Vest-Agder. Det samme gjelder kristtorn i Aust-Agder.

2.4.2 Arter som er utsatt for beiteskader

Atskillige treslag er utsatt for beiting, både fra bufe og hjortedyr. I de siste tiårene har bestandene av elg, hjort og rådyr økt kraftig, og beiteskader på trær og foryngelse er mange steder problematisk. Utsatte treslag omfatter bøk, eik, søtkirsebær, spisslønn, lind, kristtorn, barlind (Østlandet), ask, furu, osp, rogn, selje, bjørk og hassel. Som mulig trussel mot genetisk variasjon kan utvalget begrenses til de åtte førstnevnte artene. Det er vanskelig å tenke seg andre effektive tiltak enn reduksjon av hjortedyrbestandene. I helt spesielle tilfeller kan sårbare og verdifulle forekomster gjerdes inn. På kort sikt vil vi foreslå at beiteskadene kartlegges og overvåkes på utvalgte steder for enkelte arter. Det er nærliggende å foreslå en studie av beiteskader på eik, barlind og kristtorn på Sørlandet og lind i sentrale deler av Østlandet.

2.4.3 Arter som foredles

For målrettet utnyttelse av de genetiske ressursene gjennom planteforedling er det bare for gran det utføres aktiviteter av større betydning. Foredlingsmaterialer er bevart i klonarkiv, frøplantasjer og avkomforsøk. I "Strategisk plan for frøforsyning, planteforedling og genbevaring" (Skogfrøverket 1999) er de eksisterende materialer vurdert til ikke å være tilstrekkelige for framtidige foredlingsaktiviteter. Det anbefales derfor å intensivere arbeidet med å øke størrelsen av foredlingspopulasjonene. For hengebjørk, kristtorn, søtkirsebær og furu er mindre foredlingsaktiviteter i gang som bevarer materialer med kjent genetisk variasjon. I tillegg foregår det genetiske studier på rogn, spisslønn og svartor. Det anbefales videre å bevare materiale av treslag som benyttes til snittgrønt og juletrær.

2.4.4 Oppsummering

Foruten asalarternes er 11 av våre treslag klassifisert som ikke-*vitale* (Tabell 3). Med unntak av bøk er de samme treslagene i varierende grad mangelfullt sikret av eksisterende vern (Tabell 8). Når gjenstående verneplaner for edelløvskog er vedtatt, er det grunn til å tro at det fortsatt er et udekket vernebehov for eikeartene, alm, spisslønn, lind, ask, kristtorn, villeple og søtkirsebær (Tabell 8). Med unntak av alm er alle disse artene også utsatt for beiteskader i større eller mindre deler av utbredelsen, og for enkelte er foryngelsen stedvis fraværende. Dette gjelder også bøk. Alm er på sin side truet av almesjuken. Det er følgelig et sammenfall av genetisk sårbarhet, utsatthet for beiteskader/sykdom og mangelfullt vern for ni av våre treslag. Det er grunn til å tro at dette også gjelder flere asalarter.

Tabell 8. Oversikt over arter og tilhørende fylker der eksisterende vern er mangelfullt. Samtlige arter i denne oversikten er ansett å være sårbare med hensyn til tap av genetisk variasjon (ikke-*vitale*, jf Tabell 3). Vi antar at bøk er sikret et tilfredsstillende verneomfang i dag. Parentesene viser fylker hvor vernestatus vil forbedres etter at gjenstående verneplaner for skog er gjennomført. Det er grunn til å tro at verneomfanget for de fleste asalarternes ikke blir tilfredsstillende selv etter gjennomføring av gjenstående verneplaner.

Fylke	Barlind	Eik spp.	Alm	Vill-eple	Søtkirsebær	Spisslønn	Lind	Kristtorn	Ask
Øf		x		x	x				
Ak		x		x	x				
He		x	x			x	x		x
Op				x		x			x
Bu				x	x				
Vf				x	x				
Te				x	x				
AA				x	x			x	
VA					x				
Ro				x	x				
Ho				x	x				
SF	(x)	(x)	(x)	x	x		(x)	(x)	(x)
MR		(x)	(x)	x			(x)		(x)
ST				x					x

3. Forslag til nasjonal plan med anbefalinger av bevaringstiltak

3.1. Organisering og samarbeid

3.1.1 Aktører i genressursbevaringen

Det overordna ansvaret for bevaring av skogstrærnes genetiske ressurser ligger hos Landbruksdepartementet og Miljøverndepartementet, med forvaltningsmessig grunnlag i miljøvern- og skoglovgivningen.

Ved bevaring gjennom bruk deltar alle som er ansvarlig for foryngelsen og senere skjøtsel i produksjonsbestand. Spesielt ansvar ligger hos Det norske Skogfrøverk, som er ansvarlig for frøforsyning og planteforedling, og Norsk institutt for skogforskning (Skogforsk) som utfører genetisk forskning og gir faglig rådgivning til foredling og genressursbevaring. Ansvaret for bevaring i verna områder ligger hos Direktoratet for naturforvaltning og miljøvern-avdelingene i fylkene. I genetisk forskning og spesielle foredlingsaktiviteter er det aktuelt med deltakelse fra flere andre institutter og avdelinger ved universiteter, høgskoler og forskningsinstitutter. Det er følgelig mange aktører innen ulike aktiviteter og på forskjellige nivåer i genressursbevaringen.

3.1.2 Nasjonal og internasjonal organisering

Det bør opprettes et nasjonalt nettverk mellom de ulike norske institusjonene som arbeider med genetiske ressurser hos skogstrær. I dag omfatter disse Norsk institutt for skogforskning, Det norske Skogfrøverk, Planteforsk, Arboretet på Milde (UiB) og noen institutter ved Norges landbrukshøgskole. Landbruksdepartementet er av den oppfatning at Norsk institutt for skogforskning bør være ansvarlig for en slik nasjonal organisering (iht budsjettforslag for 2001). Det er naturlig at denne institusjonen også blir ansvarlig for å opprettholde og oppdatere nødvendige databaser over bevaringsenheter og leder arbeidet med overvåkning av genetiske ressurser. Den vil også være en viktig aktør i det nordiske og internasjonale samarbeidet.

EUFORGEN (European Forest Genetic Resources Programme) startet i 1994 for å fremme bevaringen av skogstrærnes genetiske ressurser i Europa. Arbeidet er organisert gjennom fem samarbeidsgrupper (nettverk) for arter eller grupper av arter (se del I). De har hatt stor betydning for å starte aktiviteter i medlemslandene, for koordinering av samarbeid og utveksling av informasjon. Norsk institutt for skogforskning representerer Norge i nettverkene for bartrær (Conifers Network), edelløvtrær (Noble Hardwoods Network) og eik/bøk (Social Broadleaves Network). EUFORGENs virksomhet er forlenget med fem nye år (2000-2004). Norge bør fortsatt delta i dette samarbeidet.

De nordiske lands aktiviteter omkring forvaltning av skogstrærnes genetiske ressurser kan med fordel koordineres bedre. Dette kan gjøres ved at det opprettes

et sekretariat for felles nordiske aktiviteter, og selve koordineringen kan skje i regi av de nasjonale representantene for EUFORGEN. Dette må opprettholdes selv om EUFORGEN nedlegges etter 2004.

Samarbeidet mellom de nordiske landene innen genetisk forskning på skogstrær skjer gjennom Samarbeidsgruppen for forvaltning av trærns genetiske ressurser i SNS (Samnordisk Skogforskning). Den opprettholder kontakten mellom de enkelte lands forskergrupper og initierer forskningsprosjekter som SNS bidrar med midler til. Det er et behov for betydelig mer midler til nordiske samarbeidsprosjekter omkring genetiske ressurser.

For utdanning og for å opprettholde faglig kompetanse vil det være gunstig med både nasjonalt og nordisk samarbeid mellom grupper som arbeider med genetiske ressurser til jordbruksplanter, husdyr og skogstrær.

3.2. Tiltak og prioriteringer

Et problem knyttet til eksisterende vern er at mange verneområder er små, spesielt edelløvskogsreservatene, og vi har liten oversikt over hvor mye av hver art som faktisk inngår i de enkelte verneområdene. Sårbare og konkurransesvake arter opptrer spredt med få individer, og små verneområder gir et marginalt bidrag til bevaring av genetiske ressurser for slike arter. Dessuten er fordeling av genetisk variasjon innen og mellom populasjoner i forskjellige økologiske soner bare unntaksvis kjent. Vernet har med andre ord en ukjent verdi for bevaring av genetiske ressurser for mange skogstrær. Over tid kan også naturlige suksesjoner endre artssammensetningen slik at enkelte treslag blir utkonkurrert. Omfattende klimaendringer vil kunne påskynde en slik prosess og særlig gjøre at løvtrær øker utbredelsen på bekostning av bartrær (Sykes & Prentice 1996, Sætersdal et al. 1998). Verneområdene vil følgelig kunne miste mye av sin nåværende funksjon som genressursreservater under et annet klimaregime. Dette tilsier at uansett fremtidige utvidelser av verneomfanget for skog vil ikke vern alene gi tilstrekkelig bevaring for sårbare arter. Effektiv bevaring beror på en kombinasjon av områdevern, kunnskapsbasert skjøtsel og forvaltning, og for enkelte arter overvåking og etablering av bevaringsbestand.

3.2.1 Forslag til konkrete bevaringstiltak

Restriksjoner på hogst og arealdisponering

Uformelle muligheter: I all skogbehandling må det inngå selvpålagte hensyn til treslag uten kommersiell nytte, spesielt nær de klimatiske nordgrensene. Dette vil for genressursbevaringen trolig være det mest effektive tiltaket og må rettes mot alle artene i Tabell 8, spesielt villeple, søtkirsebær og asalartene.

Formelle muligheter: For områder som har særlig verdi for friluftsliv og naturvern åpner § 17b i Skogbruksloven for muligheten til å pålegge restriksjoner på

hogst og tekniske inngrep. Restriksjonene kan ikke være så vidtgående at de utløser erstatning. Paragrafen er tidligere brukt i Oslomarka og Aremark. Skogbruksloven skal for øvrig revideres fullstendig og vil tilføres klare bestemmelser om bærekraftig skogbruk og langsiktig ressursforvaltning.

Hensyn kan også innarbeides i kommunale planer. Etter Plan- og bygningsloven (§25-6) kan det legges restriksjoner i reguleringsplaner for å ivareta viktige naturvernområder (spesialområder). Dette er særlig aktuelt i Inf-områder (landbruk- natur- friluftslivs-områder) som er reguleringsformen for store skogarealer. Det er grunn til å vurdere bruk av disse lovbestemmelsene for å bevare særlig verdifulle forekomster av sårbare treslag som ikke lar seg sikre på annen måte. Det er viktig å kartlegge og utnytte lokal kunnskap, og det påhviler derfor kommuner og fylker et spesielt ansvar i å innhente informasjon i planprosessene.

Skjøtsel

Skog er vernet overveiende som naturreservater. Selv om denne verneformen er meget restriktiv, åpner verneforskriftene (§ VII) for å gjennomføre skjøtseltiltak som fremmer verneformålet. Dette er blant annet under planlegging i edelløvsogreservater i Aust-Agder og i reservater for barlind/kristtorn i Hordaland. Med dertil egnet skjøtsel kan naturreservatene på den måten fungere som genressursreservater for utvalgte arter, også selv om fremtidige miljøforhold skulle favorisere andre arter. Skjøtsel kan vise seg å bli viktigere og kan være et effektivt redskap for å fremme bevaring av genetiske ressurser.

Bevaringsbestand

Klassisk naturvern alene er ikke alltid tilstrekkelig for å opprettholde det biologiske mangfoldet, slik også Skogmeldingen fremhever. For treslag med spredt forekomst kan bevaring av genetiske ressurser gjøres mer effektivt i bestand som settes av til dette formålet. Etablering av bevaringsbestand kan være et nødvendig tiltak for å ta vare på almepopulasjonen på Østlandet. Slike bestand bør legges nord for almesplintborens utbredelse, for eksempel i Sør-Trøndelag.

Det er ønskelig om også genetisk materiale for noen randpopulasjoner av villeple og søtkirsebær kunne sikres i bevaringsbestand, eventuelt også eikeartene, spisslønn og ask hvis utviklingen skulle tilsi det. Etablering av bevaringsbestand foreslås primært i marginale områder hvor vernet er mangelfullt. Flere av artene over har etterhvert fått stor kommersiell verdi, og bevaringsbestand kan også danne grunnlag for tømmer- og frøproduksjon til kommersielle formål. På den måten kan den genetiske variasjonen opprettholdes gjennom bruk. Man kan også tenke seg at bevaringsbestand kan gi opphav til sekundære foredlingsaktiviteter, f. eks. ved etablering av bestand basert på utvalgte trær i bevaringsbestandene.

Utvidet vern

Vi gir en kort oppsummering av de mest åpenbare manglene under. Vern for genressursbevaring kan gjerne skje som landskapsvernområder der skjøtsel for genressursbevaring nedfelles i vernevedtektene. Denne verneformen utløser ikke erstatning. Dersom bevaringsbestand etableres for en art som beskrevet over er det ikke nødvendig å samtidig utvide verneomfanget i samme område, sett fra et genetisk synspunkt.

Vestlandet. Manglene skyldes i stor grad at verneplaner for edelløvsog i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal ennå ikke er gjennomført (se diskusjonen i del II). I den utstrekning det er mulig, bør manglene som er påpekt i Tabell 8 tas i betraktning.

Østlandet. Vi anbefaler at det vurderes utvidet vern av sommerekik, alm, spisslønn og lind i Oppland og Hedmark (Tabell 8). Forekomster av disse artene må ha en viss minstestørrelse før vern etter naturvernloven eller annet lovverk er interessant og aktuelt.

Sørlandet. Vernet av kristtorn bør utvides øst for Lillesand og vest for Mandal (Tabell 8). Eventuelt bør det legges restriksjoner på arealbruken i de mest verdifulle områdene.

Planlagte utvidelser

Verneplaner for edelløvsog i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal forventes å bli vedtatt i henholdsvis 2003 og 2005, mens vern av rike løvsog i Troms og Finnmark er berammet til 2005. For barskogvern er framdriftsplanen at verneplan barskog delplan Midt-Norge fase II skal vedtas i 2001 (40 km²) og at delplan Øst-Norge fase II skal vedtas i 2002 (40 km²). I tillegg planlegges tre suppleringsområder i delplan Vest-Norge vedtatt i 2001, samt at verneplan for Oslomarka skal vedtas i 2001, eventuelt i 2002 (Knut Fossum DN pers. medd. 2001). Med unntak av verneplanene for edelløvsog på Vestlandet anses ikke andre utvidelser å være viktige for genressursbevaringen da disse planene vesentlig omfatter treslag som ikke har utpregete vernebehov (*vitale* arter).

Overvåking

Overvåkingens idé er å foreta registreringer over tid for å undersøke om endringer finner sted. Av aktiviteter spesielt knyttet til genetisk variasjon vil vi peke på følgende:

Utbredelse er den faktoren som alene viser sterkest sammenheng med genetisk variasjon. Følgelig er overvåking av utbredelse for arter med beskjedne og spredt forekomst en nøkkelaktivitet (eks. enkelte asalarter). En hel rekke arter har over store områder fraværende foryngelse på grunn av stort beitepress. Som nevnt tidligere er det grunn til å følge dette opp, spesielt i områder hvor beitepresset sammenfaller med klimatiske forhold som også begrenser foryngelsen. Graden av kjønnet formering har betydning for dannelse av nye genotyper og på den måten for den langsiktige tilpasningsevnen. Under våre klimaforhold

har lind problemer med å sette spiredyktige frø, og arten overlever i stor grad ved vegetativ formering. Dette kan endre seg ved en klimaendring og bør overvåkes. I et utvalg naturreservater bør det også gjøres registreringer av sammensetning og mengdeforhold i trefloraen for å følge dynamiske endringer i skogøkosystemer som ikke er under direkte påvirkning av menneskelige aktiviteter. Dette har særlig interesse for å overvåke endringer assosiert med mulige klimaendringer.

Foryngelse

For skogbruket berører dette foreløpig i liten grad andre arter enn gran og furu, og hovedlinjene i den praktiske foryngelsen som skisseres under er i samsvar med hvordan den har vært drevet de siste tiår.

Foryngelsen bør skje naturlig der forholdene ligger til rette for det. Når skogen forynges ved planting, bør den ha opphav i materialer som er tilpasset de klimatiske forhold på plantestedet. Dette gjelder også frø fra frøplantasjer. Frø fra utenforliggende proveniensområder bør kun benyttes dersom det gjennom forsøk kan dokumenteres at det er velegnet. For gran bør utenlandske provenienser begrenses til områder hvor grana ikke forekommer naturlig. Furu forynges i hovedsak naturlig, ofte ved at det settes igjen frøtrær etter at bestand er blitt avvirket. Det må presiseres at antall frøtrær og utvalget av disse kan få betydning for den genetiske variasjonen i neste generasjon.

Det bør vedtas en langsiktig strategi for foredlingsvirksomheten der opprettelse og bevaring av tilstrekkelig store foredlingspopulasjoner for aktuelle landsdeler og klimasoner inngår. Det bør tas sikte på å kunne karakterisere viktige tilpasningsegenskaper for alle frøpartier som benyttes i planting slik at det kan velges best mulig tilpasset plantemateriale til hver lokalitet.

Opprettholde materiale med kjent genetisk variasjon

Det norske Skogfrøverk har ansvar for en rekke forsøk med gran som over lang tid er fulgt opp med registreringer i samarbeid med Norsk institutt for skogforskning. Dette omfatter ikke minst materialer med kjent genetisk variasjon som i stor utstrekning er plantet på forskjellige steder i Norge og ellers i Skandinavia. Blant annet inngår klonsamlinger i slike bredt anlagte forsøk. Materialer med lange tidsserier har etterhvert fått ny anvendelse ved at det gir en unik mulighet til å overvåke klimaendringer, samt å studere konsekvensen og variasjonen av dette over geografiske gradienter. Omfattende klimaendringer er antatt å finne sted i løpet av få tiår, med andre ord innenfor varigheten av et vanlig omløp. Mange miljøer vurderer lange tidsserier av ulike typer som noe av det mest verdifulle redskap forskningen besitter i overvåkingen av effekteter av klimaendringer. Innhenting av slike data bør derfor ha høy prioritet.

Materiale med kjent genetisk variasjon har også stor verdi i forhold til å studere tilpasningsegenskaper med tanke på kommersiell utnyttelse, for eksempel ved å bidra med frø i dårlige frøår. Utvalgte materialer av et fåtall andre treslag som brukes i produksjon av snittgrønt og juletrær er også bevart i klonarkiv og frøplantasjer. I likhet med gran er det for disse artene av stor betydning at slikt materiale bevares og følges opp i årene fremover.

3.2.2 Forskningsbehov

Kunnskapsbasert forvaltning er spesielt viktig for sårbare arter med ukjent genetisk struktur. I enkelte tilfeller har forvaltningen selv tatt initiativ til konkrete forskningsoppgaver. Vi mener følgende oppgaver bør prioriteres:

- Alm. Forsøk ble initiert (2000) for å kartlegge almens genetiske variasjon innen og mellom populasjoner i forskjellige landsdeler med tanke på å anlegge et bevaringsbestand. Det bør videre utvikles metoder for å vevsformere alm for å kunne masseformere verdifulle kloner og kryobevarer materiale for bevaring av genetisk variasjon. Almefrøene taper spireevnen raskt og kan ikke fylle det formålet.
- Furu. Det er fra Fylkesmannen i Hordaland og Skogforsk tatt initiativ til å kartlegge furuas genetiske struktur på Vestlandet. Genetisk differensiering mellom furua på Øst- og Vestlandet kan skyldes innvandringshistoriske forhold, gjerne i kombinasjon med forskjellig seleksjonstrykk og historisk bruk.
- Barlind/kristtorn. Begge arter forekommer spredt og har beskjedent utbredelse. Videre har de fuglespredning og representerer eksotiske innslag i vår flora. Det er behov for mer genetisk kunnskap om disse artene for å kunne forvalte de slik at den genetiske variasjonen opprettholdes. Pilotprosjekt er igangsatt (2000).
- Lind. Den genetiske variasjonen bør kartlegges i norske bestand og sammenlignes med mellom-europeiske bestand for å finne ut hvilken effekt delvis fravær av kjønnet formering gjennom lang tid kan ha fått for den karakteren.
- Asalartene. Taksonomien for denne gruppen bør utredes og utbredelsen og genetisk variasjon for enkeltartene/småartene kartlegges.
- Gran. Arbeidet med å studere artens klimatilpasning må fortsette. Dette begrunnes både med granas viktige kommersielle betydning og med behovet for å kjenne bedre grunnleggende mekanismer (ettereffekter) som også kan forekomme hos andre treslag.

Etterord

Takk til miljøvernmyndighetene hos Fylkesmennene og til Jørn Erik Bjørndalen (NLH) for verdifulle opplysninger om treslagsutvalg i vernete områder. Vi vil videre takke Ellen Arneberg (DN) som blant annet har besørget filkopi av DNs vernkatalog, Per Harald Salvesen, Arboretet på Milde (UiB), for gjennomgang av utvalgte deler, samt Toril Eldhuset og Camilla Baumann (Skogforsk) for feilsøking i sluttfasen. En takk rettes også til Landbruksdepartementet som er oppdragsgiver for denne rapporten.

Litteratur

- Angell-Petersen, I. 1991. Barlind og kristtorn i Øst-Norge. Utkast til verneplan. DN-rapport 1991-6. 64 s.
- Angell-Petersen, I. 1992. Barlind og kristtorn i Vest-Norge. Utkast til verneplan. DN-rapport 1992-10. 85 s.
- Angell-Petersen, I. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Sør-Trøndelag. Økoforsk rapport 1988-8. 241 s.
- Ata, C. 1992. Multiple-use of land by growing alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. subsp. *barbata* (C.A. Mey) Yalt.) in hazel (*Corylus avellana*) plantations. Nor. J. Agr. Sci. Suppl. No. 8: 17-23.
- Bacillieri, R., Labbe, T. & Kremer, A. 1994. Intraspecific genetic structure in mixed populations of *Quercus petraea* (Matt.) Liebl and *Q. robur* L. Heredity 73: 130-141.
- Baliuckas, V., Ekberg, I., Eriksson, G. & Norell, L. 1999. Genetic variation among and within populations of four Swedish hardwood species assessed in a nursery trial. Silvae Genet. 48: 17-25.
- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1989a. Landsplan for verneverdige kalkfurskoger og beslektede skogstyper i Norge. II. Lokaliteter på Østlandet og Sørlandet. DN-rapport 1989-10. 245 s.
- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1989b. Landsplan for verneverdige kalkfurskoger og beslektede skogstyper i Norge. III. Lokaliteter på Vestlandet. DN-rapport 1989-10. 78 s.
- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1989c. Landsplan for verneverdige kalkfurskoger og beslektede skogstyper i Norge. IV. Lokaliteter i Trøndelag. DN-rapport 1989-10.
- Bolstad, A.M. & Salvesen, P. 1999. Biosystematic studies of *Sorbus meinichii* (Lindb.) Hedl. (*Rocaceae*) at Moster, S. Norway. Nor. J. Bot. 19: 547-559.
- Boshier, D.H. 2000. Mating systems. S. 63-79. Young, A., Boshier, D. & Boyle, T. (Eds.). Forest Conservation Genetics. Principles and Practice. CABI Publishing, Wallingford.
- Boshier, D.H., Chase, M. R. & Bawa, K. S. 1995. Population genetics of *Cordia alliodora* (*Boraginaceae*), a neotropical tree. III. Gene flow, neighbourhood, and population substructure. Am. J. Bot. 82: 484-490.
- Brasier, C.M. 1996. *Phytophthora cinnamomi* and oak decline in southern Europe. Environmental constraints including climate change. Ann. Sci. For. 53: 347-358.
- Brasier, C.M., Robredo, F. F. & Ferraz, J.F.P. 1993. Evidence for *Phytophthora cinnamomi* involvement in Iberian oak decline. Plant Pathol. 42: 140-145.
- Bruun, F.R. & Ryen, I. 1993. Søkirsebær som skogstre – en litteraturstudie. Aktuelt fra Skogforsk 1-93. 17 s.
- Bush, R.M. & Smouse, P.E. 1992. Evidence for the adaptive significance of allozymes in forest trees. New Forests 6: 179-196.
- Børset, A. 1979. Inventering av skogressurser på statens grunn. Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole. NF rapport 3/79. 451 s.
- Børset, O. 1985. Skogskjøtsel I. Skogøkologi. Landbruksforlaget, Oslo. 494 s.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge. Nasjonalatlas for Norge. Statens karverk.
- Danell, Ö. 1992. Genetisk varietet på ulike slett. Skog & Forskning 1/92:28-44.
- Demesure, B. 1998. Mountain ash (*Sorbus* spp.). S. 48-50 i: Turok, J., Collin, E., Demesure, B., Eriksson, G., Kleinschmit, J., Rusanen, M. & Stephan, R. (Eds.). Noble Hardwoods Network. Report of the second meeting, 22-25 March 1997, Lourizán, Spain. International Plant Genetic Resource Institute, Rome, Italy.
- DeWald, L.E. & Steiner, K.C. 1986. Phenology, height increment, and cold tolerance of *Alnus glutinosa* populations in a common environment. Silvae Genet. 35: 205-211.
- Didham, R.K. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. S. 303-320 i: Watt, A.D., Stork, N.E. & Hunter, M.D. (Eds.). Forests and insects. Chapman and Hall, London.
- Dietrichson, J. 1971. A summary of studies on genetic variation in forest trees grown in Scandinavia with special reference to the adaptation problem. Meddr. norske SkogforVes. 29: 25-59.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 1991a. Barskog i Midt-Norge. Utkast til verneplan. DN-rapport 1991-1. 119 s.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 1991b. Barskog i Øst-Norge. Utkast til verneplan. DN-rapport 1991-5. 272 s.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 1992. Barskog i Vest-Norge. Utkast til verneplan. DN-rapport 1992-9. 120 s.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 1995. Naturvern-områder i Norge 1911-1994. DN-rapport 1995-3. 178 s.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) 1996. Barskog i Nord-Norge. Utkast til verneplan. DN-rapport 1996-7. 128 s.
- Ducci, F. & Santi, F. 1997. The distribution of clones in managed and unmanaged populations of wild cherry (*Prunus avium*). Can. J. For. Res. 27: 1998-2004.

- Ducouso, A., Guyon, J.P. & Kremer, A. 1996. Latitudinal and altitudinal variation of bud burst in western populations of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt) Liebl). *Ann. Sci. For.* 53: 775-782.
- Dæhlen, A. G., Johnsen, Ø. & Kohmann, K. 1995. Høstfrosterdighet hos unge granplanter fra norske provenienser og frøplantasjer. *Rapp. Skogforsk* 1/95: 1-24.
- Ekberg, I., Eriksson, G. & Weng, X. 1985. Between- and within-population variation in growth rhythm and plant height in four *Picea abies* populations. *Studia For. Suec.* 167. 14 s.
- Eriksson, G. 1991. Challenges for forest geneticists. *Silva Fenn.* 25: 257-269.
- Eriksson, G. 1992. Genbevarande av ädle lövträd. Institutionen för skogsgenetik. Rapporter och Uppsatser 46. Sveriges Lantbruksuniversitet. 7 s.
- Eriksson, G. 1996. Evolutionary genetics and conservation of forest tree genetic resources. S. 159-167 i: Turok, J., Eriksson, G., Kleinschmit, J., & Canger, S. (Eds.). *Noble Hardwoods Network. Report of the first meeting, 24-27 March 1996, Esherde, Germany.*
- Eriksson, G. 1998. Sampling for genetic resources populations in the absence of genetic knowledge. S. 61-75 i: Turok, J., Collin, E., Demesure, B., Eriksson, G., Kleinschmit, J., Rusanen, M. & Stephan, R. (Eds.). *Noble Hardwoods Network. Report of the second meeting, 22-25 March 1997, Lourizán, Spain. International Plant Genetic Resource Institute, Rome, Italy.*
- Eriksson, G. & Jonsson, A. 1986. A review of genetics of *Betula*. *Scand. J. For. Res.* 1: 421-434.
- Erstad, A. 1999. Variation in *Sorbus aucuparia* in Sogn og Fjordane county, Norway. S. 271-275 i: Papanastasis, V.P., Frame, J., Natis, A.S. (Eds.). *Grasslands and woody plants in Europe. Proceedings of the International occasional symposium of the European Grassland Federation, 27-29 May 1999, Tsaloniki, Greece.*
- Falconer, D.S. & Mackay, T.F.C. 1996. *Introduction to quantitative genetics. Fourth Edition.* Longman.
- Frascaria, N., Santi, F. & Gouyon, P.H. 1993. Genetic differentiation within and among populations of chestnut (*Castanea sativa* Mill.) and wild cherry (*Prunus avium* L.). *Heredity* 70:634-641.
- Fremstad, E. 1983. Role of black alder (*Alnus glutinosa*) in vegetation dynamics in West Norway. *Nord. J. Bot.* 3: 393-410.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1996. Fremmede planter i Norge. Platanlønn (*Acer pseudoplatanus* L.). *Blyttia* 54: 61-78.
- Frison, E. F., Lefevre, F., de Vries, S. & Turok, J. 1995. *Populus nigra* Network. Report of the first meeting, 3-5 October 1994, Izmit, Turkey. IPGRI, Rome, Italy.
- Frivold, L.H. 1994. *Trær i kulturlandskapet.* Landbruksforlaget, Oslo. 224 s.
- Fylkesmannen i Aust-Agder 1977. Utkast til verneplan for edellauvskog i Aust-Agder fylke. 69 s.
- Fylkesmannen i Buskerud 1982. Utkast til verneplan for edellauvskog i Buskerud fylke. 69 s.
- Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1996. Utkast til verneplan for edellauvskog i Møre og Romsdal. 162 s.
- Fylkesmannen i Nordland 1992. Utkast til verneplan for rike løvskoger i Nordland fylke. Rapport 4-92. 93 s.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus 1978. Utkast til verneplan for edellauvskog i Oslo og Akershus fylker. 61 s.
- Fylkesmannen i Rogaland 1979. Utkast til verneplan for edellauvskog i Rogaland fylke. 88 s.
- Fylkesmannen i Sogn og Fjordane 1979. Utkast til verneplan for edellauvskog i Sogn og Fjordane fylke. 77 s.
- Fylkesmannen i Sør-Trøndelag 1981. Utkast til verneplan for edellauvskog i Sør-Trøndelag fylke. 82 s.
- Fylkesmannen i Telemark 1977. Utkast til verneplan for edellauvskog i Telemark fylke. 88 s.
- Fylkesmannen i Vest-Agder 1978. Utkast til verneplan for edellauvskog i Vest-Agder fylke. 102 s.
- Fylkesmannen i Vestfold 1978. Utkast til verneplan for edellauvskog i Vestfold fylke. 108 s.
- Fylkesmannen i Østfold 1979. Utkast til verneplan for edellauvskog i Østfold fylke. 62 s.
- Fystro, I. 1962. Skogbrukets frøforsyning. S. 299-318 i: Børset, O. (Ed.). *Skogbruksboka, Vol. 2 Skogskjøtsel.* Skogforlaget, Oslo.
- Fægri, K. 1958. *Norges planter.* 2 bind. Cappelen, Oslo. 304 s.
- Fægri, K. & van der Pijl, L. 1971. *The principles of pollination ecology.* Pergamon Press, Oxford. 291s.
- Gibbs, J.N., Brasier, C.M. & Webber, J.F. 1994. Dutch elm disease in Britain. *Research Information Note* 252. Forestry Commission, Edinburgh. 7 s.
- Giertych, M. 1991. Provenance variation in growth and phenology. S. 243-254 i: Giertych, M. & Mátyás, C. (Eds.). *Genetics of Scots pine. Development in plant genetics and breeding Vol. 3.* Elsevier, Amsterdam.
- Gjærevold, O. 1992. *Plantegeografi.* Tapir, Trondheim. 200 s.
- Goncharenko, G. G., Zadeika, I. V. & Birgelis, J. J. 1995. Genetic structure, diversity and differentiation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in natural populations of Latvia. *For. Ecol. Man.* 72: 31-38.
- Hafsten, U. 1991. Granskogens historie i Norge under opprulling. *Blyttia* 4: 171-178.
- Hagman, M. 1970. Observations in the incompatibility in *Alnus*. i: *Proceedings IUFRO Working group meeting on sexual reproduction in forest trees. Vol. 1, Part 10, 1-19.*
- Hamrick, J. L., Godt, M. J. V. & Sherman-Broyles, S. 1992. Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. *New Forests* 6: 95-124.
- Hansen, L.O. & Sømme, L. 1994. Cold-hardiness of the elm bark beetle *Scolytus laevis chapuis*, 1873 (*Col, Scolytidae*) and its potential as Dutch elm disease vector in the northernmost elm forest of Europe. *J. Appl. Ent.* 117: 444-450.

- Hatterer, H. H. 1991. Measuring genetic variation. S. 2-19 in Müller-Starck, G. & Ziehe, M. (Eds.). Genetic Variation in European Populations of Forest Trees. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, Germany.
- Haveraaen, O. 1985. Reservater for frøsanking bør opprettes. Norsk skogbruk 1985-1: 58-59.
- Haxthow, R. 1998. *Acer pseudoplatanus* – invasion in Sunnmøre, Norway. Hovedoppgave i biologi (Cand.scient.), Universitetet i Oslo. 134 s.
- Heide, O. M. 1974. Growth and dormancy in Norway spruce ecotypes. I. Interaction of photoperiod and temperature. *Physiol. Plant.* 30: 1-12.
- Hertel, V.H. & Kohlstock, N. 1996. Genetische Variation und Geographische Struktur von Eibevorkommen (*Taxus baccata* L.) in Mecklenburg-Vorpommern. *Silvae Genet.* 45: 290-294.
- Hornvedt, S. 1981. Spisslønn (*Acer platanoides*). Sammenligning av frøkilder. *Gartneryrket* 71: 781-782.
- Houle, G. & Babeux, P. 1994. Variations in rooting ability of cuttings and in seed characteristics of 5 populations of *Juniperus communis* var *depressa* from sub-arctic Quebec. *Can. J. For. Res.* 72: 493-498.
- Hulme, P.E. 1996. Post-dispersal seed predation and the establishment of vertebrate dispersed plants in Mediterranean shrublands. *J. Ecol.* 84: 853-861.
- Hultén, E. 1971. Atlas of the distribution of vascular plants in northwestern Europe. Generalstabens litografiske anstalts förlag, Stockholm. 531 s.
- Hultén, E. & Fries, M. 1986. Atlas of North European vascular plants north of the Tropic of Cancer. Vol. I-III. Koeltz Scientific Books. Königstein.
- Håbjørg, A. 1972. Effect of photoperiod and temperature on growth and development of three latitudinal and three altitudinal populations of *Betula pubescens*. *Meld. Nor. Landbrukshøgsk.* 51: 1-27.
- Håbjørg, A. 1978. Photoperiodic ecotypes in Scandinavian trees and shrubs. *Meld. Nor. Landbrukshøgsk.* 57: 1-47.
- Jensen, J. S. 1993. Variation of growth in Danish provenance trials with oak (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* Mattuschka Liebl.). *Ann. Sci. For.* 50 Suppl No 1: 203-207.
- Jensen, J. S. & Canger, S. 1999. Lime (*Tilia* spp.). S. 8-20 i: Turok, J., Jensen, J., Palmberg-Lerche, Ch., Rusanen, M., Russell, M., de Vries, S. & Lipman, E. (Eds.). Noble Hardwoods Network. Report of the third meeting, 13-16 June 1998, Sagadi, Estonia. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- Johnsen, Ø. & Skrøppa, R. 1996. The adaptive properties of *Picea abies* progenies are influenced by environmental signals during sexual reproduction. *Euphytica* 92: 67-71.
- Johnsen, Ø. & Østreg, G. 1994. Effects of plus tree selection and seed orchard environment on progenies of *Picea abies*. *Can. J. For. Res.* 24: 32-38.
- Karhu, A., Hurme, P., Karjalainen, M., Korvonen, P., Karkkainen, P., Neale, D. & Savolainen, O. 1996. Do molecular markers reflect patterns of differentiation in adaptive traits of conifers? *Theor. Appl. Genet.* 93: 215-221.
- Kerr, G. & Niles, J. 1998. Growth and provenance of Norway maple (*Acer platanoides*) in lowland Britain. *Forestry* 71: 219-224.
- Kielland-Lund, J. 1967. Lågurtgranskogen og dens erstatningssamfunn på Furuberget. *Meddr. norske SkogForVes* 85: 265-296.
- King, R.A. & Ferris, C. 1998. Chloroplast DNA phylogeography of *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. *Mol. Ecol.* 7: 1151-1161.
- Kleinschmit, J. & Stephan, R. 1998. Wild fruit trees (*Prunus avium*, *Malus sylvestris* and *Pyrus pyraeaster*). S. 51-60 i: Turok, J., Collin, E., Demesure, B., Eriksson, G., Kleinschmit, J., Rusanen, M. & Stephan, R. (Eds.). Noble Hardwoods Network. Report of the second meeting, 22-25 March 1997, Lourizán, Spain. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- Kleinschmit, J., Svolba, J., Enescu, V., Franke, A., Rau, H.M. & Reutz, W. 1996. Erste Ergebnisse des Eschen-Herkunftsversuches von 1982. [First results of provenance trials of *Fraxinus excelsior* established in 1982]. *Forstarchiv* 67: 114-122.
- Konnert, M. 1995. Investigations on the genetic variation of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Bavaria. *Silvae Genet.* 44: 346-351.
- Korsmo, H. 1987. Status over vernet barskog i Norge. Økoforsk utredning 1987-5. 41 s.
- Korsmo, H. 1997. Inventering av verneverdig barskog i Møre og Romsdal. NINA Oppdragsmelding 427. 106 s.
- Korsmo, H., Edenius, L., Moe, B. & Svalastog, D. 1994. Inventering av verneverdig barskog i sørlige del av Nordland. NINA Oppdragsmelding 228. 133 s.
- Korsmo, H. & Larsen, H.E. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Hedmark. NINA Oppdragsmelding 26. 110 s.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1993a. Inventering av verneverdig barskog i Oslo og Akershus. NINA Oppdragsmelding 217. 128 s.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1993b. Inventering av verneverdig barskog i Østfold. NINA Oppdragsmelding 217. 100 s.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Oppland. NINA Oppdragsmelding 262. 151 s.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1995. Inventering av verneverdig barskog i Vestfold. NINA Oppdragsmelding 369. 51 s.
- Koski, V. 1970. A study of pollen dispersal as a mechanism for gene flow in conifers. *Comm. Inst. For. Fenn.* 70: 1-78.
- Koski, V., Skrøppa, T., Paule, L., Wolf, & Turok, J. 1997. Technical guidelines for conservation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.

- Kremer, A. & Zanetto, A. 1997. Geographic structure of gene diversity in *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. II. Multilocus patterns of variation. *Heredity* 78: 476-489.
- Krstinic, A. 1994. Genetics of black alder. *Ann. For.* 19: 33-72.
- Krutzsch, P. 1975. Die Pflanzschulerggebnisse eines inventierenden Fichtenherkunftversuches (*Picea abies* (L.) Karst. und *Picea obovata* Ledeb.) Dept. of Forest Genetics, Royal Coll. of Forestry, Stockholm. Res. Notes 14. 64 s. + appendix.
- Kullman, L. 1996. Norway spruce present in the Scandes Mountains, Sweden at 8000 BP: New light on holocene tree spread. *Global Ecol. Biogeogr.* 5: 94-101.
- Landbruksdepartementet. 1996. Forskrift om skogfrø og skogplanter. 5 s.
- Langhammer, Å. 1981. Breddegradsøkotyper av lavlandsbjørk (*Betula verrucosa* Ehrh.). *Meld. Nor. Landbrukshøgsk.* 60: 1-12.
- Langlet, O. 1960. Mellaneuropeiska granprovenienser i svenskt skogsbruk. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidsskrift* 1960: 261-329.
- Langlet, O. 1971. Two hundred years genecology. *Taxon* 20: 653-722.
- Larsen, A. B. 1996. Genetic structure of populations of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Denmark. *Scand. J. For. Res.* 11: 220-232.
- Ledig, T. 1992. Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. *Oikos* 63: 87-108.
- Leinonen, I. 1996. Dependence of dormancy release on temperature in different origins of *Pinus sylvestris* and *Betula pendula* seedlings. *Scand. J. For. Res.* 11: 122-128.
- Leather, S.R. 1996. *Prunus padus* L. *J. Ecol.* 84: 125-132.
- Lewandowski, A., Burczyk, J. & Mejnartowicz, Z. 1995. Genetic structure of english yew (*Taxus baccata* L.) in the Wierzchlas reserve - implications for genetic conservation. *For. Ecol. Man.* 73: 221-227.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. Det norske samlaget, Oslo. 1014 s.
- Liepe, K. 1993. Growth-chamber trial on frost hardiness and field trial on flushing of sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.). *Ann. Sci. For.* 50: 208-214.
- Liesebach, M., Degen, B., Scholz, F. 1999. On the adaptability in flushing of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Berichte über Landwirtschaft* 77:128-133.
- Machon, N., LeFranc, M., Bilger, I., Mazer, S.J. & Sarr, A. 1997. Allozyme variation in *Ulmus* species from France: Analysis of differentiation. *Heredity* 78: 12-20.
- Magnesen, S. 1986. Det internasjonale sitkagranproveniensenforsøket på Vestlandet. Rapport fra skogforskningen 1/86 12 s.
- Magnesen, S. 1999. Forsøk med nordlig sitkagranprovenienser på Vestlandet. Rapport fra skogforskningen 6/99 11 s.
- Mariette, S., Lefranc, M., Legrand, P., Taneyhill, D., Frascaria-Lacoste, N. & Machon, N. 1997. Genetic variability in wild cherry populations in France. Effects of colonizing processes. *Theor. Appl. Genet.* 94:904-908.
- Merzeau, D., Comps, B., Thiebaut, B., Cuguen, J. & Letouzey, J. 1994. Genetic structure of natural stands of *Fagus sylvatica* L. (beech). *Heredity* 72:269-277.
- Ministry of Agriculture and Forestry 1993. Report on the follow-up of the Strasbourg resolutions. 202 s.
- Moe, B. 1994a. Inventering av verneverdig barskog i Agder. NINA Oppdragsmelding 306. 99 s.
- Moe, B. 1994b. Inventering av verneverdig barskog i Sogn og Fjordane. NINA Oppdragsmelding 318. 85 s.
- Moe, B. 1994c. Inventering av verneverdig barskog i Telemark. NINA Oppdragsmelding 307. 106 s.
- Moe, B. 1995. Vernet edelløvsog i Hordaland; tilstand, fastruteanalyser, floraoversikt og skjøtselbehov 20 år etter registreringene. MVA-rapport nr. 5/95. 36 s. + appendix.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Myhrwold, A.K. 1928. Skogbrukslære. Forelæsninger ved Norges landbrukshøgskole, bearbejdet og utgitt ved Julius Nygaard. Grøndahl & Søns Forlag, Oslo. 791 s.
- Myking, T. 1997. Dormancy, budburst and impacts of climatic warming in coastal-inland and altitudinal *Betula pendula* and *B. pubescens* ecotypes. S. 51-66 i: Lieth, H & Schwartz, M.D. (Eds.). *Progress in Biometeorology, Vol. 12: Phenology in Seasonal Climates I*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Myking, T. 1999. Winter dormancy release and budburst in *Betula pendula* Roth. and *B. pubescens* Ehrh. ecotypes. *Phyton* 39: 139-146.
- Myking, T. & Heide, O.M. 1995. Dormancy release and chilling requirement of buds of latitudinal ecotypes of *Betula pendula* and *B. pubescens*. *Tree Physiol.* 15: 697-704.
- Namkoong, G. 1984. A control concept for gene conservation. *Silvae Genet.* 33: 160-163.
- Nedkvitne, K. 1990. Selja i norsk natur og tradisjon. Norsk skogbruksmuseum, Elverum. 171 s.
- Nedkvitne, K. & Gjerdåker, J. 1995. Alm i norsk natur og tradisjon. Norsk skogbruksmuseum, Elverum. 178 s.
- Nedkvitne, K. & Gjerdåker, J. 1999. Hegg og hassel i norsk kultur og tradisjon. Norsk skogbruksmuseum, Elverum. 152 s.
- Newton, A.C., Allnutt, T.R., Gillies, A.C.M., Lowe, A.J. & Ennos, R.A. 1999. Molecular phylogeography, intraspecific variation and the conservation of tree species. *TREE* 14: 140-145.
- Nilssen, E. & Vorren, K.-D. 1990. Skogens innvandringshistorie. Skogstrærs og noen buskveksters innvandring i Nord-Norge. S. 11-23 i: Sveli, A. (Ed.). *Skogbruk i Nord-Norge*. 2. utg. Nord-Norges Skogsmannsforbund.
- Norges skogeierforbund 1959. *Stell av lauvskog*. Oslo. 135 s.

- Panconesi, A., Santini, A. & Casini, N. 1994. *Phellinus torulosus* on *Cupressus sempervirens* in Italy. Eur. J. Plant Pathol. 24: 238-240.
- Perry, D. J. & Knowles, P. 1989. Allozyme variation in sugar maple at the northern limit of its range in Ontario, Canada. Can. J. For. Res. 19: 509-514.
- Pliúra, A. 1999. European long-term gene conservation strategies. Ash (*Fraxinus* spp.). S. 8-20 i: Turok, J., Jensen, J., Palmberg-Lerche, Ch., Rusanen, M., Russell, K., de Vries, S. & Lipman, E. (Eds.). Noble Hardwoods Network. Report of the third meeting, 13-16 June 1998, Sagadi, Estonia. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- Prat, D., Leger, C. & Bojovic, S. 1992. Genetic diversity among *Alnus glutinosa* (L) Gaertn. populations. Acta Oecol. 13: 469-477.
- Raspe, O. & Jacquemart, A.L. 1998. Allozyme diversity and genetic structure of European populations of *Sorbus aucuparia* L. (Rosaceae: Maloideae). Heredity 81: 537-545.
- Raspe, O., Findlay, C. & Jacquemart, A.-L. 2000. *Sorbus aucuparia* L. J. Ecology 88: 910-930.
- Roll-Hansen, F. 1969. Sykdommer på skogtrær. Vollebakk. 173 s.
- Roll-Hansen, F. 1981. Sykdommer på skogtrær. Landbruksforlaget, Oslo. 98 s.
- Rusanen, M. 1998. Norway maple (*Acer platanoides*) and sycamore (*Acer pseudoplatanus*). S. 40-43 i: Turok, J., Collin, E., Demesure, B., Eriksson, G., Kleinschmit, J., Rusanen M. & Stephan. R. (Eds.). Noble Hardwoods Network. Report of the second meeting 22-25. March 1997, Lourizan, Spain. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- Ryvarden, L. 1989. Norges nasjonalparker. Universitetsforlaget, Oslo. 159 s.
- Salvesen, P. H. 1993a. Fagerrogn – en særnorsk plante. Naturen 117: 198-204.
- Salvesen, P.H. 1993b. Kristtorn - fra jul og helt til påske. Naturen 117: 10-18.
- Salvesen, P. H. 1996. Seedset and fruit development in *Tilia cordata* Mill. in Norway. S. 45-52 i: Nordahl, I. (Ed.). Seed, fruit, fertility. Det norske Videnskaps-Akademi. I. Mat.- Naturv. Klasse. Avhandlingar Ny serie No. 18. 100 s.
- Salvesen, P.H. 1998. Notat til Miljøvernvedlingen hos Fylkesmannen i Hordaland om genetisk diversitet hos treslag på Vestlandet.
- Samuel, R., Pinsker, W. & Ehrendorf, F. 1995. Electrophoretic analysis of genetic variation within and between populations of *Quercus cerris*, *Q. pubescens*, *Q. petraea* and *Q. robur* (Fagaceae) form Eastern Austria. Bot. Acta: 108: 290-299.
- Savill, P.S., Spencer, R., Roberts, J.E. & Hubert, J.D. 1999. Sixth year results from four ash (*Fraxinus excelsior*) breeding seedling orchards. Silvae Genet. 48: 92-99.
- Savolainen, O. 1996. Pines beyond the polar circle: Adaptation to stress conditions. Euphytica 92: 139-145.
- Skogfrøverket 1998. Frøavl i skogbruket. Planperiode 1996-2015. Det norske Skogfrøverk.
- Skogfrøverket 1999. Strategiplan for skogfrøforsyning, planteforedling og genbevaring. Det norske Skogfrøverk.
- Skrøppa, T. 1982. Genetic variation in growth rhythm characteristic within and between natural populations of Norway spruce. A preliminary report. Silva Fenn. 16: 160-167.
- Skrøppa, T. 1991. Within-population variation in autumn frost hardiness and its relationships to bud-set and height growth in *Picea abies*. Scand. J. For. Res. 6: 353-363.
- Skrøppa, T. 1994. Impact of tree improvement on genetic structure and diversity on planted forests. Silva Fenn. 28: 265-274.
- Skrøppa, T. 1996. Diallel crosses in *Picea abies*. II: Performance and inbreeding depression of selfed families. Forest Genetics. 3: 81-91.
- Skrøppa, T. & Johnsen, Ø. 2000. Patterns of adaptive genetic variation in forest tree species; the reproductive environment as an evolutionary force in *Picea abies*. S. 49-58 i: Matyas, C. and Varga, G. (Eds.). Forest Genetics and Sustainability vol. 63, Kluwer.
- Skrøppa, T. & Dietrichson, J. 1986. Winter damage in the IUFRO 1964/68 provenance experiment with Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). Comm. Nor. For. Res. Inst. 39: 161-183.
- Skrøppa, T. & Magnussen, S. 1993. Provenance variation in shoot growth components of Norway spruce. Silvae Genet. 42: 111-120.
- Skrøppa, T., Martinsen, D. R. & Følstad, A. 1993. Vekst og kvalitet til mellom-europeiske granprovenienser plantet i Østfold. Rapport fra Skogforsk 7/93: 1-20.
- Solheim, H. 1991. Almesjuka, årsak og utvikling. Aktuelt fra skogforskningen 10/91: 75-88.
- Statens skogfrøverk 1995. Sankeområder for skogbrukets frøforsyning. 13 s.
- Svalastog, D. 1996. Tilleggsinventering av verneverdig barskog i Midt-Norge. NINA Oppdragsmelding 394. 50 s.
- Svalastog, D. & Korsmo, H. 1995. Inventering av verneverdig barskog i Buskerud. NINA Oppdragsmelding 360. 180 s.
- Sykes, M.T. & Prentice, I.C. 1996. Climate change, tree species distributions and forest dynamics: a case study in the mixed conifer/northern hardwoods zone of northern Europe. Climatic Change 34: 161-177.
- Sylvén, N. 1940. Long- and short-day types of Swedish forest trees. Svensk Papp. Tidn. 43: 317-324.
- Sæbø, A. & Johnsen, Ø. 2000. Growth and morphology differ between wind exposed families of *Sorbus aucuparia* (L.). J. Arboriculture 26: 255-262.
- Sætersdal, M., Birks, H.J.B. & Peglar, S.M. 1998. Predicting changes in Fennoscandian vascular-plant species richness as a result of future climatic change. J. Biogeography 25: 111-122.
- Tigerstedt, P.M.A. 1973. Studies on isozyme variation in marginal and central populations of *Picea abies*. Hereditas 75: 47-60.

- Tigerstedt, P.M.A. 1979. Genetic adaptation of plants in the subarctic environment. *Holarctic Ecol.* 2:264-268.
- Trädgårdh, I. 1914. Sveriges skogsinsekter. Stockholm. 279 s.
- Vaartaja, O. 1954. Photoperiodic ecotypes of trees. *Can. J. Bot.* 82: 392-399.
- Varela, M.C. & Eriksson, G. 1995. Multipurpose gene conservation in *Quercus suber* - a Portuguese example. *Silvae Genet.* 44: 28-37.
- vonWuehlisch, G., Krusche, D. & Muhs, H.J. 1995. Variation in temperature sum requirement for flushing of beech provenances. *Silvae Genet.* 44: 343-346.
- Wahlgren, A. 1914. Skogskötsel. Handledning vid uppdragande, vård och förnygning av skog. Stockholm. 729 s.
- Wang, T. & Tigerstedt, P.M.A. 1993. Variation of growth rhythm among families and correlation between growth rhythm and growth rate in *Betula pendula* Roth. *Scand. J. For. Res.* 8: 489-497.
- Wedul, K. 1991. Ikke bare bæra. *Skogeieren* 15: 22-24.
- Weiser, F. 1996. Results of a 33-year single-tree progeny test after open pollination of the bird cherry, *Prunus avium* L var. *avium*. *Silvae Genet.* 45: 260-266.
- Westergaard, L. 1997. Genetic variation in seedling growth and phenology in four latitudinal provenances of Norway maple (*Acer platanoides* L.). S. 105-116 i: Lieth, H. & Schwartz, M.D. (Eds.). *Progress in Biometeorology, Vol. 12: Phenology in Seasonal Climates I.* Backhuys Publishers, Leiden.
- Westergaard, L. & Eriksen, N.E. 1997. Autumn temperature affects the induction of dormancy in first-year seedlings of *Acer platanoides* L. *Scand. J. For. Res.* 12: 11-16.
- Williams, N. 1998. Study finds 10 % of tree species under threat. *Science* 281: 1426.
- Wolf, H. & Brandt, R. 1995. Growth and quality of intra-specific aspen (*Populus tremula* L.) progenies. *Silvae Genet.* 44: 319-325.
- Worrell, R. 1995. European aspen (*Populus tremula* L.): a review with particular reference to Scotland I. Distribution, ecology and genetic variation. *Forestry* 68: 93-105.
- Young, A., Boyle, T. & Brown, T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation of plants. *TREE* 11: 413-418.
- Zanetto, A. & Kremer, A. 1995. Geographic structure of gene diversity in *Quercus petraea* (Matt.). *Liebl. I. Monolocus patterns of variation. Heredity* 75: 506-517.
- Øyen, B.-H. & Magnesen, S. 1999. Lerken på Vestlandet. *Vestnorsk landbruk* 12: 16-17.